



Материалы Всероссийской
научно-практической конференции
с международным участием

Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации

ВЫПУСК VIII

ЧАСТЬ 1

Киров
2010

Департамент экологии и природопользования Кировской области

Учреждение Российской академии наук

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Вятский государственный гуманитарный университет

Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации

Материалы

Всероссийской научно-практической конференции

с международным участием

1–2 декабря 2010 г.

ВЫПУСК VIII

ЧАСТЬ 1

Киров 2010

Печатается по решению редакционно-издательского совета
Вятского государственного гуманитарного университета

Редакционная коллегия:

Т. Я. Ашихмина, профессор, д. т. н., Л. И. Домрачева, профессор, д. б. н.,
И. Г. Широких, профессор, д. б. н., А. И. Видякин, профессор, д. б. н.,
А. М. Слободчиков, профессор, к. х.н., Н. М. Алалыкина, доцент, к. б. н.,
Л. В. Кондакова, доцент, к. б. н., С. Ю. Огородникова, с. н. с., к. б. н.,
Г. Я. Кантор, с. н. с., к. т. н., С. Г. Скугорева, н. с., к. б. н.

С 56 Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Сб. материалов VIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием в 2 частях. Часть 1. (г. Киров, 1–2 декабря 2010 г.). Киров: ООО «Лобань», 2010. 233 с.

ISBN 978-5-85908-215-5

В сборник VIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации» вошли статьи ученых, аспирантов, педагогов Волго-Вятского и других регионов РФ и зарубежья. В них отражено современное состояние и перспективы развития экологии. Показана роль и значение методов исследования состояния окружающей среды – биологического мониторинга и биоиндикации. Большое внимание уделено исследованиям и результатам с применением современных и ставших классическими методами биоиндикации и биотестирования в оценке окружающей среды. Показаны механизмы адаптаций биоты к среде обитания и динамика популяций растений и животных в изменяющихся условиях; в т. ч. техногенных и урбанизированных территорий. Включены материалы из опыта работы в области экологического образования и просвещения.

Учитывая практическую и природоохранную значимость комплексного биомониторинга природных сред и объектов, указанных в большинстве материалов, сборник будет полезен студентам, магистрантам, аспирантам, ученым как методическое пособие для целей экологического исследования.

ISBN 978-5-85908-215-5

*Издается в рамках областной целевой программы
«Экология и природные ресурсы Кировской области на 2004–2010 гг.»,
подпрограмма «Экологическая культура населения».*

ББК 28.081я431

© Вятский государственный гуманитарный университет, 2010

© Учреждение Российской академии наук Институт биологии

Коми ИЦ УрО РАН, 2010

© Департамент экологии и природопользования Кировской области, 2010

СОДЕРЖАНИЕ

СЕКЦИЯ 1 БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

<i>Долгин М. М., Колесникова А. А., Конакова Т. Н., Таскаева А. А., Мелехина Е. Н.</i> Мониторинг состояния почвенной фауны в среднетаежных лесах европейского Северо-Востока России (на примере лесопромышленного комплекса)	8
<i>Кавеленова Л. М., Розно С. А., Драчева Н. В.</i> К программе биомониторинга древесных интродуцентов в составе различных насаждений урбосреды (на примере г. Самары).....	12
<i>Кулюгина Е. Е., Патова Е. Н.</i> Развитие биологического мониторинга на примере ООПТ западного макросклона Полярного Урала	15
<i>Григорович М. А., Кудрин Б. И., Евдокимов А. Н., Голубицкая М. Ю., Плотникова О. М.</i> Морфологические и биохимические показатели крови полёвки обыкновенной в ЗЗМ объекта по уничтожению химического оружия в районе г. Щучье Курганской области	18
<i>Кизилова Е. А., Поварницына П. Ю., Смелянская А. И., Симак Т. Г., Симак С. В.</i> Репродуктивное состояние самок трёх видов грызунов рода <i>Arodemus</i> на территории Жигулёвского ГПЗ и НП «Самарская Лука».....	20
<i>Кочурова Т. И., Цепелева М. Л.</i> Зообентос в мониторинге р. Вятки на территории зоны защитных мероприятий объекта по уничтожению химического оружия	24
<i>Шихова Т. Г.</i> Использование моллюсков в эколого-паразитарном мониторинге природной среды	28
<i>Силахина К. Д., Потравный И. М.</i> Использование экологического мониторинга (в управлении природопользованием) на примере зоопланктона водоёмов г. Тирасполя	30
<i>Бурков Н. А.</i> О некоторых вопросах управления природопользованием в Кировской области	34
<i>Рябов В. М.</i> Методологические подходы к мониторингу позвоночных животных в ГПЗ «Былина»	39
<i>Масленникова О. В.</i> Мониторинг эхинококкоза в природных биоценозах Кировской области	41
<i>Кузьмина Е. С., Аспхольм П. Э. (Paul Eric Aspholm)</i> Оценка жизненного состояния древостоя в старовозрастном сосняке брусничном Северной тайги	45
<i>Ходырев Н. Н.</i> Водные нематоды озера Холщовик Государственного природного заповедника «Нургуш»	47
<i>Колмыкова Т. С., Апарин А. С., Шаркаева Э. Ш., Кузьмичева М. В.</i> Изменение мембранной проницаемости растений огурца в зависимости от температуры и сортовых различий	49

Гаренских С. В., Жуйкова Т. В., Абакишина Н. В., Ческидова Ю. С.	
Реакция эпидермального комплекса <i>Cirsium arvense</i> L. на химическое загрязнение среды	52
Чупракова Е. И. О результатах мониторинга ценопопуляции <i>Calypso bulbosa</i> (L.) Oakes в Кировской области	57
Скугорева С. Г., Жукова С. Н. Ионный состав воды в водных объектах дендрологического парка лесоводов г. Кирова.....	61
Домнина Е. А., Огородникова С. Ю., Мергасова С. В. Определение содержания общего фосфора в лишайнике <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.....	63

СЕКЦИЯ 2 МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Шаймарданова Б. Х., Шаймарданов Ж. К. Методы биоиндикации в оценке качества природной среды урбоэкосистемы	67
Голованова Е. С. Применение метода суммарных фенологических характеристик при мониторинге динамики растительных сообществ высотных поясов (на примере заповедника «Пасвик»).....	70
Мельник А. А. Биоиндикация и биомониторинг: материальное и методическое обеспечение, представление результатов	72
Судницына Д. Н., Силеенкова Е. А. Определение экологического состояния некоторых малых рек Псковской области по показателям фитопланктона и фитоперифитона.....	76
Жигульский В. А., Шуйский В. Ф., Максимова Т. В., Григорьева Ю. Н. Биоиндикация аэротехногенного загрязнения наземных экосистем выбросами энергетических предприятий (на примере Сланцевского района Ленинградской области)	79
Пестов С. В. Пространственно-временные изменения повреждения листьев березы и рябины на территории ЗЗМ объекта «Марадыковский»	83
Кошкаргов А. Д., Кошкаргова В. Л. Метод мониторинга эколого-фитоценотической биоиндикации состояния природной среды Приенисейской Сибири в голоцене.....	87
Пахарькова Н. В., Радогуз М. С., Ноздрин Ю. В., Симонова Т. А. Особенности биоиндикации загрязнения воздушной среды с использованием сосны обыкновенной и ели сибирской.....	90
Зайцев Г. А. Методические проблемы изучения корневых систем древесных растений в городских условиях	94
Горшкова Т. А. Исследование возможности биоиндикации антропогенных нарушений среды с помощью клевера ползучего (<i>Trifolium repens</i> L.)	97
Воробьева К. Ю., Корчиков Е. С. Зольность листоватых и кустистых лишайников различных лесных сообществ Красносамарского лесного массива	101

Суходольская Р. А., Бегичева Е. В. Роль репродуктивных параметров популяции в биоиндикации антропогенных воздействий	104
Максимов С. А., Марущак В. Н. Мониторинг динамики численности грызущих филлофагов как метод биоиндикации березовых насаждений	108
Соколова Т. Л. Почвенная мезофауна как биоиндикатор почвенно-экологических условий и антропогенной нагрузки	111
Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Жданова О. Б. Биологическая оценка риска от применения азида натрия при дезинвазии урбанозёмов	114
Домрачева Л. И., Елькина Т. С. Особенности развития альгоцианобактериальных группировок в почвах различных экосистем	117
Березин Г. И., Домрачева Л. И., Помелов А. В. Влияние гербицида трефлана на почвенные микробные комплексы	120
Антонов Г. И., Семенякин Д. А. Влияние интенсивности разреживания древостоя при рубках ухода на функциональную активность почвенной биоты	123
Шарапова И. Э., Гарабаджиу А. В., Маркарова М. Ю., Щемелинина Т. Н., Груздев И. В. Использование биосорбентов для очистки водных сред шламонакопителя, загрязненных нефтяными углеводородами	127
Чибрик Т. С. Индикационная роль растительности при восстановлении нарушенных земель	131
Полухина Н. В., Луцкай Е. А., Михеева О. Ю. Оценка состояния природных популяций березы повислой (<i>Betula pendula</i> Roth.) в районе Балаковской АЭС.....	135
Ларин И. Н., Иванов Д. Е., Хотько Н. И., Луцкай Е. А., Захаров С. М., Михеева О. Ю., Ильина Е. В. Оценка качества воды водоёма-охладителя Балаковской атомной электростанции методами биомониторинга.....	138
Иванов Д. Е., Емельянова Н. В., Журавлева Л. Л. Оценка генотоксичности с помощью метода «ДНК-комет»	140
Луцкай Е. А., Михеева О. Ю., Полухина Н. В. Биоиндикация почв в районе расположения Балаковской АС по соотношению микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием	143

СЕКЦИЯ 3 БИОТЕСТИРОВАНИЕ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ СРЕД

Новикова Л. Ю., Лоскутов И. Г., Дюбин В. Н. Прогнозирование влияния климатических изменений на выращивание овса в трёх регионах РФ	146
Захожий И. Г., Далькэ И. В., Низовцев А. Н., Головкин Т. К. Эффекты техногенного загрязнения среды ртутью на функциональную активность листьев <i>Chamaenerion angustifolium</i>	150
Большова О. Г. К вопросу о совершенствовании технологии производства цветочно-декоративных растений, устойчивых к урбосреде	153

Русских Е. А., Шихова Л. Н. Гуминовые препараты модифицируют реакцию ячменя на ионы свинца	156
Зубкова О. А. Реакция растений ячменя на разные концентрации ионов марганца и железа	160
Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Действие пирофосфата натрия на биохимические характеристики растений	163
Огородникова С. Ю. Использование черенков древесных растений в биоиндикации	166
Зейферт Д. В. Перспективы фитоиндикации поверхностных вод и сточных вод промышленных предприятий с использованием кресс-салата (<i>Lepidium sativum</i>).....	171
Кудрявцева Е. А., Розно С. А. Биотестовая оценка аллелопатической активности листового опада различных древесных интродуцентов	173
Зайцева И. М., Захарова М. А. Оценка состояния ассимиляционного аппарата древесных растений в городских условиях (на примере г. Уфы).....	176
Фролова Е. В., Помогайбин Е. А. Биотестирование в оценке почвоутомления под деревьями рода орех в дендрарии	179
Оханкина В. Ю. Методические особенности биотестирования компонентов окружающей среды с использованием микробных культур	182
Тюткова Е. А., Григорьев Ю. С. Сравнение чувствительности биотестов на основе водорослей хлорелла и сценедесмус	186
Широких И. Г., Соловьёва Е. В., Ашихмина Т. Я. Экологические особенности актиномицетов из урбанозёмов г. Кирова.....	190
Злобин С. С., Шулятьева Н. А., Дабах Е. В., Скугорева С. Г., Домрачева Л. И., Адамович Т. А. Использование методов биоиндикации, биотестирования и химического анализа для оценки состояния почвы в районе Кирово-Чепецкого химического комбината.....	193
Савинова И. В., Плотникова О. М., Лунева С. Н. Влияние подкожного введения метилфосфоновой кислоты на некоторые показатели углеводного обмена лабораторных мышей линии СВА	196
Плотникова О. М., Григорович М. А., Кудрин Б. И., Евдокимов А. Н. Использование показателей функционального состояния организма лабораторных мышей для оценки степени токсичности экстрактов почв и грунтов.....	199
Лизинская Н. П., Шашкова Т. Л., Григорьев Ю. С. Трофическая активность рачков дафний в токсикологическом эксперименте при различных температурах	203
Максимовских С. Ю., Афанасьева С. И., Завьялова Л. Г. Экотоксичность строительных материалов.....	206
Григорьев Ю. С. Оперативные технологии биотестирования токсичности вод: разработка, сертификация, внедрение	208
Воронежцева О. В., Ермолаева Т. Н. Пьезокварцевые иммуносенсоры для определения аминогликозидных антибиотиков в пищевых целях	211

Чупис В. Н., Емельянова Н. В., Полухина Н. В., Танайлова Е. А., Козулин В. В. Оценка гено- и фитотоксичности в районах ЗЗМ и СЗЗ объектов УХО	213
Чупис В. Н., Емельянова Н. В., Козулин В. В., Танайлова Е. А., Полухина Н. В. Экспресс-оценка токсичности компонентов природной среды на культуре клеток млекопитающих	216
Хотько Н. И., Чупис В. Н. Особенности критериальной оценки экологического благополучия и медико-биологического состояния здоровья населения.....	220
Баранов А. П., Шафаревич С. А., Лунёв М. И. Биотестирование почв сельхозугодий с использованием гидробионтов.....	223
Семячков А. И., Марвин А. М., Почечун В. А. О возможности использования <i>Drosophila melanogaster</i> для биоиндикации окружающей среды	226
Агилова Ю. Н., Григорьев Ю. С. Влияние режима кормления на выживаемость и плодовитость цериодафний в устройстве для экспонирования рачков.....	230

СЕКЦИЯ 1

БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ПОЧВЕННОЙ ФАУНЫ В СРЕДНЕТАЕЖНЫХ ЛЕСАХ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ (НА ПРИМЕРЕ ЛЕСОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА)

*М. М. Долгин, А. А. Колесникова, Т. Н. Конакова,
А. А. Таскаева, Е. Н. Мелехина
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар,
kolesnikova@ib.komisc.ru*

Оценка состояния почвенной биоты – современный, действенный метод биомониторинга в условиях интенсивного природопользования, пригодный для разработки системы экологического нормирования с учетом климатических особенностей Севера, охраны редких видов и сохранения стабильности биоценозов. При загрязнении воздушной среды выбросами металлургических комбинатов, химических предприятий и тепловых электростанций происходит изменение численности, биомассы, таксономического и трофического разнообразия, доминирования, пространственного распределения (Воробейчик и др., 1994; Евдокимова и др., 2002). В результате воздействия выбросов промышленных предприятий численность мезофауны в окрестностях источника эмиссии обычно снижается, также упрощается видовой состав сообществ крупных почвенных беспозвоночных. Однако, микроартроподы при высоком уровне загрязнений, наоборот, увеличивают численность сообществ и плотность популяций отдельных видов (Кузнецова, Беликова, 2005). Почва, в отличие от воздушной среды, обладает способностью длительное время «нейтрализовать» неблагоприятные внешние влияния, и в большинстве случаев загрязнение среды промышленными выбросами действует не непосредственно на почвенных животных, а косвенно, разрушая станции их обитания, нарушая трофический режим. Поэтому изменения, происходящие под влиянием промышленных выбросов, часто связаны со структурой сообществ почвенных беспозвоночных (Кузнецова, 2003).

Промышленное освоение лесных ресурсов на европейском Северо-Востоке России началось с середины XIX века. Интенсивное развитие лесозаготовительной и лесоперерабатывающей промышленности в регионе приходится на вторую половину XX века. Сыктывкарский лесопромышленный комплекс (СЛПК) – крупнейшее предприятие целлюлозно-бумажного производства в европейской части России. Выбросы этого предприятия содержат оксиды серы и азота, органические серосодержащие соединения, сероводород, сернистый ан-

гидрид, минеральную пыль. По результатам изучения химического состава твердых осадков в районе действия выбросов предприятия условно выделены зоны с различным уровнем техногенной нагрузки. Зона сильного воздействия выбросов радиусом 3,5 км (превышение фоновых показателей в 100–150 раз); зона значительного воздействия выбросов радиусом 3,5–6,0 км (превышение в 20–100 раз); зона умеренного воздействия выбросов радиусом 6,0–10,0 км (превышение в 4–20 раз). С учетом деления района выбросов лесопромышленного комплекса на зоны в каждой из них были выбраны стационарные участки еловых, сосновых и березовых лесов, на которых последние пять лет проводится изучение структурной организации сообществ почвенных беспозвоночных.

Почвенная фауна среднетаежных лесов европейского Северо-Востока России представлена таксонами, широко используемыми в мониторинге почв. В лесных почвах обитает 464 вида беспозвоночных (Oribatida – 105, Collembola – 87, Lumbricidae – 8, Myriapoda – 4, Diplopoda – 2, Coleoptera – 258 видов). Высокое видовое богатство всех групп почвенных беспозвоночных отмечено в еловых лесах. Видовое богатство орибатид значительно в сосновых лесах, видовое богатство коллембол и основных групп мезофауны увеличивается в мелколиственных лесах. Комплекс доминантов в среднетаежных лесах включает широко распространенные и характерные для еловых, сосновых и мелколиственных лесов виды.

В различных типах сосновых лесов (от лишайникового до багульниково-сфагнового) зарегистрировано 39 видов ногохвосток. В сосняках, расположенных в зоне воздействия ЛПК, обнаружено 37 видов коллембол. Численность ногохвосток в фоновом сосняке составляет 67,5 тыс. экз./м². По мере приближения к лесопромышленному комплексу численность коллембол уменьшается в 1,5 раза по сравнению с фоновым сосняком. В ненарушенных и трансформированных сосновых лесах доминируют *Isotomiella minor* и *Folsomia quadrioculata*. Однако в ненарушенном сосняке лишайниковом преобладают поверхностнообитающие формы коллембол, в ненарушенном сосняке сфагновом – полупочвенные виды, а в сосняках, расположенных вблизи лесопромышленного комплекса, – почвенные виды. По количеству семейств в мезофауне сосновых лесов преобладают жесткокрылые и двукрылые. Представленность жуков на всех участках высокая, доминируют Carabidae и Staphylinidae. В сосновых лесах численность мезофауны невысокая: от 11 до 160 экз./м². По градиенту приближения к предприятию средняя численность мезофауны возрастает (Конакова и др., 2009). Доминантными видами в ненарушенных сосняках являются *Zyras humeralis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Pt. melanarius* и *Calathus micropterus*. При приближении к лесопромышленному комплексу эти доминантные виды заменяются другими: в сосняке, расположенном вблизи от предприятия, доминируют *Philonthus rotundicollis* и *P. cyanipennis*. При приближении к лесопромышленному комплексу снижается доля подстильно-почвенных форм, повышается обилие эвритопных и лугово-лесных видов.

В еловых лесах зарегистрировано 59 видов коллембол. Отмечено устойчивое доминирование одного (ельник сфагновый), двух (ельник зеленомошный) и трех (ельник черничный) видов коллембол. В ельниках, расположенных

в зоне воздействия ЛПК, обнаружено от 31 до 36 видов. Видовой состав и численность ногохвосток по мере приближения к источнику загрязнения существенно не изменяются, проявляя тенденцию к снижению, а количество доминирующих видов возрастает. Тем не менее, по мере увеличения загрязнения типичный доминант населения ногохвосток ненарушенных еловых лесов *Isotomiella minor* снижает свою численность, а субдоминанты *Isotoma viridis*, *Pariotoma notabilis*, *Protaphorura boedvarssoni*, *Desoria hiemalis* увеличивают ее. В ненарушенных ельниках черничных и зеленомошных в группировке коллембол преобладают почвенные и полупочвенные формы, в переувлажненных ельниках сфагновых высоко доля поверхностно-обитающих форм. По мере роста загрязнения обилие почвенных видов сокращается, в то время как поверхностно-обитающих увеличивается. В еловых лесах обнаружено 76 видов панцирных клещей. Наиболее характерными видами орибатид для почв еловых лесов являются *Oppiella nova*, *Tectocepheus velatus*, *Platynothrus peltifer*, *Ceratozetes sellnicki*, виды рода *Chamobates*. По мере приближения к лесопромышленному комплексу таксономическое разнообразие и численность орибатид снижаются, а сами сообщества орибатид из полидоминантных становятся монодоминантными. В ненарушенных ельниках более половины видов в группировках орибатид относится к обитателям поверхности почвы и верхних горизонтов подстилки. Именно эта жизненная форма орибатид оказывается наиболее чувствительной к химическому загрязнению окружающей среды. В еловых лесах мезофауна представлена Oligochaeta, Chilopoda, Coleoptera и Diptera. Доминантными видами являются *Monotarsobius curtipes*, *Zyras humeralis*, *Calathus micropterus*, *Pterostichus strenuus*. В еловых лесах сфагнового, разнотравного и зеленомошного типов плотность мезофауны варьирует в пределах от 15 до 330 экз./м². В окрестностях лесопромышленного комплекса плотность мезофауны снижается по среднему градиенту загрязнения, на самом ближнем к СЛПК участке этот показатель в отдельные периоды выше, чем на фоновой территории. В ненарушенных еловых лесах высоко участие поверхностно-подстилочных лесных видов, число которых снижается при приближении к предприятию.

В мелколиственных лесах, расположенных вблизи лесопромышленного комплекса, обнаружено 27 видов коллембол. Доминирующими видами в ненарушенных березовых лесах являются *Isotoma viridis* и *Orshesella flavescens*. Численность коллембол в этих лесах составляет 21,8–37,5 тыс. экз./м². При приближении к лесопромышленному комплексу их плотность снижается до 8,2 тыс. экз./м². На самом ближнем участке к СЛПК доминируют два вида *Isotomiella minor* и *Folsomia quadrioculata*. В ненарушенных березово-осиновых лесах преобладают полупочвенные и почвенные виды коллембол. В производных березовых лесах по видовой насыщенности все группы жизненных форм коллембол распределены примерно одинаково, хотя по обилию жизненных форм вблизи от предприятия доминируют почвенные представители, на фоновой территории – поверхностно-обитающие виды. В структуре мезофауны мелколиственных лесов по числу видов преобладает отряд Coleoptera. Постоянным доминантом в березовых лесах является *Lithobius curtipes*. Плотность мезофауны по мере приближения к лесопромышленному комплексу увеличивается от

102 до 220 экз./м² в подстилке А0 и уменьшается от 16 до 4–6 экз./м² в минеральном горизонте А2. При приближении к предприятию возрастает число лесных видов, повышается доля почвенно-подстилочных форм и снижается обилие подстилочных форм.

Таким образом, в среднетаежных лесах выявлена тенденция снижения видового богатства всех групп почвенных беспозвоночных по градиенту загрязнения, тогда как численность разных групп почвенных беспозвоночных снижается, либо возрастает, или существенно не изменяется, то есть группы почвенных беспозвоночных по-разному реагируют на загрязнение почв выбросами лесопромышленного комплекса. Сообщества почвенных беспозвоночных из полидоминантных становятся монодоминантными, в отдельных группах наблюдается смена доминирующих видов. При приближении к лесопромышленному комплексу изменяется соотношение жизненных форм и экологических групп почвенных беспозвоночных. Соответственно, химическое воздействие выбросов лесопромышленного комплекса на почву вызывает перестройки в структурной организации почвенной фауны.

Исследования проведены при финансовой поддержке программы ОБН РАН «Биологические ресурсы России, оценка состояния и фундаментальные основы мониторинга», № проекта 09-Т-4-1003.

Литература

Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург, 1994. 280 с.

Конакова Т. Н., Колесникова А. А., Долгин М. М. Мезофауна сосновых лесов Республики Коми в районе выбросов лесопромышленного комплекса // Вестник Поморского университета. 2009. № 3. Сер. «Естественные науки». С. 55–63.

Кузнецова Н. А. Организация почвенных сообществ и ее роль в биоиндикации // Антропогенная динамика экосистем. М., 2003. С. 39–91. (Науч. тр. / МНЭПУ; Вып. 2).

Кузнецова Н. А., Беликова А. Сообщества коллембол елово-пихтовых лесов в градиенте промышленного загрязнения на Среднем Урале // Экологическое разнообразие почвенной биоты и биопродуктивность почв. Материалы докл. IV (XIV) Всерос. совещ. по почвенной зоологии, III Всерос. симп. по панцирным клещам – орибатидам с участ. зарубежных ученых. Тюмень, 2005. С. 135.

Почва и почвенная биота в условиях загрязнения фтором / Г. А. Евдокимова, И. В. Зенкова, Н. П. Мозгова, В. Н. Переверзев. Апатиты, 2005. 155 с.

К ПРОГРАММЕ БИОМОНИТОРИНГА ДРЕВЕСНЫХ ИНТРОДУЦЕНТОВ В СОСТАВЕ РАЗЛИЧНЫХ НАСАЖДЕНИЙ УРБОСРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ г. САМАРЫ)

Л. М. Кавеленова, С. А. Розно, Н. В. Драчева
Самарский государственный университет, biotest@ssu.samara.ru

Древесные растения как долговечные и достаточно крупные организмы, традиционно используются в качестве основы зеленых насаждений различных категорий в урбосреде. При этом проводимые по специальным программам периодически повторяющиеся многолетние наблюдения за ними (что соответствует критериям мониторинга) могут иметь разную целевую направленность, обеспечивая как получение научно значимой информации, так и решение прикладных задач муниципального хозяйства. Рассмотрим некоторые из них, используя некоторые полученные нами для насаждений г. Самары в природных условиях лесостепи Среднего Поволжья результаты.

Мониторинг структурно-функциональных особенностей древесных растений для оценки качества урбосреды. Данные, собранные в ходе фитоиндикационных исследований, могут быть использованы как основа для экологического картирования городских территорий, наиболее неоднородных в пространственно-временном отношении систем, а расположение в различных по уровню антропогенного влияния зонах должно учитываться не только при разработке комплекса природоохранных мероприятий, но и при корректировке стоимости жилых и иных объектов.

Так как обязательным условием для корректного изолинейного картирования является достаточное количество точек наблюдений, данный подход доступен: 1) при использовании в качестве фитоиндикаторов видов растений, имеющих повсеместное распространение; 2) при сравнительно простой (скрининговой) процедуре снятия показателей. Первое соображение затрудняло нам для условий г. Самары использование ряда местных древесных видов (клен остролистный, дуб черешчатый), не повсеместно включенных в городские насаждения. Второе соображение ограничивает индикационную значимость биохимических показателей, характеризующихся высокой лабильностью и требующих длительного выявления в лаборатории (активность ферментов и др.), при этом сложнее осуществить скрининг для большого числа точек наблюдений при минимальном разрыве во времени. Желательно использование показателей, которые обнаруживают определенную стабильность в течение достаточно длительного времени, например, не изменяются после достижения полного развития в данный вегетационный период (таковы качество семян, морфолого-анатомические показатели органов растений, особенности видового состава насаждений).

При проведении исследований в модельных городских насаждениях г. Самары мы располагали относительно равномерно покрывающей город сетью точек наблюдения. Среди признаков, оценивавшихся для древесных растений, были особенности водного режима их листовых пластинок (водоудержи-

вающая способность и суточные потери влаги), содержание золы в листьях, качество пыльцы и пр. Достаточно сходная картина экологического зонирования территории получена при использовании фитоиндикационных показателей различного уровня организации, от структурно-функциональных клеточных до уровня растительных сообществ (Кавеленова, 2003).

Говоря о возможностях использования растений в качестве аккумулирующих компоненты техногенного загрязнения фитомониторинга, нам хотелось бы привлечь внимание к пока еще недостаточно используемому в практике фитомониторинга кортекс-тесту. Кортекс-тест предполагает определение химических показателей коры древесных растений, первые работы в данном направлении были выполнены в 70-х годах XX в. Разные авторы в качестве параметров кортекс-индикации использовали: рН, буферные свойства коры, электропроводность экстрактов коры, элементный состав коры, техногенное загрязнение тяжелыми металлами и пр. Отбор проб пылевого загрязнения, естественно отложившегося из воздуха на биологическом материале, представляет эффективный, низкочастотный и информативный метод оценки аэрального загрязнения окружающей среды. К его достоинствам можно отнести меньшую, чем у других органов растений, зависимость аккумулирующих свойств от физиологического состояния и возраста растений. Тканевое строение коры (точнее кортекса, многослойного комплекса вторичных покровных тканей на стеблях древесных растений) делает ее эффективной ловушкой компонентов загрязнения воздуха и допускает отбор проб при незначительном повреждении растений. Естественно, что в случае кортекс-индикации предварительным этапом становится определение видоспецифических особенностей коры различных древесных растений.

Для характеристики биотопических условий мы использовали систему кодовых оценок, с помощью которых обозначался тип насаждений, тип застройки, интенсивность движения автотранспорта, сформированность газонного покрытия и другие особенности модельных насаждений. Проведя стандартную процедуру корреляционного анализа, мы получили значения коэффициентов парной корреляции, соответствующие связи показателей зольности коры клена ясенелистного и различных биотопических условий. Прочие коэффициенты отражали связь разных оценок местообитания между собой. Анализируя полученные значения коэффициентов, мы обнаружили, что положительная корреляционная связь средней тесноты имеется между показателями зольности коры и интенсивностью движения автотранспорта (0,51). Корреляционная связь, также положительная и средней силы, выявлена между показателями зольности коры и качеством покрытия (0,30). Как тип застройки, так и вентилируемость участка слабо влияли на показатель зольности коры. Это мы можем объяснить высокой насыщенностью городского воздуха пылью, сложной картиной перераспределения загрязнения от его источников внутри городской территории. Практически не оказал влияния на зольность коры тип насаждений. Это может означать, что в условиях г. Самары и внутригородские, и скверовые насаждения сталкиваются с интенсивным загрязнением воздуха, а кора клена ясенелистного неизменно оказывается поверхностью с высокими пылеосаждающими свойствами.

Мониторинг устойчивости древесных растений в процессе интродукционных испытаний. Природная дендрофлора Самарской области насчитывает не более 60 видов местных видов деревьев и кустарников (Плаксина, 2001). Составными частями интродукционных испытаний, проводимых сотрудниками ботанического сада Самарского государственного университета, являются мониторинг устойчивости к засухе и низким зимним температурам, мониторинг прохождения фенологических фаз – ежегодные наблюдения за сезонным развитием, цветением и плодоношением, а также мониторинг различных экофизиологических особенностей древесных растений.

Нами (Розно, 2005) были подведены итоги многолетних интродукционных испытаний за 1950–2004 гг. для 739 видов древесных растений, выявлены экологические факторы, лимитирующие развитие ряда древесных растений в условиях лесостепи. Мониторинг устойчивости интродуцентов показал, что среди экологических факторов, лимитирующих развитие древесных интродуцентов в лесостепи Среднего Поволжья, первое место принадлежит периодически повторяющимся суровым зимам. Второе место занимают засухи в течение вегетационного периода. Для ряда видов третьим, комплексным фактором становится совместное действие двух первых. Уровень засухо- и зимостойкости всех видов и преобладающие причины гибели неустойчивых видов обнаруживают связь с географическим происхождением. Мониторинг сезонного развития интродуцентов выявил преобладание среди местных древесных растений видов со средним и ранним началом вегетации и различными сроками ее завершения, среди интродуцентов – со средними и поздними сроками начала вегетации. Подведение итогов длительных интродукционных испытаний позволило нам вновь рекомендовать 516 таксонов растений-интродуцентов для использования в озеленении в условиях лесостепи Среднего Поволжья.

Мониторинг жизненного состояния и фитосанитарного статуса древесных растений с целью оптимизации их состава и агротехники. Ускоренное старение деревьев в городской среде, по сравнению со скоростью смены фаз онтогенеза в природных экосистемах, делает необходимыми изучение факторов, негативно влияющих на деревья в урбосреде, и выработку компенсационных мер. Несмотря на обилие работ по фитопатологии, в том числе касающихся региональных особенностей лесных насаждений, сведений о фитопатологическом статусе древесных растений в конкретных природно-географических условиях в урбосреде, в том числе и в условиях лесостепи Среднего Поволжья, недостаточно. Мониторинг фитопатологического состояния городской растительности проводится, например, в гг. Москве и Санкт-Петербурге, но отсутствует в большинстве других городов России, что связано с отсутствием возможности проведения комплексных исследований у специалистов городского коммунального хозяйства.

Начальный этап фитосанитарного мониторинга, выполнявшийся в 2004–2008 гг. Н. В. Драчевой (Малыхиной) в 6 модельных насаждениях путем оценки жизненного состояния, визуального осмотра надземной части древесных растений с выделением признаков патологических процессов, отбором листьев для лабораторного определения причин повреждения и подготовкой цифровых фо-

то, показал у 12 из 27 изучаемых видов повреждения листовых пластинок жуками-листоедами, у 10 видов листовые пластинки были в разной степени поражены тлей, на листьях семи видов были обнаружены хлоротичные участки, скелетирование листьев гусеницами различных видов бабочек также были обнаружены на семи видах, у пяти видов листья были поражены мучнистой росой и у четырех – чернью *Apiosporum salicinum* (Pers) Kze. Остальные заболевания были распространены на меньшем количестве видов. Что касается отдельных видов древесных растений, то наибольшее количество повреждений различной причинности было обнаружено на следующих видах: липа крупнолистная (10 видов повреждений), вяз шершавый (10) и береза повислая (7). Полученные данные позволяют говорить о дифференцированном проявлении повреждений, причиняемых болезнями и насекомыми, в зависимости от типа насаждений (уровня техногенного воздействия).

Таким образом, мониторинговые наблюдения за древесными растениями могут осуществляться в урбосреде с целью получения научной информации, осуществления экологического картирования, выявления устойчивых и перспективных интродуцентов, а также для текущего контроля за состоянием городских насаждений и выработки мер по их агротехническому обеспечению

Литература

Кавеленова Л. М. Проблемы организации системы фитомониторинга городской среды в условиях лесостепи. Самара: Самарский университет, 2003. 124 с.

Плаксина Т. И. Конспект флоры Волго-Уральского региона. Самара: Самарский университет, 2001. 388 с.

Розно С. А. Эколого-биологический анализ итогов интродукции древесных растений в лесостепи Среднего Поволжья. Авторефер. дисс. ...кандидата биол.наук. Самара, 2005. 20 с.

РАЗВИТИЕ БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА НА ПРИМЕРЕ ООПТ ЗАПАДНОГО МАКРОСКЛОНА ПОЛЯРНОГО УРАЛА

Е. Е. Кулюгина, Е. Н. Патова

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, kulugina@ib.komisc.ru,
patova@ib.komisc.ru*

Организация биологического мониторинга природных сред и объектов предполагает наличие исходной информации о состоянии нативных природных комплексов, что позволяет объективно оценивать и прогнозировать происходящие в биоценозах изменения, связанные с воздействием как естественных, так и антропогенных факторов. Для этих целей перспективно использование особо охраняемых природных территорий (ООПТ) как эталонных объектов сохраняющих биоразнообразие наиболее уязвимых и ценных природных ландшафтов. Актуальность использования ООПТ в целях биологического мониторинга на Крайнем Севере и Полярном Урале определяют ряд особенностей, связанных, в первую очередь, с активным развитием здесь традиционного природопользования и разведкой и разработкой крупных месторождений полезных ископаемых. Учитывая, что территории ООПТ горных экосистем являются

центрами сосредоточения биоразнообразия на разных уровнях – видовом, цено- тическом, экосистемном, здесь проходят крупные флористические рубежи, вы- сока концентрация эндемичных, реликтовых видов, полезных ресурсных расте- ний, значительна их роль в формировании стока крупнейших рек (Седельников, 2002) использование их в целях биологического мониторинга особенно пер- спективно.

На территории Республики Коми (РК) находится 240 ООПТ (Красная книга..., 2009). Большинство из них расположены в таежной зоне, которая яв- ляется основным природным ландшафтом нашей республики. Число охраняе- мых тундровых территорий значительно меньше, в горно-тундровых районах Урала – они единичны. Хорошо известна очень низкая способность к самовос- становлению природных тундровых и горно-тундровых экосистем, обуслов- ленная неблагоприятными почвенно-климатическими условиями. В связи с чем охране тундровых и горно-тундровых природных комплексов необходимо уде- лять особое внимание.

Проведение биологического мониторинга в экосистемах Полярного Ура- ла приобретает все большую актуальность в связи с тем, что на сегодняшний день возрастают антропогенные нагрузки на природные ландшафты, что связа- но с активным развитием здесь геологоразведки, строительством магистрально- го газопровода Ямал-Центр, а также его территория попадает в зону реализации крупномасштабного проекта «Урал Промышленный – Урал Полярный» с пер- спективой развития объектов горно-добывающей отрасли. Отчуждение земель недропользователями приводит к усилению воздействия на природные экоси- стемы традиционного занятия коренного населения севера – оленеводства. Воз- растают рекреационные нагрузки, связанные с развитием пешеходного и вод- ного туризма. Все эти факторы усиливают воздействие на высокоширотные горные комплексы. Это в дальнейшем может вызвать серьезную трансформа- цию водных и наземных экосистем региона, обладающего уникальным соста- вом флоры и фауны, среди которых многочисленны эндемичные и краснок- нижные виды, встречающиеся только на Полярном Урале.

Область Полярного Урала, входящая в состав Коми Республики, включа- ет всего десять ООПТ, из которых всего три являются заказниками, занимаю- щих небольшие площади: комплексный – «Хребтовый» (4 тыс. га), лесной «Еганэпэ» (790 га), флористический «Хайминский» (225 га). Остальные охраня- емые территории являются разнопрофильными памятниками природы – гидро- логические (1), геологические (3), лесной (2), флористический (1) (Кадастр, 1993). Причем эти ООПТ сосредоточены, в основном, у южной границы По- лярного Урала в Интинском районе и в северной его части – Воркутинском районе.

Несомненно, это мало для сохранения уникальных и легкоранимых гор- ных экосистем Полярного Урала, отличающихся разнообразием природно- климатических условий вдоль широтного градиента. В более южных областях Уральского хребта вопрос охраны природных комплексов его западного макро- склона решен путем создания и развития масштабных ООПТ в приполярной

области – Национального парка «Югд ва» (1.9 млн. га) и в северной - Печоро-Илычского биосферного заповедника (721 тыс. га).

К настоящему моменту проведена инвентаризация для ряда ООПТ западного макросклона; исследованиями были охвачены заказник «Хребтовый» (Биоразнообразие., 2007; Биологическое разнообразие., 2010), лесной заказник «Енганэпэ», геологические и гидрологические памятники: гора Паэмбой, гора Олыся – Большенадотинский риф, водопад на р. Хальмерью (Геологическое наследие, 2008). Показано высокое разнообразие флоры и фауны, сохранность природных ландшафтов водных и наземных экосистем. Констатировано, что они соответствуют статусу охраняемых территорий и имеют научную и эстетическую ценность. Полученные сведения могут быть привлечены при проведении мониторинга прилегающих территорий для оценки их современного состояния и прогноза их трансформации в условиях промышленного освоения. На границе ряда ООПТ выделены лицензионные участки для целей недропользования (например, в заказнике «Хребтовый»), идет строительство линейных сооружений нефте-газового комплекса, существуют также территориально-административные проблемы по выделению новых территорий для охраны уникальных природных комплексов.

Таким образом, поддержание и сохранение на западном склоне Полярного Урала сети ООПТ, а также создание новых охраняемых территорий в ненарушенных горно-тундровых ландшафтах, является особенно важным. Согласно стратегии развития ООПТ Российской Федерации, развитие биологического мониторинга служит цели эффективного сохранения природных комплексов высокоширотных регионов России, обеспечения экологической безопасности и сохранения природной среды для современных и будущих поколений.

Исследования выполнены при поддержке междисциплинарного проекта фундаментальных исследований Уральского отделения РАН «Разработка концепции создания Атласа природного наследия Урала».

Литература

Биологическое разнообразие особо охраняемых природных территорий Республики Коми. Вып. 7: Природные комплексы заказника «Хребтовый». Сыктывкар, 2010. 141 с. (Коми научный центр УрО РАН).

Биоразнообразие экосистем Полярного Урала / Под. ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2007. 252 с.

Геологическое наследие Республики Коми (Россия) / составитель П. П. Юхтанов. Сыктывкар, 2008. 350 с.

Кадастр охраняемых природных территорий Республики Коми. Сыктывкар, 1993. 190 с.

Красная книга Республики Коми. Сыктывкар, 2009. 791 с.

Седельников В. П. Охрана растительности горных систем Азиатской России: проблемы и подходы // Сибирский экологический журн., № 5. 2002. С. 525–529.

МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КРОВИ ПОЛЁВКИ ОБЫКНОВЕННОЙ В ЗЗМ ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В РАЙОНЕ г. ЩУЧЬЕ КУРГАНСКОЙ ОБЛАСТИ

*М. А. Григорович, Б. И. Кудрин, А. Н. Евдокимов,
М. Ю. Голубицкая, О. М. Плотникова*

*Региональный Центр по обеспечению государственного экологического
контроля и мониторинга объекта по уничтожению химического оружия
по Курганской области, kurgan@yandex.ru*

Определение степени техногенного и антропогенного воздействия на окружающую среду – актуальная проблема современного мира. Важную роль в решении этой проблемы играют исследования реакции системы крови млекопитающих на действие загрязняющих веществ.

Настоящее исследование проведено на мышевидных грызунах вида Полевка обыкновенная (*Microtus arvalis* Pall.), составляющих около трех четвертей отлова мелких грызунов в зоне защитных мероприятий (ЗЗМ) объекта по уничтожению химического оружия (УХО) в г. Щучье Курганской области. Животные отловлены на стационарных площадках, находящихся в ЗЗМ объекта УХО, летом 2009 г. (n=22) сразу после запуска объекта УХО и летом 2010 г. (n=13). Для сравнения были использованы грызуны этого же вида (n=20), отловленные в контрольной точке за пределами ЗЗМ объекта УХО.

У всех животных были проведены гематологические и биохимические исследования периферической крови. В крови отловленных грызунов определяли содержание эритроцитов, лейкоцитов, подсчитывали лейкоцитарную формулу, исследовали активность ферментов и содержание субстратов. Цифровой материал обработан общепринятыми статистическими методами (Лакин, 1973). Результаты работы представлены в табл. 1 и на рис. 1 и 2.

Таблица 1

**Гематологические показатели у полевки обыкновенной
(*Microtus arvalis*, Pall) из ЗЗМ объекта УХО г. Щучье за 2009–2010 гг.**

Показатель	Контрольная точка (n=20)		Мониторинг 2009 г. (n=22)		Мониторинг 2010 г. (n=10)		Сравнение 2009–2010 гг. t
	М	± m	М	± m	М	± m	
Эритроциты (млн/мкл)	7,74	0,31	8,20	0,35	7,87	0,99	0,314
Лейкоциты (тыс/мкл):	7,56	0,20	6,58	0,22	7,14	0,39	1,251
нейтрофилы, %	20,0	0,9	23,2	2,0	22,1	2,1	0,379
эозинофилы, %	1,3	0,2	0,9	0,2	0,7	0,2	0,707
базофил, %	1,0	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	1,414
лимфоциты, %	77,0	1,0	74,1	2,1	75,7	1,8	0,578
моноциты, %	1,3	0,2	1,5	0,2	1,0	0,3	1,387

Для всех показателей форменных элементов и в лейкоцитарной формуле в двух сравниваемых группах грызунов, приведенных в табл. 1, статистически

значимых различий не обнаружено ($p > 0,05$). В целом, исследованные показатели крови находились в пределах установленных для мышевидных грызунов норм (Западнюк, 1983; <http://www.labanimal.ru>).

Биохимическое исследование уровня субстратов не выявило статистически значимых отличий между показателями 2009 и 2010 годов, а также при сравнении их с контролем, взятым вне ЗЗМ объекта УХО. В качестве иллюстрации приводим содержание общего белка в крови полевых мышей.

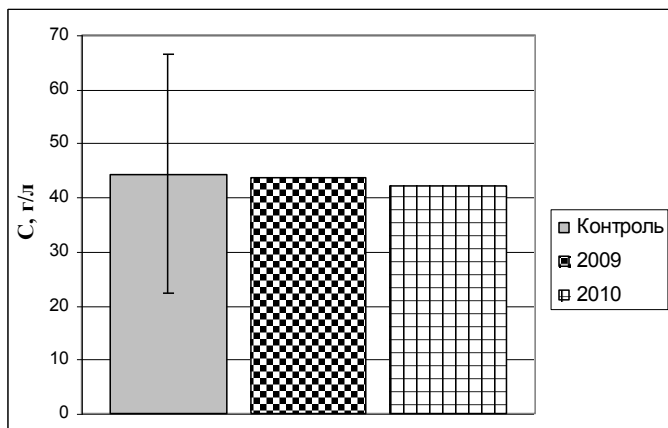


Рис. 1. Содержание белка в плазме крови полевых мышей ЗЗМ объекта УХО г. Щучье Курганской области

Не выявило статистически значимых отличий и исследование ферментов крови мышевидных грызунов за 2009 и 2010 годы. Активность ферментов за эти годы, а также в сравнении с контролем, находилась в пределах известных нормативов. На рис. 2 показаны данные активности фермента холинэстеразы в плазме крови мышевидных грызунов.

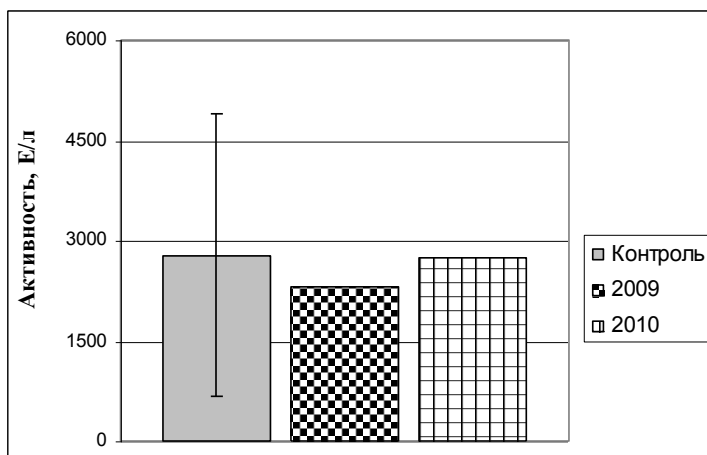


Рис. 2. Активность холинэстеразы в плазме крови полевых мышей ЗЗМ объекта УХО г. Щучье Курганской области

По-видимому, обнаруженные нами статистически не значимые отличия в сравниваемых параметрах мониторинга мышевидных грызунов в ЗЗМ объекта УХО г. Щучье Курганской области в 2009–2010 гг., а также в сравнении с контрольными показателями, имеют характер случайных. Они не свидетельствуют о наличии в группах животных острых или хронических заболеваний, не зна-

меняют собой какие-либо скрытые системные изменения в состоянии здоровья животных и могут являться следствием естественных природных колебаний биологических показателей.

Литература

Западнюк И.П. и др. Лабораторные животные. Киев: Вища школа, 1983. 383 с.

Лакин Г.Ф. Биометрия. М.:Высш. Школа, 1973. 343 с.

<http://www.labanimal.ru>.

РЕПРОДУКТИВНОЕ СОСТОЯНИЕ САМОК ТРЁХ ВИДОВ ГРЫЗУНОВ РОДА *APODEMUS* НА ТЕРРИТОРИИ ЖИГУЛЁВСКОГО ГПЗ И НП «САМАРСКАЯ ЛУКА»

Е. А. Кизилова¹, П. Ю. Поварницына¹,
А. И. Смелянская, Т. Г. Симак², С. В. Симак²

¹ Институт цитологии и генетики ИЦГ СО РАН, Новосибирск,
pinus@bionet.nsc.ru,

² Университет Наяновой (СГОУН), Самара, simak-sergey@rambler.ru

Виды рода *Apodemus* нередко используются при проведении экологического мониторинга (Chernousova, 2002; Григоркина и др., 2006). Для оптимального мониторинга предлагается учитывать не только возрастную структуру популяции, но и репродуктивные характеристики полов, например, потенциальную и фактическую плодовитость самок.

Целью работы было изучение репродуктивного состояния самок трёх видов из рода *Apodemus* (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771, *Apodemus (Sylvaemus) flavicollis* Melchior 1834 и *Apodemus (Sylvaemus) sylvaticus* Linnaeus, 1758), обитающих на территории Жигулёвского ГПЗ и НП «Самарская Лука». Территории были выбраны по принципу максимальной (из возможных для данного региона) сохранности биотопов. Нас интересовали следующие показатели: доли самок, находящихся в разных репродуктивных состояниях; потенциальная и фактическая плодовитость самок разных видов; эмбриональные потери у самок разных видов. Использованный нами морфологический анализ был применён ранее для оценки действия антропогенных факторов на репродуктивную систему самок мышевидных грызунов (Исаев, Шилова 1999).

Источником материала послужили ежегодные полевые сборы с 2000 по 2006 гг. включительно. Вид определялся морфологически (Громов, Ербаева 1995). У всех самок после забоя был полностью препарирован и фиксирован репродуктивный тракт (яичники, яйцеводы, матка, влагалище). Камеральная обработка, получение и анализ изображений производились в ЦКП МАБО ИЦГ СО РАН (<http://www.bionet.nsc.ru/microscopy/index.html>). Данные обработаны с использованием пакета MS-Excel.

В сумме исследовано 210 образцов: от 136 особей *A. agrarius*, 40 особей *A. flavicollis* и 34 особей *A. sylvaticus*. Численность самок *Apodemus sp.* достигала максимума в 2000 и 2002 гг., а минимума – в 2006 (43, 45 и 7 особей, соответственно). В целом (Рис 1), большая часть сборов приходится на *A. agrarius*, исключение составляет лишь 2004 г, когда число отловленных самок *A. agrarius* было минимальным (32%, 8 особей). В 2005 г. доля *A. agrarius* снова достигает 80%, а *A. flavicollis* в ловушках полностью отсутствует. Таким образом, на изучаемой территории у *A. agrarius* и *A. sylvaticus* в пределах 5–7 лет наблюдений не отмечено значительных колебаний численности. Данные по *A. flavicollis* и *A. sylvaticus* требуют дальнейшего уточнения.

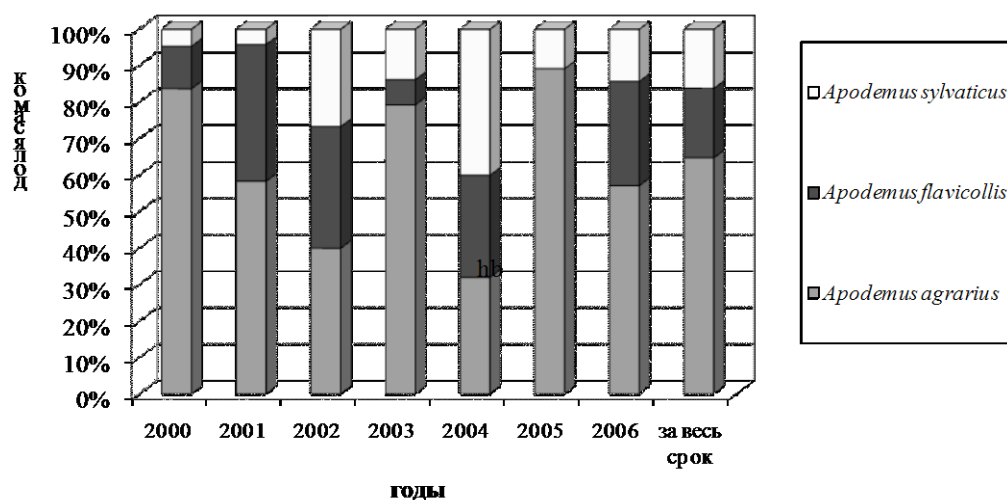


Рис. 1. Соотношение самок *A. agrarius*, *A. flavicollis* и *A. sylvaticus*

Далее был проведён анализ фолликулогенеза и морфологии репродуктивного тракта, в соответствие с которым выделены 4 функционально-физиологические группы самок (ниже в качестве примера приведены данные для *A. agrarius*):

1. Половозрелые небеременные самки – в яичниках (масса 0,5–2 мг), присутствуют поздние антральные и Граафовы фолликулы, жёлтые и белые тела; яйцеводы и матка (масса 44–200 мг) хорошо развиты, иногда обнаруживаются сперматозоиды или имеются плацентарные пятна, свидетельствующие об 1–3 предшествующих беременностях.

2. Нормально беременные самки – в яичниках (2–10 мг) присутствуют развитые жёлтые тела; матка имеет плодные камеры; хотя бы одна из камер содержит нормальный эмбрион со Стадии 9 (E7.5) по Стадию *prepartum* включительно и развитые провизорные органы.

3. Самки с полной резорбцией эмбрионов – в яичнике (2–5 мг) присутствуют жёлтые и белые тела; матка (45–310 мг) имеет ярко-выраженные следы резорбированных плодных камер; как правило, резорбция начинается довольно рано, т.е. не позднее Стадии 10 (E8.5).

4. Ювенильные самки (выделены подгруппы 4a, 4b и 4c) – в яичниках (масса менее 1 мкг) обнаружены только однослойные (4a), двухслойные (4b) и ранние антральные (4c) фолликулы, жёлтые и белые тела отсутствуют; матка и

яйцеводы нитчатые (масса органов – 6, 14 и 37 мг соответственно); сперма в просвете и какие-либо следы имплантации отсутствуют.

Очевидно, что в процессе размножения непосредственно участвуют самки 2 и 3 группы, и – частично – самки 1 группы. Как показал годичный анализ, распределения (рис. 2), наиболее вариабельными для *Apodemus spp.* на данной территории являются два показателя: доля нормально беременных и доля ювенильных самок. По всей видимости, 2002–2003–2004 гг. были крайне неблагоприятными для размножения всех трёх видов. Это выразалось в уменьшении доли нормально-беременных самок и в увеличении доли самок с полной резорбцией эмбрионов. Так, в 2002 г. была поймана только одна беременная особь *A. flavicollis* (стадия E14; 7 плодных камер, 3 из которых резорбированы в ранний постимплантационный период). Полная резорбция в этот год достигла 18% от числа всех отловленных самок. В 2003 г. в ловушках не было обнаружено ни одной ювенильной самки, что также может косвенно свидетельствовать о снижении репродуктивного потенциала самок *Apodemus spp.*, рождённых в 2002–2003 гг. Следующий, 2004 г., характеризовался очередным снижением доли нормально беременных самок и максимальной эмбриональной смертностью – 75% беременных самок потеряли весь помёт.

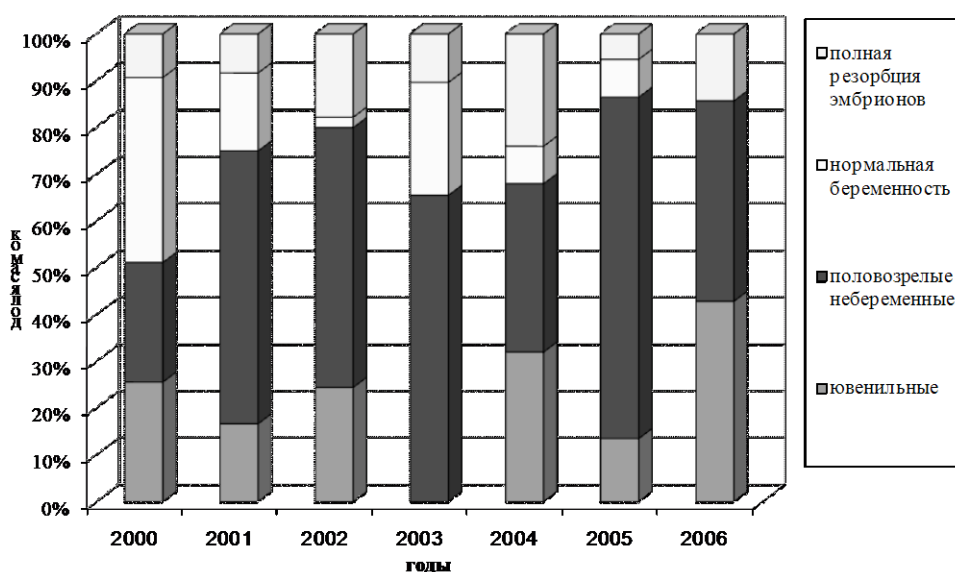


Рис. 2. Репродуктивное состояние самок *Apodemus spp.*

Анализ годовой динамики на исследованном временном отрезке выявил межвидовые отличия в изменении численности ювенильных (группы 4а, 4b и 4с) и половозрелых небеременных самок (группа 1). Как видно из графиков (рис. 3), асинхронность проявляется в тот же самый период – с 2002 по 2004 гг.

Анализ потенциальной и фактической плодовитости был выполнен отдельно для групп 2 и 3 (табл.). Мы заметили, что у всех *Apodemus spp.* самки из группы 3 овулируют, в среднем, большим числом ооцитов, чем самки из группы 2 (табл.). Однако эффективность имплантации у самок с нормально протекающей беременностью, в среднем, выше, чем у самок, у которых произошла полная резорбция всех эмбрионов. Показатели, полученные для *A. agrarius*, в

целом, согласуются с опубликованными ранее (Шубин 1991). Самки *A. sylvaticus* и *A. flavicollis*, возможно, обладают меньшим (по сравнению с *A. agrarius*) репродуктивным потенциалом, что выражается в снижении эффективности вынашивания (именно у них, и – никогда – у *A. agrarius* на указанной территории мы наблюдали 30–50% резорбцию эмбрионов и необратимо отставшие в развитии эмбрионы и плоды).

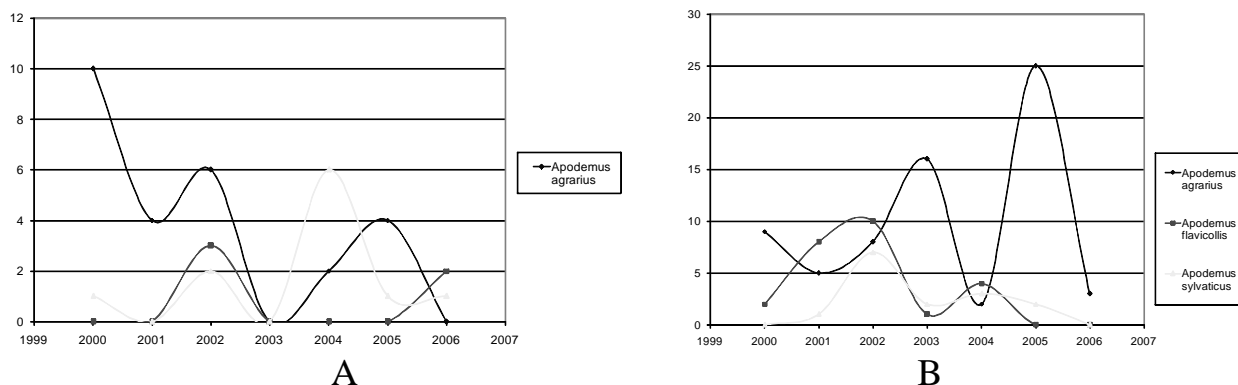


Рис. 3. Асинхронная динамика численности ювенильных (А) и половозрелых небеременных (В) самок *A. agrarius*, *A. flavicollis* и *A. sylvaticus*

Таблица

Потенциальная и фактическая плодовитость самок *Apodemus spp*

	Нормально беременные самки (группа 2)				Самки с полной резорбцией эмбрионов (группа 3)		
	ЖТ	МИ	1	2	ЖТ	МИ	1
<i>A. agrarius</i>	7,2±0,2	6,1±0,2	84,4±2	82,4±2,3	9,4±0,4	7,5±0,4	79,0±2,5
<i>A. flavicollis</i>	8,3±0,5	6,7±0,2	80,4±1,4	71,4±10,1	9,5±0,9	4,8±0,9	50,8±9,7
<i>A. sylvestris</i>	8,0±0,7	6,5±1,1	80,2±6,2	63,8±16,8	8,0±0,9	5,0±0,7	60,0±3,2

Примечания: ЖТ – число жёлтых тел в двух яичниках; МИ – число мест имплантации в последней по времени беременности на двух рогах матки; 1 – эффективность имплантации, % – как отношение МИ к ЖТ; 2 – эффективность вынашивания, % – как отношение числа нормальных эмбрионов к МИ.

Таким образом, был проведён анализ репродуктивного состояния самок трёх видов из рода *Apodemus* на территории Жигулёвского ГПЗ и НП «Самарская Лука» с 2000 по 2006 гг. включительно. Описаны видоспецифические особенности в годовой динамике численности размножающихся и пустующих самок, в показателях потенциальной и фактической плодовитости. В соответствии с динамикой численности четырёх выделенных функционально-физиологических групп самок показано, что 2002–2003–2004 гг. были неблагоприятными для размножения данных видов.

Литература

Григоркина Е. Б., Оленев Г. В., Пашнина И. А., Тарасов О. В., Коробейникова В. П. Репродуктивная стратегия мышевидных грызунов в радиоактивно-загрязнённом биогеоценозе // Известия Челябинского научного центра, вып. 4 (34). 2006. С. 101–105.

Громов И. Л., Ербаева М. Л. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий. Зайцеобразные и грызуны. С-Пб.: ЗИН РАН, 1995. 522 с.

Исаев С. И., Шилова С. А. Патология размножения мелких млекопитающих как критерий нарушения состояния экосистемы // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 36–41.

Шубин Н. Г. Экология млекопитающих юго-востока Западной Сибири. Новосибирск: Наука, 1991. 261 с.

Chernousova N. F. Specific Features of the Dynamics of Murine Rodent Communities under the Effects of Urbanization: 2. Maintenance of Population Size Russian Journal of Ecology, Vol. 33, No. 1, 2002. P. 23–27. Translated from *Ekologiya*, No. 1, 2002. P. 27–31.

ЗООБЕНТОС В МОНИТОРИНГЕ р. ВЯТКИ НА ТЕРРИТОРИИ ЗОНЫ ЗАЩИТНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ

Т. И. Кочурова¹, М. Л. Цепелева²

¹ *РЦГЭКуМ по Кировской области, kochurovati@mail.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Зообентос (беспозвоночные животные, обитающие на дне водоема и в придонном слое воды) является важной составной частью гетеротрофного компонента водных экосистем. Высокая стенобионтность целого ряда видов, формирование сложных многокомпонентных систем, относительная малоподвижность позволяют использовать зообентос для регистрации антропогенного воздействия на водные экосистемы.

Гидробиологический мониторинг 60-километрового участка р. Вятки в зоне защитных мероприятий объекта уничтожения химического оружия (ЗЗМ ОУХО) «Марадыковский» осуществлялся в период строительства (2005 г.) и функционирования объекта (2006–2009 гг.). Наблюдения проведены на шести станциях: ст. 128 – самая верхняя (фоновая), ст. 55 – ниже устья р. Б. Холуницы, ст. 66 – выше устья р. Погиблицы, водоприемника хозяйственно-бытовых стоков п. г. т. Мирный и воинской части, ст. 79 – ниже устья р. Погиблицы, ст. 122 – ниже слияния старого и основного русел р. Вятки, ст. 146 – самая нижняя (контрольная). Нумерация станций дана в соответствии с единой схемой комплексного экологического мониторинга ЗЗМ ОУХО. Исследованы структурные характеристики бентосных сообществ (количество видов, общая численность, общая биомасса, численность и биомасса основных групп). Оценка качества воды выполнена с использованием следующих индексов: биотического Вудивисса, олигохетного Гуднайта и Уитлея, хирономидного Балутшиной (Руководство ..., 1983). Таксономическое разнообразие определено по индексу Шеннона (Константинов, 1986).

В составе зообентоса обнаружены представители 21 систематической группы: *Hydrida*, *Nematoda*, *Oligochaeta*, *Hirudinea*, *Bivalvia*, *Gastropoda*, *Cladocera*, *Copepoda*, *Ostracoda*, *Isopoda*, *Hydrachnidia*, *Ephemeroptera*, *Odonata*, *Plecoptera*, *Heteroptera*, *Coleoptera*, *Trichoptera*, *Simuliidae*, *Ceratopogonidae*, *Chironomidae* и прочие *Diptera*. Всего в бентофауне р. Вятки установлено 115 низших определяемых таксонов¹ (НОТ). По годам их количество колебалось от 57 (2008 г.) до 70 (2009 г.). В целом за наблюдаемый период таксономическое богатство зообентоса несколько увеличилось. Среднее число таксонов, приходящееся на одну станцию, представлено на рис. 1. В 2006 зафиксировано увеличение таксономического богатства с последующим снижением в 2007–2008 гг. и восстановлением в 2009 г. Наибольшие колебания данного показателя по годам отмечались на станциях, располагавшихся вблизи объекта «Марадыковский» (ст.66 и 79).

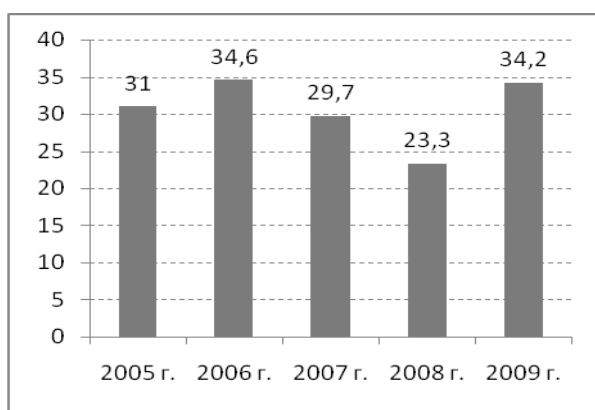


Рис. 1. Количество таксонов на станции

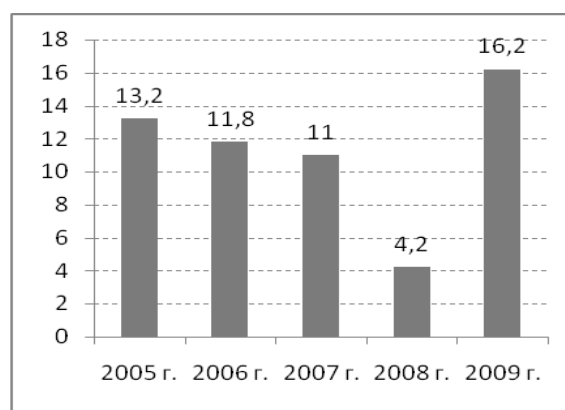


Рис. 2. Численность зообентоса (тыс. экз./м²)

Средняя численность зообентоса в течение первых четырех лет снижалась с 13,2 тыс. до 4,2 тыс. экз./м² (рис. 2). В 2009 г. отмечен рост численности с превышением фоновых показателей. Средние значения общей биомассы зообентоса увеличивались на протяжении всего периода наблюдений (рис. 3), достигнув рекордной величины в 2009 г. Следует отметить, что биомасса, тесно связанная с потоком энергии, в меньшей степени подвержена случайным влияниям и более информативна, чем численность (Баканов, 1996). Рост данного показателя может свидетельствовать о повышении трофического статуса водотока в результате увеличения биогенной нагрузки. Наиболее резкие колебания биомассы также зафиксированы на станциях 66 и 79.

¹ Некоторые группы организмов не были идентифицированы до вида, а определялись до таксона более высокого ранга. Перечень определяемых таким образом организмов, следуя рекомендациям А. И. Баканова (1997), лучше называть не списком видов, а списком низших определяемых таксонов (НОТ).

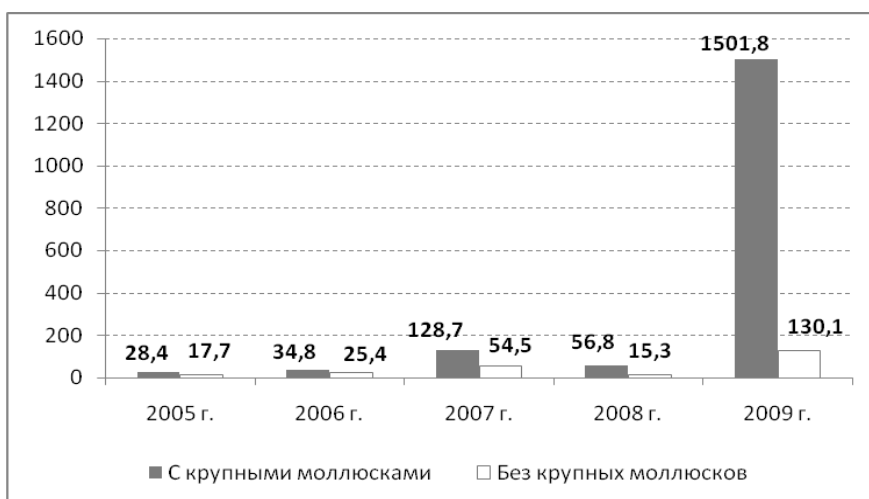


Рис. 3. Биомасса зообентоса (г/м²)

Биоиндикационная оценка показала, что по индексу Вудивисса воды р. Вятки за весь наблюдаемый период характеризовалась вторым классом качества (чисто). Однако, в 2008-09 гг. значения данного индекса на станциях 66, 79 и 55 снижались с 9 до 8 баллов. Средние результаты олигохетного индекса (рис. 4) в 2005 г. соответствовали первому классу качества воды (очень чисто). В последующие годы этот показатель вырос до значений третьего класса (умеренно загрязненные воды). Максимальные величины олигохетного индекса, соответствующие четвертому (загрязненные) и пятому (грязные) классам качества вод, отмечались в 2007 и 2009 гг. на станциях 66, 79 и 146. Увеличение доли олигохет в зообентосных сообществах указывает на наличие нетоксичного органического загрязнения и свидетельствует об эвтрофикации водоемов. Одной из основных причин эвтрофикации является поступление в водоем биогенов, в первую очередь соединений азота и фосфора (Мордухай-Болтовской, 1977).

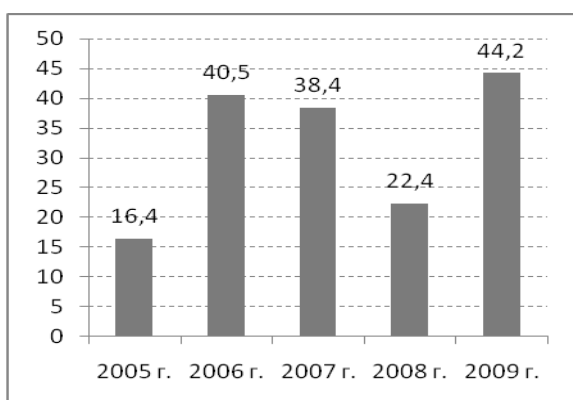


Рис. 4. Динамика средних значений олигохетного индекса (%)

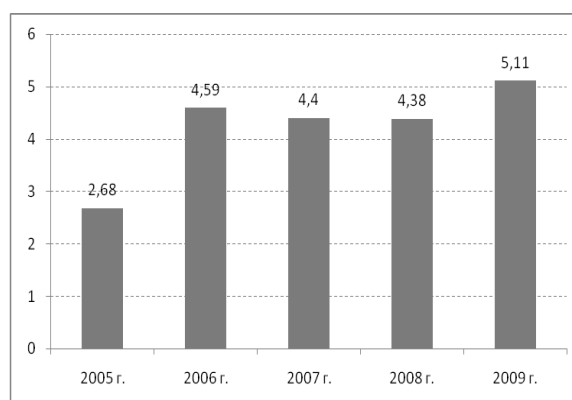


Рис. 5. Динамика средних значений индекса Балушкиной

Динамика средних значений индекса Балушкиной показала увеличение данного показателя в пределах класса умеренно загрязненных вод (рис. 5). Наиболее высокие значения, соответствующие загрязненным водам, зарегистрированы в 2008 г. на участке ниже устья р. Погиблицы (ст. 79 и 122), а также в 2009 г. на ст. 55. Индекс Шеннона снижался в период с 2005 по 2007 гг. (рис. 6), что свидетельствовало об упрощении структурной организации донных биоценозов. В 2008–2009 гг. данный показатель несколько увеличился, однако не достиг фоновых значений. А. Ф.Алимовым (2000) было показано, что более высокий уровень биологического разнообразия гидробионтов, измеряемый по индексу Шеннона, наблюдается в водоемах с низким содержанием растворенного и взвешенного органического вещества. Наименьшие значения почти всех наблюдаемых показателей (количество таксонов, численность, биомасса, биотический и олигохетный индексы) зафиксированы в 2008 г., что, возможно, было обусловлено аномально высоким уровнем воды в реке в период пробоотбора.



Рис. 6. Динамика средних значений индекса Шеннона (бит/экз.)

В целом, результаты пятилетних наблюдений свидетельствовали о сохранении таксономического богатства зообентоса. Перестройки в структуре бентосных сообществ (рост биомассы и увеличение доли олигохет) указывали на наличие нетоксичного органического загрязнения и повышении трофического статуса водотока. Большинство биоиндикационных показателей соответствовали классу чистых и умеренно загрязненных вод, однако их динамика указывала на ухудшение экологического состояния наблюдаемого участка реки.

Авторы выражают благодарность руководителю и сотрудникам Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области за помощь, оказанную при отборе проб.

Литература

- Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
- Баканов А. И. Состояние сообществ донных организмов Верхней Волги (территория Ярославской области) // Биол. внутр. вод. 1996. № 1. С. 79–84.
- Баканов А. И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем // Мониторинг биоразнообразия. М.: ИПЭЭ, 1997. С. 278–282.
- Константинов А. С. Общая гидробиология. М.: Высш. шк., 1986. 474 с.

Мордухай-Болтовской Ф. Д. Беспозвоночные как показатели эвтрофирования водоемов. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Труды Советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 28–31.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОЛЛЮСКОВ В ЭКОЛОГО-ПАРАЗИТАРНОМ МОНИТОРИНГЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Т. Г. Шихова

*ВНИИ охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова,
biota.vniioz@mail.ru*

Экологический мониторинг подразумевает слежение за состоянием фоновых и антропогенно измененных территорий по различным параметрам биотических и абиотических факторов. В комплексном мониторинге природных экосистем в качестве удобных биологических индикаторов органического, минерального и зоонозного загрязнений используются водные и наземные моллюски, что обусловлено отчетливой корреляционной зависимостью их жизнедеятельности от качества среды, проявляющейся в широком спектре морфологических изменений, высоком коэффициенте накопления поллютантов. Отвечают они и другим требованиям, предъявляемым к видам-индикаторам: встречаются повсеместно, достаточно многочисленны в течение всего вегетационного периода, экологически разнообразны, удобны для сбора и длительного хранения. Кроме того, моллюски являются промежуточными хозяевами поражающих хозяйственно-ценные виды животных гельминтов, поэтому на основе количественных показателей малакологических сообществ можно оценить вероятность возникновения очагов паразитологических инвазий в различных угодьях.

В фоновом мониторинге предпочтительно использовать доминирующие в рассматриваемых экосистемах виды, учитывая их численность и динамику биомассы. Известно, что сохранение свойств доминирующих популяций влечет за собой неизменность основных трофических связей в экосистеме (Алимов, 2000). Для оценки состояния водных биоценозов в качестве индикаторов чистых (олиготрофных) и слабозагрязненных (β -сапробных) вод в условиях средневолжского бассейна (р. Вятка) уместно использовать следующие фоновые виды моллюсков: *Unio pictorum*, *Tumidiana tumida*, *Crassiana crassa*, *Anodonta cygnea*, *Colletopterum piscinale*, *Lymnaea stagnalis*, *L. ovata*, *L. psilia*. Более чувствительны к промышленным и бытовым загрязнителям *Ancylus fluviatilis*, *Acroloxus lacustris*, *A. oblongus*, *Physa adversa* и др. Контроль состояния экосистем целесообразно сосредоточить на этих видах, выпадение или сокращение численности которых при повышении уровней загрязнения природных вод следует ожидать в первую очередь. В мониторинговых исследованиях наземных экосистем применимы такие широко распространенные виды как *Bradybaena fruticum*, *Succinea putris*, *Arion subfuscus* (Зейферт, Хохуткин, 1995; 2009), а также *Discus*

runderata, *Perpolita hammonis*, *P. petronella*, встречающиеся во всех типах растительных ассоциаций лесной зоны.

В качестве удобных объектов для оценки паразитологической опасности различных типов угодий по ряду зоонозов используются пресноводные моллюски, сухопутные улитки и слизни. Им принадлежит существенная роль в поддержании природных очагов таких заболеваний сельскохозяйственных и диких животных как дикроцелиоз, парафасциолез, аляриоз и др.

В европейской таежной зоне 26% биогельминтов промысловых млекопитающих развиваются с участием моллюсков, более 60 видов которых включены в жизненные циклы трематод и нематод. Наиболее мощный инвазионный поток проходит через катушек (сем. Planorbidae, Bulinidae), прудовиков (сем. Lymnaeidae), битиний (сем. Bithyniidae) и большинство наземных подстилочных видов. Например, в жизненных циклах наиболее патогенных для диких млекопитающих таежной зоны трематод (*Parafasciolopsis*, *Alaria*, *Stichorchis* *Opistorchis*, *Fasciola*, *Plagiorchis*) преимущественно участвуют пресноводные моллюски *Planorbarius corneus*, *Anisus vortex*, *Lymnaea truncatula*, *L. stagnalis*, *L. ovata*, *L. glutinosa*, *L. auricularia*, *L. palustris*, *Opistorchophorus hispanicus*, *Bithynia tentaculata*, а лавральные формы нематод (*Protostrongylus*, *Skrjabinogylus*, *Filaroides*) развиваются в улитках и слизнях родов *Agriolimax*, *Arion*, *Succinea*, *Bradybaena*, *Discus*, *Deroceras*, *Zonitoides* (Шихова, 2007).

По наличию потенциально опасных в гельминтологическом отношении площадей, а также по данным обилия видов моллюсков-промежуточных хозяев гельминтов ресурсных видов животных можно оценить потенциальную гельминтологическую опасность той или иной территории (Рыковский, 1980). Для эколого-паразитарной оценки угодий применяются количественные показатели сообществ промежуточных хозяев. Потенциальная вероятность наличия очагов нематодозов выше в средневозрастных приручьевых травяных ельниках, молодых мелколиственных лесах, ивняках, ольшаниках, а также в пойменных угодьях, где обилие моллюсков превышает 50 экз./м². К относительно благополучным угодьям можно отнести старые ельники и средневозрастные сосняки, сфагновые болота, где плотность моллюсков не достигает 5 экз./м². Гельминтологический статус водных угодий связан с наличием биотопов, пригодных для обитания промежуточных хозяев. К потенциально опасным в отношении аляриозной и стихорхозной инвазий относятся низинные болота, стоячие мелководные и слабо проточные водоемы, в отношении парафасциолеза – крупные пойменные водоемы. В этих угодьях экстенсивность инвазии моллюсков личиночными стадиями трематод может достигать 91%.

Таким образом, моллюски являются универсальной индикаторной группой животных, позволяющей оценивать состояние разнообразных типов природных экосистем по различным показателям в зависимости от целей мониторинга.

Литература

Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.

Зейферт Д. В., Хохуткин И. М. Использование наземных моллюсков для оценки качества природной среды // Экология. 1995. № 4. С. 307–310.

Зейферт Д. В., Хохуткин И. М. Экология кустарниковой улитки *Bradybaena fruticum* М.: КМК, 2009. 92 с.

Рыковский А. С. Опыт гельминтологической оценки и районирования больших территорий (на примере Белорусской ССР) // Тр. ГЕЛАН СССР. 1980. Т. 30. С. 82–93.

Шихова Т. Г. Моллюски – промежуточные хозяева гельминтов промысловых млекопитающих Вятского региона // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства: матер. междунауч.-практ. конф., посвящ. 85-летию ВНИИОЗ (22–25 мая 2007 г.). Киров, 2007. С. 483–485.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА (В УПРАВЛЕНИИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕМ) НА ПРИМЕРЕ ЗООПЛАНКТОНА ВОДОЁМОВ г. ТИРАСПОЛЯ

К. Д. Силахина¹, И. М. Потравный²

¹ Приднестровский государственный университет им. Т. Г. Шевченко,
silkd@mail.ru

² ГОУ ВПО «Российский экономический университет», *ecoaudit@mail.ru*

Реализация различных проектов и хозяйственных решений так или иначе связана с негативным воздействием на окружающую среду. Действующие в настоящее время процедуры государственной экологической экспертизы, оценки воздействия на окружающую среду, экологического аудита позволяют в определенной мере учесть возможные отрицательные последствия намечаемой и осуществляемой деятельности на состояние окружающей среды. Вместе с тем, процедуры использования результатов экологического мониторинга на всех стадиях реализации указанных проектов требуют совершенствования, особенно это касается развития и применения методов биомониторинга. Как отмечается в Государственном докладе «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2008 году», в рамках проведения государственного мониторинга водных объектов осуществлялось наблюдение за качеством воды в водных объектах на створах на 1617 створах гидрохимических наблюдений, в том числе – на трансграничных водных объектах (Государственный доклад ..., 2009). Трудность состоит в том, как перевести различного рода количественные и качественные показатели изменения состояния окружающей среды в стоимостные показатели для обоснования оптимальных управленческих решений. В качестве примера рассмотрим результаты биомониторинга зоопланктона водоемов г. Тирасполя.

Известно, что Нижний Днестр интенсивно подвергается загрязнению недостаточно очищенными, промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками, преимущественно органического происхождения, в том числе животноводческих комплексов. На участке реки произошли изменения гидрологического и гидробиологического режимов в связи образованием Дубоссарского водохра-

нилища, обвалованием реки от г. Дубоссары до с. Маяки, мелиорацией большинства пойменных водоемов, превращением Кучурганского лимана в водоем-охладитель Молдавской ГРЭС. Все это играет существенную роль для динамики численности зоопланктона Нижнего Днестра. Еще в XX веке численность зоопланктона в рассматриваемом регионе значительно уменьшилась, поэтому важным является определение современного состояния и динамики изменения зоопланктона водоемов в черте г. Тирасполь.

В ходе исследования были использованы материалы натуральных обследований водоемов в черте г. Тирасполя за 2009 г., а также литературные данные о состоянии зоопланктона Нижнего Днестра (Набережный, 1984). Сбор материала осуществлялся сачком из мельничного газа № 64. Обработка проб проводилась по общепринятым гидробиологическим методикам.

Анализ полученных проб зоопланктона показывает, что наиболее многочисленная группа зоопланктона водоемов в черте г. Тирасполь – клadoцеры. Представителями клadoцер являются *Chydorus sphaericus*, рода *Scapholeberis*, *Ceriodaphnia*, *Pleuroxus*. Среди копепод чаще встречаются представители родов *Cyclops*, *Mesocyclops*, причем наиболее многочисленны виды *Mesocyclops crassus*, *Cyclops vicinus*, *Cyclops sp.* Представители класса *Rotatoria* не многочисленны, а именно: *Brachionus quadridentatus*, *Brachionus diversicornis*, *Lecane luna*, *Notholca sp.* При этом численность зоопланктона р. Днестр в районе г. Тирасполь незначительна, в отдельные месяцы представители его в пробах отсутствовали (табл. 1).

Таблица 1

Динамика численности* (экз./ м³) и биомассы (г/м³) зоопланктона р. Днестр**

Группы Зоопланктона	Апрель	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь	Ноябрь	Среднее
<i>Cladocera</i>	160* 6,7**	60 3,18	0	0	40 2,8	0	20 1,06	0	35 1,27
<i>Cyclopodidae</i>	20 1,224	20 1,22 4	0	0	0	30 1,836	20 1,224	0	11,25 0,7
<i>Rotatoria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Итого:	180 7,92	80 4,40	0	0	40 2,8	30 1,836	40 2,284	0	46,25 1,97

В зоопланктоне р. Днестр наиболее многочисленной группой также являются клadoцеры. При средней численности за 8 месяцев 35 экз./м³ и биомассе 1,72 мг /м³, максимального развития они достигают в апреле с численностью 160 экз./м³ биомассой 6,7 мг/м³. В мае, августе и июне клadoцеры были обнаружены в пробах в незначительном количестве – 20–40 экз./ м³, в остальные же месяцы они отсутствовали. Из видового состава клadoцер в реке Днестр в пробах встречается *Chydorus sphaericus*, также были обнаружены виды *Ceriodaphnia rotunda*, *Scapholiberis sp.* Циклопы Днестра оказались немногочисленными по сравнению с группой клadoцер. Лишь в апреле, мае, сентябре и ок-

тябре они были обнаружены в пробах небольшой численностью – 20 экз./м³ и биомассой 1,224 мг/м³. Среди циклопов наиболее многочисленный вид – *Mesocyclops albidus*. Коловратки в реке Днестр за время исследования обнаружены не были. Ручей Колкотовая балка отличается большей насыщенностью зоопланктоном по сравнению с рекой Днестр (табл. 2).

Таблица 2

Динамика численности* (экз./ м³) и биомассы (мг /м³) зоопланктона
ручья Колкотовая балка**

Группы Зоопланктона	Апрель	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь	Ноябрь	Среднее
<i>Cladocera</i>	880* 46,64* *	180 10,28	140 7,42	20 1,06	10 0,53	420 24,60	180 9,54	700 37,11	316,2 5 17,13
<i>Cyclopodidae</i>	0	90 5,51	0	210 12,85	20 1,224	40 2,45	0	380 23,26	92,5 5,66
<i>Rotatoria</i>	0	0	0	0	20 1,04	0	0	0	2,5 0,13
Итого:	880 46,64	270 15,78	140 7,42	230 13,91	50 2,80	460 27,05	180 9,54	1080 60,37	411,2 5 22,92

В период с апреля по август численность кладоцер постепенно снижалась с 880 до 10 экз./м³ и вновь повысилась в сентябре до 420 и ноябре до 700 экз./м³, а в октябре наблюдалось снижение по сравнению с сентябрем – 180 экз./м³. Численность циклопов в этом водоеме отличается нестабильностью. Наибольшая его численность была отмечена в ноябре, июле, мае соответственно 380, 210 и 90 экз./м³, что составило соответственно 23,26; 12,85 и 5,5 мг/м³ биомассы. Представители класса *Rotatoria* были отмечены лишь однажды в августе 20 экз./м³.

Из группы кладоцер следует отметить как наиболее часто встречаемые виды *Chydorus sphaericus*, *Simocephalus sp.* Среди представителей циклопов наиболее многочисленны – *Cyclop vicinus*, *Mesocyclops crassus*, *Cyclop sp.* Самым продуктивным водоемом по обилию зоопланктона в период исследования оказалось озеро в центре Тирасполя, (табл. 3).

Количество кладоцер, обнаруженных в пробах за время наблюдений, колебалось: в мае было обнаружено 210 экз./м³ с биомассой 11,13 мг/м³, в июле – 110, в августе – 4560 экз./м³, с биомассой 484,1 мг/м³, в сентябре содержание кладоцер снизилось до 1000 экз./м³ (29,76 мг/м³ – биомасса); в последующие месяцы – октябрь, ноябрь, кладоцеры продолжали встречаться в небольшом количестве соответственно 40 и 20 экз./м³.

Динамика численности *(экз./ м³) и биомассы (мг /м³) зоопланктона озера в районе Собора Рождества Христова в центре г. Тирасполя**

Группы Зоопланктона	Ап-рель	Май	Июнь	Июль	Ав-густ	Сен-тябрь	Ок-тябрь	Но-ябрь	Сред-нее
<i>Cladocera</i>	– *	210* 11,13 **	– –	110 7,2	4560 484,1	1000 29,76	40 2,12	20 1,06	1041,7 100,40
<i>Cyclopodidae</i>	– –	0	– –	180 11,01	1560 95,47	3460 211,75	0	0	866,7 53,0
<i>Rotatoria</i>	– –	0	– –	40 2,08	0	20 0,104	0	0	10 0,37
Итого:	–	210 11,13	–	330 20,29	6120 579,5 7	4480 241,62	40 2,12	20 1,06	1918,4 153,77

Примечание: * – забор проб не производился

Циклопы в озере были отмечены в пробах в июле – 180 экз./м³ с биомассой 11,01 мг/м³, в августе численность увеличилась до 1560 экз./м³, биомассой 95,47 мг/м³ и достигла пика в сентябре – 3460 экз./м³ (биомасса 211,75 мг /м³), а в октябре и ноябре циклопы во взятых пробах обнаружены не были. Коловраток в пробах было: в июле 40 экз./м³ и сентябре 20 экз./м³ (*Brachionus quadridentatus*, *Brachionus diversicornis*). Среди клadoцер наиболее многочисленны: *Chydorus sphaericus*, *Ceriodaphnia laticaudata*, *Scapholiberis micronata*, *Pleuroxus sp.*, *Bosmia longirostris*, *Simocephalus sp.* Основная масса циклопов представлена видами *Mesocyclops crassus*, *Cyclop abissorum*, *Cyclop sp.* Зоопланктон озера отличается сравнительно большой продуктивностью и оказывает влияние на поддержание общего состояния гидробиоценоза. К сожалению, в некоторые месяцы (апрель, июнь) взять пробы из озера не представилось возможным по причине его сильной загрязненности бытовыми отходами.

Полученные результаты исследования на основе методов биомониторинга могут использоваться для разработки мер по оздоровлению окружающей среды, при обосновании различных вариантов деятельности, связанной с воздействием на природные системы.

Литература

- Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2008 году». М.: РусКонсалтингГрупп, 2009. 488 с.
- Киселев А. И. Изучение планктона водоемов. М.-Л.: Академия наук СССР, 1950. 40 с.
- Кутикова А. А., Старобогатов Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 511 с.
- Набережный А. И. Зоопланктон нижнего Днестра в условиях антропогенного воздействия // Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование. Кишинев: Штиинца, 1980. С. 87–103.
- Набережный А. И. Коловратки водоемов Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1984. С. 326.
- Определитель беспозвоночных животных России и сопредельных стран. Т. 2 Ракообразные. / Под ред. Цалолихина С. Я. СПб., 1995. 632 с.

О НЕКОТОРЫХ ВОПРОСАХ УПРАВЛЕНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕМ В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. А. Бурков

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Вятский государственный гуманитарный университет*

Вопрос совершенствования управления природопользованием является перманентным уже в силу перманентности происходящих в стране социально-экономических преобразований. Структуры государственного управления природопользованием реорганизуются практически ежегодно как по фундаментальным основаниям перестройки государственного управления (напр., Указ Президента РФ от 09.03.2004 г. «О системе и структуре федеральных органов исполнительной власти» № 314), так и по текущим основаниям типа передачи полномочий управления в сфере охотничьего хозяйства от Россельхознадзора Росприроднадзору или передаче Ростехнадзора и Рослесхоза в прямое подчинение Правительства России. Указанные реорганизации неоднократно подвергались обоснованной критике (Акимова, Кузьмин, Хаскин, 2007), однако объективной их оценки с позиции анализа эффективности не имеется.

Управление природопользованием в Кировской области осуществляется как управленческими структурами федерального уровня (Росприроднадзор, Россельхознадзор, Роспотребнадзор, Росводресурсы, Роснедра), так и областными структурами, входящими в систему органов исполнительной власти. К таким органам, в частности, относятся департамент лесного хозяйства Кировской области, департамент экологии и природопользования, управление охраны и использования животного мира. Последние, в значительно меньшей по сравнению с федеральными коллегами, подвержены реорганизациям и в этом смысле являются более консервативной системой. Положительные черты этой консервативности проявлялись в преемственности функций и конкретных экологических программ, единстве принципов, последовательности проводимой политики. Отдельные кадровые перестановки не меняют общей картины. Таким образом, субъект управления природопользованием в Кировской области в целом определен. Его структура с точки зрения обеспечения экологической безопасности, конечно, является небезупречной (совмещение функций природопользования и охраны окружающей среды в одном органе, отсутствие целостности объекта управления и т. п.), однако для достижения цели управления значительно важнее слаженность в выполнении функций различными звеньями системы.

Цель региональной экологической политики состоит в улучшении качества окружающей природной среды и обеспечении благоприятной среды проживания населения и формировании экологически ориентированной экономики. Таким образом, она сформулирована в «Стратегии социально-экономического развития Кировской области на период до 2020 года», одобренной законодательным собранием области от 25 сентября 2008 г. N 28/194. Здесь же в качестве раздела приведены основные направления экологической политики.

Для уровня региона Российской Федерации цель вполне приемлемая и достижимая. Некоторое представление об эффективности реализации этой политики и эффективности управления охраной окружающей среды дает таблица. Опуская анализ природы формирования показателей таблицы, составленной по данным региональных докладов «О состоянии окружающей природной среды Кировской области» и причин изменения основных параметров, характеризующих загрязнение природной среды, можно отметить следующее. Во-первых, несмотря на достаточно резкие колебания экономической конъюнктуры за последние 15 лет, количественные показатели выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду удается удерживать в приемлемом диапазоне колебаний. Во-вторых, качество компонентов окружающей среды, особенно атмосферного воздуха и воды, неуклонно, и достаточно значительно, ухудшается. Приемлемого объяснения этому региональные доклады не содержат.

Важнейшую роль в управлении природопользованием выполняют функции управления. После ликвидации в 2000 г. Государственного комитета РФ по охране окружающей среды, в наиболее полном объеме выполнявшем разнородные функции, от управления экологическим воспитанием до государственного контроля соблюдения экологического законодательства, функции управления распределились между различными органами. Сейчас даже регулирование использования одной природной среды (природного ресурса) осуществляют несколько органов. Например, установление нормативов предельно допустимых воздействий на водные объекты осуществляют Росводресурсы, разрешения на сброс загрязняющих веществ выдает Росприроднадзор, а решения о предоставлении водных объектов в пользование – орган государственной власти области. В государственном контроле объекты антропогенных воздействий на природную среду разделены на объекты федерального и субфедерального контроля. В такой перетасовке полномочий даже специалисты не всегда способны разобраться. Ряд важных функций практически не выполняет никто. Это относится, например, к функции экологического мониторинга. Точнее, ряд федеральных и областных структур выполняют отдельные фрагменты функции регионального экомониторинга, однако никто не координирует и не контролирует эту работу. Тем более, нет никаких сводных данных о ее практической реализации, и уже не может быть речи о её доступности гражданам. Поэтому не удивительно, что даже в случаях аварийного загрязнения природной среды органы госконтроля являются беспомощными в поиске причин и источников загрязнения. Так случилось при аварийном загрязнении атмосферного воздуха в г. Кирово-Чепецке 05.04.2010 г., когда виновник так и не был найден, так было и в случае загрязнения р. Вятки нефтепродуктами в начале августа с. г. Хорошей иллюстрацией сказанному является и приведенная таблица, из которой невозможно установить истинный уровень загрязнения р. Вятки, ибо данные различных служб отличаются в разы.

В последние годы механизмы государственного регулирования природопользования претерпели значительные изменения. В целом они существенно ослабли. Административные регуляторы либо отменены, как в случае резкого сокращения объектов государственной экологической экспертизы в 2006 г.,

оставившей ей роль «экологической ширмы», либо существенно ослаблены, как в случае государственного контроля за соблюдением экологического законодательства. Государственный контроль ослаблен не только за счет усложнения процедуры проверок, но и за счет его ориентации на внешние характеристики эффективности: количество проверок, установленных правонарушений, штрафов и т. п. При этом часто утрачивается главная цель таких проверок, которая, впрочем, совпадает с целью управления охраной окружающей среды – обеспечение высокого ее качества. Поэтому при внешне благополучных данных о проверках имеют место случаи серьезных, длящихся десятилетиями правонарушений, причины которых никто не устраняет. Это утверждение относится, в частности к объектам, где нет четкого разграничения проблемы ответственности между государством и субъектами хозяйственной деятельности. В качестве примера можно привести загрязнение геологической среды и пойменных озер в районе размещения объектов хранения отходов бывшего Кирово-Чепецкого химкомбината и предприятий – приемников в пойме р. Вятки. Все мыслимые пределы загрязнения превышены, экологические законы нарушены, а решения проблемы, даже в планах, не просматривается. Аналогичная ситуация сложилась и со шламоотвалом бывшего биохимического завода, являющегося многие годы источником загрязнения атмосферного воздуха областного центра. В сфере нормирования природопользования наиболее существенные изменения произошли в связи с принятием федерального закона «Об охоте и о сохранении охотничьих ресурсов», детализирующем нормативы изъятия, нормы допустимой добычи охотничьих ресурсов и узаконившим нормативы численности охотничьих ресурсов в охотничьих угодьях и нормативы биотехнических мероприятий. Недостаточный срок практического применения этих нормативов не позволяет судить об их эффективности, но думается, что их введение продиктовано необходимостью сохранения популяций охотничьих видов животных и, несомненно, полезно.

В природопользовании, связанном с загрязнением окружающей среды, наиболее существенные изменения связаны с введением нормативов допустимого воздействия на водные объекты на основании бассейнового принципа. Несмотря на то, что бассейновый подход к управлению водными объектами «пробил путь» уже до методических указаний (Приказ МПР от 12 декабря 2007 г. N 328) на практике мало что сделано, по р. Вятке соответствующие нормативы не утверждены и даже не разрабатываются.

Лицензирование природопользования как механизм управления методично ослабляет свои позиции: из практики исключены разрешения на спецводопользование, лесорубочные билеты, лицензии на добычу охотничьих видов животных. Взамен внедряются гражданско-правовые методы регулирования, основанные на принципах платности, конкурентности, открытости. Общая схема их реализации включает формирование природного объекта, право на пользование которым продается на открытом аукционе. Это относится к водным объектам для некоторых видов водопользования, охотничьим угодьям, участкам лесного фонда. Административное регулирование при этом заменяется договорными отношениями, контроль за которыми осуществляется как представителем пуб-

личного собственника, предоставившего объект в пользование, так и органом государственного контроля.

Среди известных экономических механизмов природопользования наиболее используемыми по-прежнему является плата за природные ресурсы и плата за загрязнение окружающей среды. Их объем напрямую зависит от стадии экономического цикла и увеличивается с оживлением экономики за счет обоих механизмов. В то же время общий объем поступлений в областной бюджет от этих источников дохода составлял (без учета арендной платы за землю) в 2008 г. – 504,3 млн. руб., в 2009 г. – 421 млн. руб., что составляет около 3% от всех налоговых и неналоговых поступлений бюджета. При существующем налоговом и природно-ресурсном законодательстве едва ли стоит ожидать серьезных изменений в действии этих чрезвычайно эффективных механизмов при их адекватном состоянии окружающей среды применении. Особо стоит сказать о плате за негативное воздействие на окружающую среду. Она в полном объеме поступает в бюджетную систему и распределяется между ее уровнями, при этом 40% относится к доле области. В 2008–2009 гг. это составляло около 35 млн.руб в год. Ясно, что на эту сумму много не построишь. Например, на реализацию областной целевой программы «Экология и природные ресурсы Кировской области» на 2004–2010 гг. в 2008 г. было выделено 55 млн. руб. из всех источников финансирования.

Что касается других экономических механизмов (экологические налоги, экологическое страхование, экологические фонды, рыночные механизмы), то они практически не действуют из-за отсутствия нормативно-правовой базы. Разработка и утверждение последней, как правило, относится к компетенции Российской Федерации за исключением некоторых механизмов управления объектами, относящимися к собственности Кировской области и муниципальной собственности.

Таблица

**Выбросы, сбросы загрязняющих веществ в окружающую среду
в Кировской области**

Показатель	Год			
	1994	2000	2005	2008
Выброс ЗВ в атмосферу, т/год	222,5	206,7	224,8	266,7
Степень очистки газовоздушных выбросов,% от отходящих	71,6	60,3	44,9	51,2
Индекс загрязнения атмосферного воздуха в городах ИЗА ₅				
Киров	3,98 (6)	4,32	8,82	6,27
Кирово-Чепецк	2,4	4,03	9,58	5,45
Сброс сточных вод, тыс.м3/год				
Всего,	241,1	246,1	223,2	224,5
в т.ч. загрязненных (%)	151,9 (62,7)	179,3 (72,8)	132,1 (59,2)	147,3 (65,8)

Показатель	Год			
	1994	2000	2005	2008
Индекс загрязнения и класс качества воды р. Вятки в створах				
Фоновый (выше водозабора)	1,4–1,6 (1996 г. – данные ЦГМС)	1,9 (ЦГМС)	3,36–3,57 очень загряз- ненная (ЦГМС) 0,96 (данные ОГУ ВЯТН- ТИЦМП) – чистая	Загрязненная (ЦГМС) Умеренно- загрязненная (ОГУ ВЯТН- ТИЦМП)
Контрольный (ниже сброса)	1,4–1,6 (1996 г. – ЦГМС), умеренно загрязнен- ная)	1,5 (ЦГМС), умеренно загряз- ненная 5,67 (КПР), грязная	3,36–3,57 – ЦГМС) очень загрязненная 2,05(с.29 – ККС), загряз- ненная	Очень загряз- ненная ЦГМС); 0,72 (ОГУ ВЯТН- ТИЦМП), чи- стая
В.Поляны (д. Тулба)	–	2,1(ЦГМ С), (2,73- КПР), за- грязнен- ная	1,98 (ОГУ ВЯТН- ТИЦМП), умеренно за- грязненная	1,18 (ОГУ ВЯТН- ТИЦМП) умеренно за- грязненная

Примечание: ЦГМС – центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, КПР – комитет природных ресурсов по Кировской области, ККС – Кировские коммунальные системы, ОГУ ВЯТНТИЦМП – областное государственное учреждение

Таким образом, существующие механизмы природоохранного регулирования не обеспечивают достижение цели управления. Значит, речь идет о необходимости их усиления за счет как традиционных, так и новых, наработанных мировой практикой природопользования методах. В числе последних – методы участия общественности в принятии хозяйственных решений, максимальная гласность в экологических вопросах. Анализ информационной обеспеченности общественности по экологическим вопросам указывает на ее крайнюю ограниченность, почти отсутствие. Коммерциализация средств массовой информации приводит часто к искаженной картине происходящих процессов, сайты природоохранных и природоресурсных служб выхолощены и на них невозможно найти не только системную информацию о состоянии курируемых природных объектов и деятельности самих служб, но и текущую актуальную информацию о всевозможных экологических ЧП, вызывающих общественный интерес.

Литература

Акимова Т. А. Экология. Природа – Человек – Техника: Учебник / Т. А. Акимова, А. П. Кузьмин, В. В. Хаскин. М.: ЗАО «Издательство «Экономика», 2007. 510 с.

О состоянии окружающей среды Кировской области. Региональные доклады за 1994, 1996, 2005, 2008 гг.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К МОНИТОРИНГУ ПОЗВОНОЧНЫХ ЖИВОТНЫХ В ГПЗ «БЫЛИНА»

В. М. Рябов

*Кировский институт повышения квалификации
и переподготовки работников образования, ryapitschi@yandex.ru*

В соответствии с «Программой ведения фонового мониторинга природной среды государственного природного заказника «Былина» (утверждена научно-техническим советом Управления охраны окружающей среды и природопользования Кировской области в феврале 2008 г.) на территории заказника регулярно проводится сбор информации о состоянии природных сред и объектов.

Позвоночные животные как объекты биологического мониторинга используются в следующих направлениях.

Фоновый мониторинг. Отслеживается видовой состав позвоночных животных (*рыбы и миноги, земноводные, пресмыкающиеся, птицы, млекопитающие*). Богатство видовой состава есть показатель устойчивости экосистем. Изменение (увеличение, или уменьшение) числа видов, обитающих в различных средах обитания, позволит сделать предварительные выводы о процессах, происходящих внутри природных сообществ. В качестве исходных данных о биоразнообразии позвоночных животных используются материалы ранее проведенных работ по инвентаризации позвоночных животных (Рябов, 2008).

В проведении фонового мониторинга большое внимание уделяется видовому составу и численности птиц как наиболее представленному в количественном отношении классу позвоночных животных на территории ГПЗ «Былина». В соответствии с «Программой ведения фонового мониторинга природной среды государственного природного заказника «Былина» отслеживается численность видов некоторых экологических групп птиц (*водно-болотные, лесные, хищные, зимующие*).

Водно-болотные и лесные экосистемы занимают основную площадь заказника. Изменения видовой состава и численности птиц, обитающих в данных экосистемах, смена доминирующих видов в сообществах позволит дать комплексную оценку процессам (как естественным, так и обусловленным действием антропогенного фактора), происходящим в различных типах природных сообществ. Под водно-болотными птицами понимаем представителей отрядов гусеобразных, ржанкообразных, поганкообразных, журавлеобразных.

Видовой состав хищных птиц, тенденции изменения их численности как консументов высших порядков, находящиеся на вершинах пищевых пирамид, в первую очередь будет сигнализировать об изменениях, происходящих в экосистемах на трофических уровнях, показывать целостность и полноту биоценозов.

Видовой состав и многолетняя динамика численности зимующих видов птиц показывает изменения количества и качества кормовой базы (как показатель изменений, происходящих в экосистемах), изменения ареалов некоторых видов, отчасти климатические изменения.

Мониторинг экосистем по ключевым группам биоиндикаторов. Для экосистем верховых болот выбраны следующие виды биоиндикаторы: *средний кроншнеп, большой кроншнеп, сизая чайка, озерная чайка, фифи, серый журавль, белая куропатка, желтая трясогузка, гусеобразные.*

В качестве видов индикаторов для лесных (таежных) экосистемы выбраны: *трехпалый дятел, желна, клест-еловик, певчий дрозд, московка, малая мухоловка, красная полевка.*

Выше перечисленные стенотопные виды мы рассматриваем как индикаторы зональных таежных экосистем и верховых болот. Исчезновение того или иного вида, а также изменение численности (как уменьшение, так и рост) будут сигнализировать об изменениях, происходящих в экотопе. Динамику численности большинства этих видов (для птиц – в гнездовой период) можно рассматривать как показатель, характеризующий устойчивость природных сообществ.

Мониторинг редких, охраняемых, внесенных в Красные книги Кировской области и РФ, животных и растений. Виды, внесенные в Красную книгу Кировской области и РФ, встречающиеся на территории заказника: *сибирская минога, обыкновенный подкаменщик, русская быстрянка, сибирский углозуб, красношейная поганка, серая цапля, камышница, лебедь-шипун, болотный лунь, беркут, сапсан, белая куропатка, кулик-сорока, филин, длиннохвостая неясыть, бородатая неясыть, серый сорокопут, кукушка, синехвостка европейская норка, азиатский бурундук, северный кожанок, ночница Брандта, прудовая ночница.*

Помимо вышеперечисленных «краснокнижных» животных в постоянном контроле за состоянием популяций, на наш взгляд, нуждается еще ряд видов (краеарейные, имеющие низкую численность, или виды, чье пребывание на территории заказника носит проблемный характер): *серый гусь, большой крохаль, луток, чеглок, дербник, золотистая ржанка, гаршнеп, кедровка, свиристель, черный дрозд, белогрудый еж, росомаха.*

Мониторинг хозяйственно значимых видов. В заказнике традиционно ведутся работы по учету охотничьих видов зверей и птиц: *белка, бобр, заяц-беляк, волк, лисица, бурый медведь, лесная куница, американская норка, выдра, лесной хорь, росомаха, горностай, лось, кабан, глухарь, тетерев, рябчик, вальдшнеп, водоплавающая дичь.* Проведение данного вида работ необходимо, прежде всего, для выяснения динамики численности видов в условиях отсутствия пресса охоты; механизмов саморегуляции численности.

Фенологический мониторинг. Постоянные многолетние фенологические наблюдения позволяют выявлять пространственную и временную динамику проявления глобальных климатических тенденций через изменения в хронологии сезонных циклов местных популяций животных и растений (Соловьев, 2005). Также регулярные фенологические наблюдения дают возможность сравнивать разногодичные данные о состоянии биоты не относительно календарных дат, а в соответствии с естественными природными сроками.

Объектами фенологического мониторинга являются виды позвоночных животных, имеющие выраженную циклическую изменчивость в течение года (отслеживаются: сроки миграций, линьки, репродуктивного поведения).

Оценка состояния качества среды обитания по стабильности развития. Использование фоновых, многочисленных видов (*рыжая полевка, травяная и остромордая лягушки, пескарь, плотва (сорoga), щука, окунь*) дает возможность получения выборок одного и того же вида в разных точках заказника и значительно облегчает сбор материала.

Литература

Рябов В. М. Фауна Государственного природного заказника «Былина» Часть 1. Позвоночные животные. Киров: 2007. 200 с.

Соловьев А. Н. Биота и климат в XX столетии. Региональная фенология. М.: Пасьева, 2005. 288 с.

МОНИТОРИНГ ЭХИНОКОККОЗА В ПРИРОДНЫХ БИОЦЕНОЗАХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

О. В. Масленникова

ФГОУ ВПО Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
olgamaslen@yandex.ru

Эхинококкоз – серьезная социально-экономическая и экологическая проблема. Она является результатом загрязнения природной среды хозяйственной деятельностью человека. Распространен на всех континентах земного шара, кроме Антарктиды, и во всех климатических поясах. Цистный эхинококкоз – паразитарное заболевание человека и животных, вызываемое эхинококковыми пузырями – личиночной стадией ленточного червя *Echinococcus granulosus*. Паразитирует у большого круга хозяев (более 60 видов) и у человека, нанося непоправимый вред здоровью людей и причиняя большой экономический ущерб животноводству. Окончательными (дефинитивными) хозяевами паразита являются псовые, промежуточными – копытные и человек. У человека паразиты локализируются в самых различных органах и тканях, включая печень, легкие, головной мозг, сердце, позвоночник и др., вызывают тяжелые осложнения и могут быть причиной смерти. Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) в сотрудничестве с другими Международными организациями (ФАО, ЮНЕП) рассматривают эхинококкоз как одну из наиболее актуальных медико-санитарных проблем.

Материал и методы. Исследования проводились в различных районах Кировской области с 1995 по 2010 гг. Методом полных и неполных гельминтологических вскрытий (Скрябин, 1928) изучена паразитофауна у 435 хищных млекопитающих и 111 диких копытных (лось, кабан). В первый период (1995–2001 гг.) было вскрыто 292 хищника и 62 лося и кабана. Во второй период (2004–2010 гг.) – 143 хищника и 49 лосей и кабанов. Изучены литературные данные.

Результаты исследований. *Echinococcus granulosus* у сельскохозяйственных животных и псовых был зарегистрирован еще в период работы 57-ой Союзной гельминтологической экспедиции в Вятской губернии В.С. Ершовым

(1929) в Омутнинском районе. При вскрытии 1 волка, 3 собак из 23 в кишечнике были обнаружены половозрелые цестоды *E. granulosus*.

Личиночная стадия этой цестоды В.С.Ершовым найдена у сельскохозяйственных животных: у 6 из 8 свиней (в печени), у 2 из 11 овец (в печени), у крупного рогатого скота (у 3 из 8).

Кафедра паразитологии Кировского зооветинститута с 1928 г. систематически вела плановое изучение гельминтозов сельскохозяйственных животных и населения Кировского края (Ершов и др., 1935). Из 627 голов крупного рогатого скота эхинококкоз был установлен у 35,7% животных, причем чаще он регистрировался у них в легких; в печени – всего 7% случаев; почки были поражены реже в 1% случаев.

Эхинококкоз распространяют, в основном, собаки, а в дикой природе – енотовидные собаки, лисицы, волки, шакалы, корсаки (Хазиев, 2000). В Башкирии 8% собак заражены половозрелыми эхинококками (Николаева, 2000). В. Б. Игнатьева (2001) из 8 вскрытых собак в г. Уфе у 2 обнаружила *E. granulosus*. В. М. Шамхалов (1983) изучил сроки развития эхинококков до половозрелой стадии в организме собаки в зависимости от возраста и сезона года и установил, что чем моложе собака, тем быстрее развивается эхинококк до половозрелого состояния. У щенков в возрасте 2,5 месяцев выделение члеников и яиц эхинококка отмечено на 31 и 36, у годовалых – на 43–52, а у взрослых на 54–56 день. В зимний период развитие яиц эхинококка удлиняется: у щенков до 47–51, у взрослых до 58–64 дней. Продолжительность жизни цестоды в организме собак достигает 150–205 дней (Абуладзе, 1964 по Гориной, 1963; Журавец, 2004).

Чаще в природе цестоды эхинококка встречаются у волков. Из исследованных нами в 1 период 292 диких хищных млекопитающих половозрелые цестоды обнаружены также лишь у волков. Экстенсивность инвазии составила 25,9%, интенсивность – 8518 ± 3786 (15–41 200) экз. Было исследовано 54 волка из 13 районов области, в шести районах области зарегистрированы инвазированные волки: Оричевском, Белохолуницком, Котельничском, Зуевском, Фаленском, Юрьянском. В 1989 г. эхинококкоз у волка в Подосиновском районе был установлен А. И. Колеватовой (Колеватова, Масленникова, 2000) при гельминтологическом вскрытии 9 волков (1 стая) у 5 были обнаружены цестоды *E. granulosus*. Интенсивность инвазии составила от нескольких десятков до 52 500 экземпляров. Очаг эхинококкоза сформировался в Оричевском районе, где из 19 волков зараженных было 10 или 52,6%. В других районах выявлено по 1 случаю заражения волка, причем один инвазированный волк был добыт на границе двух районов – Зуевского и Фаленского. Во второй период исследований половозрелые эхинококки также были обнаружены только у волков. Было исследовано 33 волка из Слободского, Мурашинского, Подосиновского, Богородского, Котельничского, Свечинского, Фаленского, Оричевского, Нагорского районов и окрестностей г. Кирова (Бахта). *E. granulosus* обнаружены у волков в 5 районах области (Нагорском, Оричевском, Свечинском, Подосиновском и Мурашинском) и окрестностях г. Кирова (Бахта). Экстенсивность инвазии составила 33,3%, интенсивность инвазии снизилась. Максимальное количество

эхинококков (1,3 тыс. особей) было зарегистрировано лишь однажды в Подосиновском районе. В целом интенсивность инвазии во второй период исследований снизилась и в среднем составила 211 экз. Причем в Подосиновском районе из 11 волков 6 были заражены цестодами эхинококков (54,5%). В Оричевском районе количество зараженных волков снизилось – из 10 исследованных заражен только 1 волк (10%) с низкой интенсивностью инвазии (15 экз.).

Циркуляция цистного эхинококкоза в природе происходит путем трофических связей между хищными животными сем. Canidae и копытными. В Кировской области промежуточным хозяином цистного эхинококкоза в природе установлен лось (*Alces alces* L.). Как и у крупного рогатого скота, у лося во всех известных случаях были поражены легкие. При сильной инвазии масса пораженного органа лося увеличилась более чем вдвое и составила 5,2 кг, а объем 8920 мл. Лоси с пораженными легкими были добыты в районах, где около 50% волков были поражены *E. granulosus*: Оричевском (2 лося) и Подосиновском (4 лося). Ларвоцисты у лося – *Echinococcus hydatidosus* exogenus (Абдуладзе, 1964) имели дочерние и внучатые пузыри, расположенные экзогенно по отношению к материнскому. Во всех пузырях на герминативной оболочке находились выводковые капсулы с протосколексами, которые, отрываясь, образовывали взвесь, известную под названием гидатидного песка.

Д. П. Козлов и В. И. Кикоть (1980) установили, что заражение лосей эхинококкозом происходит в ранне-весенний период при недостатке в организме лося минеральных веществ, когда, облизывая экскременты волка (возможно и поедая), они заглатывают яйца эхинококков и других цестод.

В синантропных очагах цистный эхинококкоз регистрируется у сельскохозяйственных животных и человека. По данным ветслужбы Кировской области в 2000 г. у крупного рогатого скота было зафиксировано 198 случаев, у свиней – 105.

Яйца эхинококка очень долго сохраняют жизнеспособность во внешней среде. По данным В. М. Шамхалова (1983) яйца цестод, попавшие во внешнюю среду весной (май) и летом (июль) на открытых участках скотопроегонных трасс, сохраняют свою жизнеспособность в течение 1–3 месяцев, на затененных участках яйца выживают до 7–8 месяцев. Яйца цестод, попавшие во внешнюю среду осенью (сентябрь) и зимой (декабрь) на открытых участках, не теряют своей жизнеспособности в течение 8–10 месяцев, а в затененных местах от 18 до 25 месяцев. Такая длительная выживаемость яиц эхинококка объясняется тем, что за время зимнего периода постепенно уплотняется оболочка, происходит как бы ее «закаливание».

Люди заражаются эхинококком при употреблении пищи, загрязненной яйцами гельминтов, зелени, овощей, ягод, а также при общении с инвазированными собаками. У людей и сельскохозяйственных животных при этой болезни поражаются печень, легкие, селезенка, головной мозг и даже кости. Эхинококковые пузыри давят на органы, разрушают ткани органов, в которых они локализируются и приводят их к перерождению. Пузыри эхинококка растут годами, объем органов значительно увеличивается, они теряют свои физиологические функции. Больные люди пожизненно остаются инвалидами, возможен леталь-

ный исход. У животных падает продуктивность, они истощаются и погибают (Хазиев, 2000).

Выводы. Половозрелые цестоды *E. granulosus* зарегистрированы нами в Кировской области у волков Ершовым (1929) в Омутнинском районе у собак. *E. granulosus* в настоящее время обнаружен у волков в 10 районах области: Нагорском, Оричевском, Свечинском, Подосиновском, Мурашинском, Белохолуницком, Котельничском, Зуевском, Фаленском, Юрьянском и в окрестностях г. Кирова (в Бахте). Очаг эхинококкоза зарегистрирован в Подосиновском районе; в Оричевском районе в настоящее время он затухает. Общая экстенсивность заражения волков увеличилась с 25,9% до 33,3%, интенсивность инвазии снизилась. Лось установлен промежуточным хозяином эхинококка.

Литература

Абуладзе К. И. Основы цестодологии. Тениаты – ленточные гельминты животных и человека и вызываемые ими заболевания. М.: Наука, 1964. 530 с.

Ершов В. С. Работа 57-й Союзной гельминтологической экспедиции в Вятской губернии 15 июня–1 октября 1928 г. // Под руков. проф. К. И. Скрябина. Вятка: Вет отд. Вятской окр. зем. упр., 1929. 79 с.

Ершов В. С., Горшунова О. К., Малыгин С. А. Работа 142-й Союзной гельминтологической экспедиции в Сунском районе Кировского края (7июня–20 августа 1934 г.) // Тр. Кировского зоотехн.- вет. ин-та. 1935. Т.1. Вып. 3. С. 99–112.

Журавец А. К. Цистный эхинококкоз – гидатидная болезнь животных и человека: Монография / Сев.-Кав. Зональный НИВИ. Новочеркасск: ЮЗГТУ, 2004. 507 с.

Игнатьева В. Б. Изучение гельминтофауны собак в Башкортостане // Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями: Материалы докл. науч. конф. 23–24 мая 2001 г. М., 2001. С. 101–102.

Козлов Д. П., Кикоть В. И. Особенности заражения лосей эхинококкозом // Гельминты человека, животных, растений и меры борьбы с ними: Тез. докл. конф. ВОГ. Москва, 27–29 января 1981 г. М., 1980. С. 80–82.

Колеватова А. И., Масленникова О. В. Роль природных биоценозов в сохранении и распространении возбудителей антропозоонозных заболеваний на севере Нечерноземья // Аграрная наука Северо-Востока Европейской части России на рубеже тысячелетий – состояние и перспективы: Тр. ВГСХА. Киров, 2000. Т.3. Биологический факультет. Ч. II. С. 42–50.

Николаева О. В. Гельминтофауна собак в Республике Башкортостан // Современные вопросы ветеринарной медицины и биологии: Сб. науч. тр. Уфа, 2000. С. 233–234.

Скрябин К. И. Метод полных гельминтологических вскрытий позвоночных, включая человека. М.: МГУ, 1928. 45 с.

Хазиев Г. З. Основные принципы профилактики гельминтозооантропонозов, распространяемых плотоядными // Современные вопросы ветеринарной и медицинской биологии: Сб. науч. тр. по матер. I междунар. конф. Уфа, 2000. С. 314–317.

Шамхалов В. М. Сроки развития эхинококков у собак и сроки сохранения инвазионности яиц тениид во внешней среде // Биологические основы борьбы с гельминтами животных и растений: Тез докл. конф. ВОГ. Москва, февраль 1983. М., 1983. С. 167–169.

ОЦЕНКА ЖИЗНЕННОГО СОСТОЯНИЯ ДРЕВОСТОЯ В СТАРОВОЗРАСТНОМ СОСНЯКЕ БРУСНИЧНОМ СЕВЕРНОЙ ТАЙГИ

Е. С. Кузьмина¹, П. Э. Аспхольм (*Paul Eric Aspholm*)²

¹ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, *kuzmina@ib.komisc.ru*

² Экологический центр «Сванховд», Норвегия, *paul.eric.aspholm@bioforsk.no*

Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), подвид сосна лапландская (*P. sylvestris* subsp. *lapponica* Fries) является доминирующей породой в хвойных лесах норвежского Национального парка «Верхний Пасвик», расположенного вдоль границы Норвегия-Финляндия. Целью его создания было сохранение коренных лесов (в первую очередь сосняков) в приграничном районе. Территория уникальна тем, что является одним из немногих, сохранившихся до сегодняшнего времени, участков девственного леса в Европе.

Целью данной работы является изучение жизненного состояния ненарушенного соснового древостоя брусничного типа на территории Национального парка «Верхний Пасвик» (Øvre Pasvik National Park), расположенного на севере Норвегии.

Район исследования приурочен к подзоне северной тайги (69°58'N, 28°58'E). В ландшафте встречаются каменистые обнажения горной породы, образованные вследствие ветровой эрозии. Рельеф неоднородный, чередование повышений с понижениями с разницей высот над уровнем моря более 50 м. Исследования проводились в конце июля 2010 г. Была заложена пробная площадь (S=0,12 га), где проведен переčet деревьев на 4 круговых площадках. Древостой оценивали общепринятыми лесотаксационными методами (Захаров, 1967).

При оценке жизненного состояния соснового фитоценоза мы руководствовались методикой, используемой в международной программе ICP-Forests (Manual..., 1994). Методика основана на визуальной оценке состояния деревьев.

Важным признаком текущего состояния дерева является **плодоношение**. Известно, что сосна в экстремальных климатических условиях, в районе исследования она находится на северной границе своего распространения, плодоносит не каждый год. Годы обильного плодоношения бывают только при сочетании ряда климатических факторов, – сухость воздуха, обилие прямого солнечного освещения, чередование годов с различным обилием осадков, благоприятное для плодоношения распределение осадков в течение года и вегетационного периода и т. д. В рассматриваемом сосняке брусничном почти половина деревьев (47%) плодоносила, но слабо. Значительная часть (34,8% от общего числа деревьев) не плодоносила вообще. Количество деревьев сосны, имеющих среднюю и максимальную степени плодоношения, составило 12,1 и 6,1%, соответственно.

При определении экологической структуры древостоев необходимо рассмотреть развитие крон деревьев. Так, оценка состояния **верхушек деревьев**

как наиболее важной части ствола показала, что большинство деревьев сосны (80,3%) имело здоровую верхушку.

Наличие **сухих сучьев** на дереве является информативным показателем его жизненного состояния. Согласно полученным результатам, количество деревьев 1-ого класса поврежденности (10–25% сухих сучьев) составило 47,7% от общего числа сосновых деревьев. У 36,9% деревьев сухих сучьев в кроне обнаружено не было, а 9,2 и 6,2% относились ко 2-ому (26–50%) и 3-ему (51–99%) классу повреждения, соответственно.

Наиболее показательным признаком текущего состояния дерева является **дефолиация кроны**, под которой понимается степень потери им хвои по сравнению с объемом ассимиляционного аппарата здорового дерева. В исследуемом сосняке брусничном примерно у половины деревьев (55,4%) дефолиация кроны не выражена. Доля деревьев 1-ого класса поврежденности составила 36,9, а деревья 2-ого и 3-его классов поврежденности – 7,7%.

Дехромация, то есть степень изменения цвета хвои, вследствие различных причин, является не менее важным показателем, чем дефолиация. Количество деревьев без пожелтевшей хвои составило 83,1% от общего количества деревьев сосны. Участие деревьев со слабой степенью дехромации равнялось 12,3, со средней – 4,6%. Количество деревьев с 3-ей, максимальной, степенью дехромации было равно 0.

На основании вышеприведенных показателей жизненного состояния сосны исследуемого сосняка брусничного каждому дереву был присвоен определенный **класс повреждения**. Выделяют шесть классов повреждения. К 0-ому классу повреждения относят здоровые деревья без внешних признаков повреждения кроны и ствола. Густота кроны обычна для господствующих деревьев; сухие ветви сосредоточены в нижней части кроны; хвоя зеленого цвета; продолжительность жизни хвои типична для региона; любые повреждения хвои составляют не более 10% по отношению ко всей массе ассимиляционного аппарата и не сказываются на состоянии дерева. I класс объединяет слабо поврежденные деревья (повреждение по одному или сумме всех признаков составляет 11–25%); II класс – средне поврежденные деревья (26–60% повреждений); III класс – сильно поврежденные (отмирающие) деревья (61–99% повреждений); IV класс – отмершие деревья (100% повреждений). К V классу повреждения относят старый сухостой, иными словами, деревья, отмершие более 10 лет назад, с сохранившимися скелетными ветвями, без коры.

Распределение деревьев сосны по интегральным классам повреждения в древостое сосняка брусничного показало (рис.), что примерно половину занимают слабо поврежденные, около 27% – средне поврежденные, 15 – здоровые и 5% – сильно поврежденные деревья.

Индекс поврежденности является интегральным показателем состояния древостоев и рассчитывается по формуле средневзвешенного класса повреждения составляющих его деревьев. По интегральному индексу поврежденности старовозрастной древостой сосняка брусничного характеризуется как среднеповрежденный – $i_{cp}=1,38$ (Алексеев, 1997).

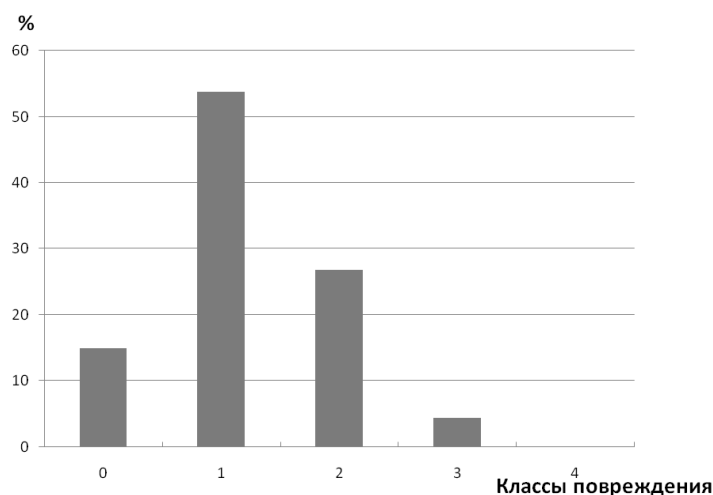


Рис. Распределение деревьев сосны по классам повреждения

На основании полученных результатов были сделаны следующие выводы. По жизненному состоянию старовозрастной древостой сосняка брусничного Национального парка «Верхний Пасвик» на севере Норвегии является среднеповрежденным. Среди возможных причин поврежденности леса являются суровые климатические условия, сильные ветра, способствующие слому сучьев, верхушки, пожелтению хвои, ослаблению деревьев, а также близость металлургического завода «Никель», расположенного на границе Норвегии и России.

Литература

- Алексеев А. С. Мониторинг лесных экосистем: Учебное пособие: СПб.: ЛТА, 1997. 116 с.
- Захаров В. К. Лесная таксация. М.: Лесн. пр-ть, 1967. 406 с.
- Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest. Hamburg, Prague, 1994. 177 p.

ВОДНЫЕ НЕМАТОДЫ ОЗЕРА ХОЛЩОВИК ГОСУДАРСТВЕННОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА «НУРГУШ»

Н. Н. Ходырев

*Государственный природный заповедник «Нургуш»,
nurgush@zapovednik.kirov.ru*

Озеро Холщовик старичного происхождения расположено в юго-восточной части заповедника, имеет вытянутую форму, с низким левым и высоким правым берегом. Соединяется с р. Вятка узкой протокой. Имеет хороший промывной режим в период половодья.

Материалом для сообщения послужил предварительный анализ проб мейобентоса. Сбор проб был проведен в июне 2010 года трубчатым микробентометром с диаметром входного отверстия 3 см. Пробы отбирали в соответствии с методикой, применяемой в изучении мейобентического населения водоемов (Чиркова, Гагарин, Сеитов, 1978). Нематод фиксировали 4% формалином, их определение и промеры проводили на временных глицериновых препа-

ратах. При определении использованы определительные ключи (Гагарин, 1992, 1993).

Предварительно проведенный количественно-таксономический анализ выделенных объектов из грунта показал, что мейобентос озера представлен четырьмя основными группами – Nematoda 68%, Copepoda 13%, Cladocera 11%, Oligocheta 8%.

В ходе определения нематод – главной группы мейобентоса выявлено 30 видов, относящихся к 9 отрядам. Отряд Monhystera представлен четырьмя видами – *Monhystera stagnalis*, *M. paludicola*, *Eumonhystera filiformis*, *E. disper*; *Araeolaimida* (3 вида) – *Paraphanolaimus anisitsi*, *Plectus palustris*, *P. cirratus*; *Chromadorida* (1 вид) – *Chromadorita leuckarti*, *Enoplida* (8 видов) – *Alaimus primitivus*, *Ironus tenuicaudatus*, *Rhabdolaimus terrestris*, *Prismatolaimus dolichurus*, *Tobrilus gracilis*, *T. helveticus*, *Neotobrilus longus*, *Tripyla glomerans*, *Mononchida* (3 вида) – *Mononchus truncatus*, *M. aquaticus*, *Prionchulus muscorum*; *Dorylaimida* (10) – *Dorylaimus stagnalis*, *D. crassus*, *Laimydorus agilis*, *Crocodylaimus dadayi*, *Chrysodorus filiformis*, *Eudorylaimus carteri*, *Chrysonemoides holsaticus*, *Paractinolaimus macrolaimus*, *Rhabditida* (1 вид) – *Panagrolaimus hygrophilus*, *Diplogasterida* (1 вид) – *Diplogaster rivalis*, *Tylenchida* (1 вид) – *Hirschmanniella gracilis*.

Встречаемость нематод в пробах мейобентоса составила 100%. Эудоминантные виды не обнаружены. Доминантными видами оказались *Eumonhystera dispar*, *Plectus palustris*, *Monhystera stagnalis*; субдоминантными – *Monhystera paludicola*, *Eumonhystera filiformis*, *Plectus cirratus*, *Tobrilus gracilis*, *Tripyla glomerans*, *Mononchus aquaticus*; рецидентными – *Ironus tenuicaudatus*, *Tobrilus helveticus*, *Neotobrilus longus*, *Mononchus truncatus*, *Prionchulus muscorum*, *Dorylaimus stagnalis*, *D. crassus*. Остальные виды в пробах мейобентоса малочисленны или единичны. К ведущим отрядам нематод по видовому насыщению относятся *Dorylaimida* (33,3%), *Enoplida* (26,6%), *Monhystera* (13,3%). Таким образом, в соответствии с процентным соотношением численности видового состава основных отрядов нами установлен дорилаймидно-эноплидно-монхистеридный комплекс нематод, с преобладанием в нем по численности населения отряда *Monhystera*.

Выполненный анализ проб мейобентоса оз. Холщовик позволил выявить 6 новых видов нематод для озер заповедника – *Paraphanolaimus anisitsi*, *Plectus palustris*, *Rhabdolaimus terrestris*, *Neotobrilus longus*, *Laimydorus agilis*, *Crocodylaimus dadayi*.

Всего к настоящему времени в водоемах заповедника зарегистрировано 66 видов нематод, встречающихся во всех изученных гидробиоценозах.

Литература

Гагарин В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод СССР. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1992. 152 с.

Гагарин В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод России и сопредельных стран. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1993. 351 с.

Цалолыхин С. Я. Определение веса пресноводных нематод // Эволюция, систематика, морфология и экология свободноживущих нематод. Л., 1981. С. 80–85.

Чиркова З. Н., Гагарин В. Г., Сеитов В. П. О достоверности величины средней численности мейобентоса, отобранного микробентометром системы «С-1» // Биология внутренних вод. Л., 1978. С. 76–78.

ИЗМЕНЕНИЕ МЕМБРАННОЙ ПРОНИЦАЕМОСТИ РАСТЕНИЙ ОГУРЦА В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ТЕМПЕРАТУРЫ И СОРТОВЫХ РАЗЛИЧИЙ

Т. С. Колмыкова, А. С. Анарин, Э. Ш. Шаркаева, М. В. Кузьмичева
ГОУВПО «Мордовский государственный университет
им. Н. П. Огарева», *tskolmykova@yandex.ru*

Каждое растение обладает способностью к адаптации в меняющихся условиях среды в пределах, обусловленных его генотипом. Несильные и кратковременные изменения факторов внешней среды не приводят к существенным нарушениям физиологических функций растений, что обусловлено их способностью к сохранению относительно стабильного состояния при изменяющихся условиях внешней среды. Однако резкие и длительные воздействия приводят к нарушению многих функций растения, а часто и к его гибели (Гришенкова, Лукаткин, 2005; Лукаткин, 2002; Марковская, Сысоева, 2000).

Цель исследования заключалась в исследовании действия пониженных температур и сортовых различий на устойчивость мембранного комплекса растений огурца.

Объектом исследования служили растения огурца (*Cucumis sativum* L.) гибридов Бирдетте F₁ (раннеспелый), Либелле F₁ (среднеспелый), Перента F₁ (среднеранний). Устойчивость мембранного комплекса оценивали по интенсивности перекисного окисления липидов (ПОЛ), проницаемости мембраны. Семена огурца высаживали в сосуды с почвой. После появления 1-го настоящего листа горшки с проростками помещали в условия разной температуры: 23 °С (контрольный вариант); 8–10 °С; 3 °С. Неблагоприятные температуры поддерживали 3 суток. Через три дня после изменения условий опыта у 10 растений каждого варианта определяли перекисное окисление липидов (ПОЛ) и проницаемость мембран. У оставшихся 10 растений через 6 дней (в последствии) вновь проводили измерение изучаемых показателей. Интенсивность ПОЛ в листьях растений оценивали по накоплению продукта окисления малонового диальдегида (МДА) по цветной реакции с тиобарбитуровой кислотой (Лукаткин, 2002). Степень проницаемости мембраны определяли по выходу электролитов из ткани изучаемых растений с последующим расчетом коэффициента повреждения клеточной мембраны у опытных растений относительно контрольных (Радионов, 1983).

При действии неблагоприятных факторов повышается выход электролитов из тканей, свидетельствуя о нарушении избирательной проницаемости клеточных мембран (Приходько, 1977). Это может быть связано с нарушением структуры мембран или состояния их липидного комплекса.

У контрольных растений (выращенных при оптимальной температуре) всех изучаемых нами гибридов выход электролитов уменьшался при увеличении времени экспозиции. Так как данные растения не испытывали действие стрессовых факторов, следовательно с увеличением возраста растений усиливается устойчивость мембран. У растений раннеспелого гибрида Бирдетте F₁ выход электролитов через 3 суток снизился на 30%. У других гибридов уменьшение выхода электролитов было от 12 до 14% (табл. 1).

При действии пониженных температур у растений изучаемых гибридов уровень выхода электролитов увеличивался. У гибрида Бирдетте F₁ при температуре 10 °С выход электролитов увеличивался почти в 2 раза, при более низкой температуре выход электролитов по сравнению с контрольными растениями увеличивался на 60%. На 6-е сутки экспозиции (в последствии) эта же закономерность, но в более сильной степени, сохранялась: выход электролитов при понижении температуры увеличивался более чем в 2 раза. Следовательно, при действии стрессовых температур продолжительность вегетации растений на повышение устойчивости мембран не оказывает.

Таблица 1

**Влияние температуры на состояние клеточных мембран
высечек листьев огурца**

Температура	Длительность экспозиции			
	3 суток		6 суток	
	Выход электролитов, мкСм	Коэффициент повреждения, %	Выход электролитов, мкСм	Коэффициент повреждения, %
Гибрид Бирдетте F 1				
23 °С	10	0	7	0
10 °С	19	10,0	17	10,5
3 °С	16	6,7	15	8,6
Гибрид Либелле F 1				
23 °С	14	0	12	0
10 °С	23	10,5	19	7,9
3 °С	17	3,5	16	4,5
Гибрид Перента F 1				
23 °С	16	0	14	0
10 °С	21	6,0	20	7,0
3 °С	19	3,6	17	3,5

Среднеспелый гибрид Либелле F₁ оказался более устойчивым к действию пониженных температур по сравнению с выше описанным гибридом. При непосредственном действии температуры 10 °С уровень выхода электролитов увеличивался на 60% по сравнению с контролем, при температуре 3 °С – на 21%. В последствии (6-е сутки) уровень выхода электролитов увеличивался на 58 и 33% при температурах 10 и 3 °С соответственно.

Еще более устойчивым гибридом к действию пониженных температур по выходу электролитов является Перента F₁. При температуре 10 °С выход электролитов увеличивался по сравнению с контролем на 43%, при 3°С – на 214%. Однако, у каждого изучаемого нами гибрида в последствии пониженных температур выход электролитов продолжал увеличиваться. Анализ данных ко-

эффициента повреждения показал, что самым устойчивым к действию пониженных температур является гибрид Перента F₁.

На состояние клеточных мембран оказывает влияние интенсивность перекисного окисления липидов, которую мы определяли по накоплению малонового диальдегида. Концентрацию МДА рассчитывали в мкМ/г сырой массы листьев по молярной экстинкции $\epsilon = 1,56 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$.

При оптимальной температуре у всех изучаемых нами растительных гибридов уровень ПОЛ увеличивался на 6-е сутки, то есть по мере развития растения (табл. 2). При непосредственном действии температуры 10 °С у растений всех гибридов ПОЛ увеличивался почти в 2 раза, и особенно в сильной степени у растений гибрида Бирдетте. Однако по окончании стресса (на 6-е сутки экспозиции) уровень ПОЛ у растений гибрида Бирдетте немного уменьшался – на 2%, у растений гибридов Либелла и Перента снижение происходило более интенсивно – на 16 и 10% соответственно.

Таблица 2

Влияние пониженных температур на интенсивность ПОЛ

Сорт	Температура 25°С(контроль)		Температура 10°С		Температура 3°С	
	3 сутки	6 сутки	3 сутки	6 сутки	3 сутки	6 сутки
Бирдетте F1	4,06	5,7	8,1	8,0	9,4	8,9
Либелле F1	4,74	6,3	8,8	8,07	9,7	9,2
Перента F1	4,0	6,2	7,7	7,3	9,4	8,5

В период действия более низкой температуры – 3 °С ПОЛ продолжало увеличиваться: в меньшей степени у растений гибрида Либелле – на 105%, и более интенсивно у гибридов Бирдетте и Перента – на 132 и 135% соответственно. Так же как и при температуре 10 °С, в последствии более низкотемпературного стресса уровень МДА в растительной ткани несколько снижался, соответственно уменьшалось перекисное окисление липидов. У растений гибридов Бирдетте, Либелле и Перента ПОЛ увеличивалось в последствии на 13,11 и 22% соответственно.

Анализируя полученные результаты, мы обнаружили некоторые сортовые различия у растений огурца по степени устойчивости к низкотемпературным стрессам. Более устойчивым к понижению температуры до 10 °С по сравнению с другими изучаемыми образцами оказался гибрид Либелле. Здесь не только зафиксировали самые низкие значения увеличения ПОЛ, но и самые низкие показатели содержания МДА в тканях в последствии низкотемпературного стресса. Однако, при действии более низкой температуры (3 °С) самым устойчивым по значению ПОЛ были растения огурца также гибрида Либелле, но более высокую степень репарации зафиксировали у растений гибрида Перента. Данные по определению ПОЛ у разных гибридов имеют некоторые точки соприкосновения. По выходу электролитов из растительной ткани самым устойчивым оказался гибрид Перента. Мы отметили, что этот же гибрид способен к быстрому восстановлению уровня ПОЛ. Но однозначно можно сказать, что ме-

нее устойчивым к пониженным температурам из всех изучаемых гибридов оказался раннеспелый гибрид Бирдетте.

Литература

Гришенкова Н. Н., Лукаткин А. С. Определение устойчивости растительных тканей к абиотическим стрессам с использованием кондуктометрического метода // Поволжский экологический журнал, 2005. № 1. С. 3–11.

Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов.ун-та, 2002. 208 с.

Марковская Е. Ф., Сысоева М. И. Влияние кратковременного снижения ночной температуры на рост и холодостойкость огурца // Физиология растений. 2000. Т. 47, № 4. С. 511–515.

Приходько Н. В. Изменение проницаемости клеточных мембран как общее звено механизмов неспецифической реакции растений на внешние воздействия // Физиология и биохимия культурных растений, 1977. Т. 9. Вып. 3. С. 301–309.

Радионов В. С. Изменение в мембранных липидах растений при пониженных температурах // Липидный обмен древесных растений в условиях Севера. Петрозаводск: изд-во Петрозавод. ун-та, 1983. С. 4–68.

РЕАКЦИЯ ЭПИДЕРМАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА *CIRSIIUM ARVENSE* L. НА ХИМИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СРЕДЫ

С. В. Гаренских¹, Т. В. Жуйкова², Н. В. Абакина², Ю. С. Ческидова²

¹ Уральский государственный университет им. А. М. Горького,

² Нижнетагильская государственная социально-педагогическая академия,
hbfnt@rambler.ru

Одним из основных направлений экологической токсикологии является изучение реакции биологических систем разных уровней на загрязнение среды поллютантами различной природы. Накоплено большое число данных о реакциях растительных систем на химическое загрязнение среды тяжелыми металлами. При этом значительное внимание в исследованиях уделяется особенностям репродукции, цитогенетическим эффектам, физиолого-биохимическим адаптациям и т. д. В меньшей степени изучены тканевые структуры, непосредственно контактирующие с токсичными веществами или находящиеся в прямой зависимости от их концентраций в окружающей среде. В этой связи особый интерес представляет изучение эпидермы листа, которая всегда привлекала к себе внимание исследователей, отмечавших диагностическую и таксономическую ценность стоматографических признаков (Остроумова, 1985). Целью данной работы было изучить реакцию эпидермального комплекса травянистых растений на загрязнение почвы тяжелыми металлами.

Объект исследования – широко распространенный в антропогенно нарушенных условиях представитель семейства сложноцветные (Compositae) – бодяг полевой (*Cirsium arvense* L. Scop. [*C. horridum* (Wimm. et Grab.) Stak., Non Bied]) (Маевский, 2006).

Исследования проведены на территории одного из промышленных центров Свердловской области г. Нижнего Тагила в период 2008–2010 гг. Почвен-

но-растительный покров района оформляется в условиях таежной зоны, в подзоне южной тайги. Распространены почвы подзолистого типа, обедненные органическими и минеральными веществами.

Ранее на исследуемых участках был определен общий уровень химического загрязнения (индекс суммарной токсической нагрузки – S_i), который оценивали по содержанию подвижных форм тяжелых металлов в почве (Безель и др., 1998; Жуйкова, Мордвина, 2003; Жуйкова, 2009). Установлено, что содержание микроэлементов в почвах исследуемых участков варьирует (мкг/г): по Zn от 19,35 до 850,40; по Cu от 12,26 до 951,49; по Cd от 0,05 до 2,82; Pd от 7,94 до 12,38; Co от 7,64 до 124,23; Ni от 13,25 до 17,97; по Mn от 290,62 до 2364,9; по Cr от 10,12 до 51,90; по Fe от 774,50 до 2736,6. На участках исследования суммарный индекс загрязнения варьирует от 1,00 отн. ед. в фоновой зоне (региональный фон), 3,33 отн. ед. в буферной (средний уровень загрязнения) и до 22,78–30,00 отн. ед. в импактной (максимальное загрязнение).

В каждом из исследуемых фитоценозов материал собран с 30 генеративных растений *C. arvense*. Для анализа отбирали взрослые, закончившие фазу интенсивного роста, средние листья. Учет анатомических характеристик эпидермы производился с помощью метода реплик или клеокаст (Таршис, Таршис, 1995). Реплики (по 5 шт.) брали с абаксиальной и адаксиальной стороны между средней жилкой и краем листовой пластинки, на равном расстоянии от базальной и апикальной частей листа.

Исследования препаратов и все измерения осуществляли при помощи микроскопа МБР–1 (увеличение 15×40 , микрометр МОВ–1–16). Число клеток и устьиц подсчитывали в поле зрения ($0,041 \text{ мм}^2$) с пересчетом на 1 мм^2 . Все клетки, входящие в поле зрения наполовину, подсчитывали и делили на два, затем прибавляли к общему числу клеток. В каждой реплике анализировали по 5 полей зрения. Объем выборки составил 120 растений, 1200 реплик, всего проанализировано 6000 полей зрения.

При изучении анатомии листа на парадермальных препаратах исследованы следующие метрические и аллометрические, количественные и качественные признаки верхнего и нижнего эпидермиса: число эпидермальных клеток и устьиц (шт./ мм^2); длина (мкм), ширина (мкм) и индекс эпидермальных клеток и устьиц (отношение длины клетки к ширине соответственно эпидермальных клеток и устьиц); устьичный показатель как отношение числа устьиц к сумме эпидермальных и устьичных клеток (%). На основании классификации М. А. Барановой (1985) выделены морфологические типы устьичных комплексов.

Данные анализировали методами математической статистики с вычислением средней арифметической величины, ее ошибки. Различия между показателями у растений разных участков выявили двухфакторным дисперсионным анализом (модель с фиксированными и смешанными эффектами). Степень сопряженности между исследуемыми признаками и уровнем химического загрязнения почв оценили с помощью регрессионного анализа. Анализ данных выполнен в программном статистическом пакете Statistica – 6.0 (StatSoft, Inc. 1984 – 2001).

Остановимся на основных понятиях, используемых в работе. Под устьицем мы понимаем замыкающие клетки со щелью (межклетником) между ними. Устьичным комплексом называем всю структуру, в которую входят устьица со специализированными соседними клетками (побочными и венечными). Побочными обозначаются эпидермальные клетки, примыкающие к замыкающим клеткам и выделяющиеся степенью кутинизации или иными признаками от обычных эпидермальных клеток. Если с замыкающими клетками контактируют обычные покровные клетки, то такие устьица называются неспециализированными, лишенными побочных клеток.

На основании классификации морфологических типов устьичных комплексов устьица у *C. arvense* отнесены к аномоцитному типу – устьица окружены ограниченным числом клеток, не отличающихся размерами или формой от остальных клеток эпидермы. Абаксиальная (АБ) и адаксиальная (АД) стороны листа исследуемого вида имеют один и тот же тип устьиц. Установлено, что у *C. arvense* встречается только один тип устьичного комплекса, что свидетельствует о консервативности данного вида в морфологическом и анатомическом отношении.

Характеристика эпидермальных клеток. Установлено, что число эпидермальных клеток не зависит от уровня химического загрязнения участков (табл. 1). В градиенте загрязнения изменяются размеры эпидермальных клеток. Длина эпидермальных клеток у *C. arvense* в среднем варьирует от 32,0 до 62,72 мкм на адаксиальной стороне листа и от 25,60 до 60,16 мкм на абаксиальной (табл. 1). Данный показатель уменьшается с увеличением токсической нагрузки на участках. Зависимость длины эпидермальных клеток от уровня химического загрязнения на участках проанализирована методом регрессионного анализа: АД: $R^2 = 0,18$; $df = 1$; 598; $p = 0,001$; АБ: $R^2 = 0,32$; $df = 1$; 598; $p = 0,001$. Результаты регрессионного анализа зависимости исследуемых эпидермальных признаков от уровня загрязнения участков представлены в табл. 2.

При анализе ширины эпидермальных клеток выявлено, что данный показатель у *C. arvense* изменяется от 25,0 до 40,32 мкм на АД и от 19,20 до 33,28 мкм на АБ стороне (табл. 1). Как и в случае длины эпидермальных клеток, в градиенте возрастающего загрязнения отмечено значимое снижение исследуемого параметра (табл. 2): АД: $R^2 = 0,034$; $df = 1$; 598; $p = 0,001$; АБ: $R^2 = 0,18$; $df = 1$; 598; $p = 0,001$). Таким образом, химическое загрязнение приводит к уменьшению размеров эпидермальных клеток.

Таблица 1

Характеристика стоматографических признаков листа *C. arvense* ($M \pm m$)

Si, отн. ед.	Число устьиц, шт/мм ²	Число эпидермальных клеток, шт/мм ²	Устьичный показатель, %	Длина эпидермальных клеток, мкм	Ширина эпидермальных клеток, мкм	Индекс клетки	Длина устьица, мкм	Ширина устьица, мкм	Индекс устьица
Адаксиальная сторона									
1,0	70,67±1,82	995,38±3,78	6,61±0,17	44,54±0,26	32,47±0,08	1,37±0,01	32,38±0,10	17,07±0,05	1,91±0,00
3,33	72,08±1,42	891,92±2,51	7,43±0,13	51,67±0,62	33,18±0,31	1,63±0,07	31,85±0,18	20,07±0,15	1,61±0,01
22,78	70,67±1,79	988,70±3,98	6,66±0,17	48,64±0,32	35,41±0,23	1,37±0,01	32,19±0,14	16,38±0,04	1,98±0,01
30,0	71,07±2,02	969,67±2,02	6,80±2,59	35,41±0,19	28,69±0,12	1,24±0,07	28,37±0,00	14,29±0,00	1,99±0,00
Абаксиальная сторона									
1,0	182,23±2,13	944,97±3,49	16,13±0,17	42,18±0,21	30,51±0,14	1,38±0,01	29,65±0,21	16,28±0,08	1,83±0,01
3,33	171,90±1,76	887,46±1,98	16,18±0,14	49,28±0,39	32,04±0,21	1,54±0,01	30,46±0,24	19,35±0,16	1,60±0,01
22,78	168,46±2,38	946,18±3,17	15,09±0,20	38,95±0,16	29,29±0,14	1,34±0,00	26,67±0,11	15,49±0,02	1,74±0,01
30,0	153,88±1,98	934,84±1,98	14,07±2,40	31,55±0,17	25,11±0,11	1,27±0,10	24,75±0,00	12,48±0,00	1,99±0,00

Характеристика устьиц. При анализе числа устьиц установлено, что показатель у *S. arvense* на фоновом участке варьирует от 60,74 до 109,34 шт./мм² на адаксиальной стороне (АД) и от 145,78 до 212,60 шт./мм² на абаксиальной стороне (АБ). На буферном участке показатель варьирует от 60,74 до 115,41 шт./мм² на АД и от 145,78 до 200,45 шт./мм² на АБ. На участке с токсической нагрузкой 22,78 отн. ед. показатель варьирует от 60,74 до 91,12 шт./мм² на АД и от 139,71 до 194,38 шт./мм² на АБ. На максимально загрязненном участке признак варьирует от 60,74 до 109,34 шт./мм² на верхней стороне листа и от 109,34 до 212,60 шт./мм² на нижней. Средние значения числа устьиц у растений исследуемых участков представлены в табл. 1. Выявлено, что число устьиц на нижней стороне выше, чем на верхней. Различия в числе устьиц между верхним и нижнем эпидермисом наиболее выражены у растений с импактно-го участка. Зависимость числа устьиц от уровня загрязнения показана только для нижнего эпидермиса (табл. 2).

Таблица 2

Результаты регрессионного анализа эпидермального комплекса *S. arvense* с разных по уровню загрязнения участков

Показатели	<i>df</i>	R^2	<i>p</i>	Уравнение регрессии
Число устьиц – АД	1; 598	0,001	<0,89	$y = (71,22 \pm 1,52) - (0,01 \pm 0,08) \times S_i$
Число устьиц – АБ	1; 598	0,07	<0,001	$y = (178,99 \pm 1,99) - (0,7 \pm 0,1) \times S_i$
Число эпидермальных клеток – АД	1; 598	0,04	<0,001	$y = (946,40 \pm 3,86) + (1,05 \pm 0,2) \times S_i$
Число эпидермальных клеток – АБ	1; 598	0,04	<0,001	$y = (917,84 \pm 2,64) + (0,75 \pm 0,13) \times S_i$
Длина эпидермальных клеток – АД	1; 598	0,18	<0,001	$y = (49,82 \pm 0,52) - (0,31 \pm 0,02) \times S_i$
Длина эпидермальных клеток – АБ	1; 598	0,32	<0,001	$y = (46,89 \pm 0,50) - (0,44 \pm 0,02) \times S_i$
Ширина эпидермальных клеток – АД	1; 598	0,034	<0,001	$y = (33,46 \pm 0,26) - (0,06 \pm 0,01) \times S_i$
Ширина эпидермальных клеток – АБ	1; 598	0,18	<0,001	$y = (33,74 \pm 0,27) - (0,17 \pm 0,01) \times S_i$
Индекс эпидермальных клеток – АД	1; 598	0,04	<0,001	$y = (1,52 \pm 0,03) - (0,008 \pm 0,001) \times S_i$
Индекс эпидермальных клеток – АБ	1; 598	0,12	<0,001	$y = (1,47 \pm 0,01) - (0,005 \pm 0,0006) \times S_i$
Длина устьица – АД	1; 598	0,16	<0,001	$y = (32,61 \pm 0,17) - (0,09 \pm 0,009) \times S_i$
Длина устьица – АБ	1; 598	0,29	<0,001	$y = (30,8 \pm 0,24) - (0,19 \pm 0,01) \times S_i$
Ширина устьица – АД	1; 598	0,25	<0,001	$y = (18,83 \pm 0,15) - (0,11 \pm 0,008) \times S_i$
Ширина устьица – АБ	1; 598	0,33	<0,001	$y = (18,34 \pm 0,17) - (0,15 \pm 0,009) \times S_i$
Индекс устьица – АД	1; 598	0,21	<0,001	$y = (1,75 \pm 0,01) + (0,008 \pm 0,0006) \times S_i$
Индекс устьица – АБ	1; 598	0,11	<0,001	$y = (1,69 \pm 0,01) + (0,006 \pm 0,0007) \times S_i$

Химическое загрязнение приводит к изменению метрических признаков устьиц. Длина устьиц в градиенте увеличивающегося химического загрязнения уменьшается: АД: $R^2 = 0,18$; $df = 1; 598$; $p < 0,001$; АБ: $R^2 = 0,32$; $df = 1; 598$; $p < 0,001$. Аналогично изменяется и ширина устьиц (АД: $R^2 = 0,25$; $df = 1; 598$; $p < 0,001$; АБ: $R^2 = 0,33$; $df = 1; 598$; $p < 0,001$). Таким образом, химическое за-

грязнение приводит к уменьшению размеров устьиц у *C. arvense* как с верхней, так и с нижней стороны листовой пластинки.

Таким образом, установлено, размеры клеток эпидермиса в большей степени, чем их число зависят от токсического фактора. Рост уровня химического загрязнения почвы приводит к уменьшению длины и ширины устьиц и эпидермальных клеток. При этом с увеличением загрязнения увеличивается только число устьиц на нижней стороне листа. Следовательно, у *C. arvense* наиболее чувствительными к загрязнению являются метрические, чем меристические количественные признаки, которые мы и рекомендуем использовать в случае необходимости в качестве биоиндикационных у данного вида.

Литература

Баранова М. А. Классификация морфологических типов устьиц // Ботан. журн. 1985. Т. 70. № 12. С. 1585–1594.

Безель В. С., Жуйкова Т. В., Позолотина В. Н. Структура ценопопуляций одуванчика и специфика накопления тяжелых металлов // Экология. 1998. № 5. С. 376–382.

Жуйкова Т. В. Реакция ценопопуляций и травянистых сообществ на химическое загрязнение среды: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Екатеринбург, 2009. 40 с.

Жуйкова Т. В., Мордвина Е. С. Трансформация травянистой растительности техногенно нарушенных территорий и оценка ее участия в биогенных циклах химических элементов // Ученые записки НТГСПА. Естественные науки / отв. ред. В. А. Трофимов. Нижний Тагил, 2003. С. 155–165.

Маевский П. Ф. Флора средней полосы европейской части России. М.: Товарищество научных изданий, 2006. С. 256.

Остроумова Т.А. Структура эпидермы листа некоторых видов рода *Elaeosticta* (*Umbelliferae*) // Ботан. журн. 1985. Т. 70. № 12. С. 1625–1628.

Таршис Г. И., Таршис Л. Г. Разнообразие и диагностическое значение структурных признаков лекарственных растений. Мат. I Междунар. симп., Пушино, 1995.

О РЕЗУЛЬТАТАХ МОНИТОРИНГА ЦЕНОПОПУЛЯЦИИ *CALYPSO BULBOSA* (L.) OAKES В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. И. Чупракова

Вятский государственный гуманитарный университет, botany@vshu.kirov.ru

Сохранение биологического разнообразия – одна из глобальных проблем человечества (Global Strategy..., 2003; Европейская стратегия..., 2003). Одна из составляющих данной проблемы – сохранение отдельных видов и групп растений. Для этого необходимо изучение и мониторинг популяций, особенно редких и охраняемых видов растений, в том числе на границах их ареалов.

Семейство *Orchidaceae*, – одно из крупнейших среди однодольных покрытосеменных, в последнее время привлекает внимание многих исследователей в связи со своеобразием морфологии, особенностями жизненного цикла и декоративностью.

Вместе с тем, эта древняя группа растений включает значительное число редких и исчезающих видов. В силу своих эколого-биологических и ценологических особенностей они чутко реагируют на антропогенные воздействия и од-

ними из первых выпадают из состава растительных сообществ. Особенно плохо сказывается на северных орхидеях многоукосность, «улучшение» лугов, осушение болот.

За последние годы проведены исследования орхидей в ряде регионов России (Татаренко, 1996; Баталов, 1998). Северо-восток европейской части России в этом плане изучен слабо, имеются лишь работы об эколого-фитоценологических особенностях башмачков настоящего и пятнистого (Тетерюк, 2003) и кокушника длиннорогого (Валуйских, 2009) на территории Республики Коми. Это делает актуальным изучение орхидей Волго-Вятского региона, в основном, для выработки рекомендаций по охране редких видов и сохранению биоразнообразия растительного покрова.

С этой целью на территории Кировской области в период с 2007 по 2010 гг. провели мониторинг ценопопуляции (ЦП) *Calypso bulbosa* (L.) Oakes – калипсо луковичной, которая является «редким видом» и внесена в Красную книгу РСФСР (1988) и Красную книгу Кировской области (2001).

Изученная ЦП произрастает в окрестностях деревни Сапожнята (Слободской район). При изучении использовали метод постоянных площадей, с закладкой учетных площадок размером 1 м² по случайному принципу. В качестве основных параметров для характеристики ЦП определяли численность особей с баллами по оценке численности (Денисова, 1986), площадь и среднюю плотность растений на 1 м². Для выявления эколого-фитоценологической приуроченности вида проводили геоботаническое описание по общепринятым методикам (Шенников, 1964). Выделение возрастных групп калипсо проводили по общепринятым для орхидных морфологическим параметрам: по размерам листьев, числу жилок и граней на них. За счетную единицу в популяционных исследованиях был принят надземный побег.

Исследованная ЦП *C. bulbosa* произрастает в пределах ельника зеленомошника кислично-черничного. Сомкнутость крон *Picea abies* – 0,5, кустарников – 0,4. Кустарниковый ярус представлен *Lonicera xylosteum*, *Sorbus aucuparia*, *Padus avium*, *Frangula alnus*, *Rosa cinnamomea*, *Rubus idaeus*, *Salix caprea*. Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса составляет 70–80%: *Vaccinium myrtillus*, *Oxalis acetosella*, *Pyrola rotundifolia*, *Fragaria vesca*, *Veronica officinalis*, *Veronica chamaedrys*, *Orthilia secunda*, *Asarum europaeum*, *Luzula pilosa*, *Majanthemum bifolium*, *Viola* sp., *Ajuga reptans*, *Geum rivale*, *Galium mollugo*, *Alchemilla vulgaris* и др. В 2010 г. отмечены некоторые сдвиги в динамике фитоценоза, что связано, в основном, с влиянием антропогенного фактора. Сомкнутость крон верхнего яруса уменьшилась до 0,4, а кустарникового яруса увеличилась до 0,6. Кроме того, увеличилось проективное покрытие мертвого слоя с 80 до 90% за счет срубленных веток и стволов деревьев.

Ценопопуляция первого года исследования (ЦП – 2007) образована 90 особями (3 балл оценки численности), занимает площадь 12 м². Средняя плотность 7,5 особей на 1 м². Возрастной спектр ЦП (2007) – нормальный, полночленный, одновершинный, левосторонний. Доля ювенильных (j) особей составила 18%, имматурных (im) – 23%, виргинильных (v) – 37%, генеративных (g) – 22%.

Ценопопуляция второго года исследования (ЦП – 2008) образована 77 особями (3 балл оценки численности), занимает площадь 14 м². Средняя плотность 5,5 особей на 1 м². Возрастной спектр ЦП (2008) – нормальный, полночленный, неярко-двувершинный, левосторонний. Доля ювенильных особей составила 18,2%, имматурных – 13%, виргинильных – 35%, генеративных – 33,8%.

Ценопопуляция третьего года исследования (ЦП – 2010) образована 20 особями (2 балл оценки численности), занимает площадь 6 м². Средняя плотность составила 3,3 особи на 1 м². Возрастной спектр ЦП (2010) оказался нормальным, полночленным, одновершинным, левосторонним. Доля ювенильных особей составила 10%, имматурных – 10%, виргинильных – 60%, генеративных – 20%. Общепринятые морфометрические параметры приведены в табл.

Таблица

**Морфометрическая характеристика онтогенетических состояний
Calypso bulbosa в пределах ЦП – 2010**

№ п/п	Параметр	Онтогенетическое состояние				
		p	j	im	v	g
1	Высота цветоноса, см	–	–	–	–	$\frac{11,3 \pm 0,9}{9,1-13,4}$
2	Длина листа, см	–	$\frac{4,6 \pm 0,6}{4,0-5,1}$	$\frac{4,3 \pm 0,2}{4,1-4,4}$	$\frac{6,8 \pm 0,3}{5,3-8,0}$	$\frac{5,9 \pm 0,7}{4,0-7,1}$
3	Ширина листа, см	–	$\frac{0,7 \pm 0,1}{0,6-0,8}$	$\frac{1,1 \pm 0,2}{0,9-1,3}$	$\frac{1,6 \pm 0,1}{1,3-2,0}$	$\frac{2,0 \pm 0,3}{1,4-2,6}$
4	Длина листовой пластинки, см	–	$\frac{2,2 \pm 0,1}{2,1-2,2}$	$\frac{2,2 \pm 0,5}{1,7-2,6}$	$\frac{3,3 \pm 0,2}{2,4-4,7}$	$\frac{3,6 \pm 0,4}{2,6-4,6}$
5	Длина черешка, см	–	$\frac{2,4 \pm 0,5}{1,9-2,9}$	$\frac{2,1 \pm 0,6}{1,5-2,7}$	$\frac{3,5 \pm 0,2}{2,0-4,8}$	$\frac{2,3 \pm 0,5}{1,4-3,8}$
6	Количество клубнелуковиц в побеговой системе, шт	–	1–2	1–2	1–2	2
7	Диаметр клубнелуковицы текущего года, см	–	$\frac{0,2 \pm 0,0}{0,15-0,2}$	$\frac{0,2 \pm 0,0}{0,2-0,25}$	$\frac{0,5 \pm 0,0}{0,4-0,7}$	$\frac{0,6 \pm 0,1}{0,5-0,7}$
8	Диаметр клубнелуковицы прошлого года, см	–	0,1	0,15	$\frac{0,4 \pm 0,0}{0,35-0,5}$	$\frac{0,6 \pm 0,1}{0,4-0,6}$

* числитель – среднее значение параметра ± стандартная ошибка
знаменатель – минимальное и максимальное значение параметра

Сравнивая состояние ЦП *C. bulbosa* в разные годы, можно выявить различие в их численности и плотности, а также в возрастном спектре (рис.). Данные различия, вероятно, связаны с сукцессионными процессами в фитоценозе и влиянием антропогенной нагрузки.

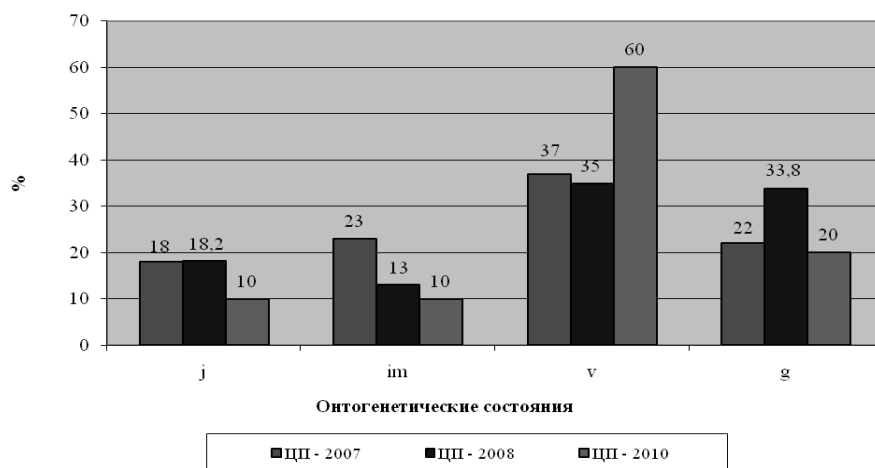


Рис. Возрастные спектры ценопопуляции *Calypso bulbosa* в разные годы

Известно, что жизненная форма *C. bulbosa* отличается своей зимнезеленостью (Татаренко, 1996). Осенние наблюдения за состоянием ЦП в 2008 и 2010 гг. подтверждают сукцессию фитоценоза и регрессивную динамику численности данной ЦП. Если в 2008 г. было обнаружено 14 особей на 5 учетных площадках (из 14): 2 имматурных, 9 виргинильных и 3 генеративных; то в 2010 г. найдено только 7 особей с одной учетной площадки (из 6): 1 ювенильная, 3 виргинильные, 2 генеративные и 1 субсенильная особь. Таким образом, можно отметить, что дальнейшее развитие данной ЦП вызывает опасение. Тем более это становится очевидным, если учесть, что лимитирующими факторами для вида являются рубка леса, лесные пожары, мелиоративные работы, так как корневая система растения располагается в слое сильно разложившейся подстилки, а за последний год уровень антропогенной нагрузки значительно вырос.

В целом, существенных изменений в пространственной структуре ЦП *C. bulbosa* не произошло, так как вид является малоподвижным. При отсутствии чрезмерной рекреации и поддержании фитоценоза в стабильном состоянии ЦП, вероятно, будет развиваться в прогрессивном направлении.

Литература

- Баталов А. Е. Биоморфология, экология популяций и вопросы охраны орхидей Архангельской области // Автореф. дисс. канд. биол. наук. М., 1998. 16 с.
- Валуйских О. Е. Популяционная биология *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. (*Orchidaceae*) на северной границе ареала // Автореф. дисс. канд. биол. наук. Сыктывкар, 2009. 18 с.
- Денисова Л. В., Никитина С. В., Заугольнова Л. Б. Программа и методика наблюдений за ценопопуляциями видов растений Красной книги СССР. М., 1986. 34 с.
- Европейская стратегия сохранения растений. Совет Европы и «Планта Европа» // Ред. А. Щербаков. М., 2003. 39 с.
- Красная книга Кировской области: животные, растения, грибы // Отв. ред. Л. Н. Добринский, Н. С. Корытин. Екатеринбург, 2001. 287 с.
- Красная книга РСФСР (растения) // Отв. ред. А. Л. Тахтаджян. М., 1988. 476 с.
- Татаренко И. В. Орхидные России: жизненные формы, биология, вопросы охраны. М., 1996. 206 с.
- Тетерюк Л. В., Мартыненко В. А., Полетаева И. И., Тетерюк Б. Ю. Биология и экология редких растений республики Коми // Коми научный центр. Институт биологии. Екатеринбург, 2003. 180 с.: ил.

ИОННЫЙ СОСТАВ ВОДЫ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ДЕНДРОЛОГИЧЕСКОГО ПАРКА ЛЕСОВОДОВ г. КИРОВА

С. Г. Скугорева^{1,2}, С. Н. Жукова²

¹ *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

² *Вятский государственный гуманитарный университет*

Дендрологический парк лесоводов Кировской области – уникальное украшение всего Вятского края. Парк был заложен в 1962 г. и открыт в 1967 к 50-летию Октябрьской революции. Он занимает площадь около 50 га. С начала 2010 г. дендрологический парк стал считаться памятником природы регионального уровня. Основной целью создания памятника природы «Дендропарк лесоводов Кировской области» является сохранение специализированной коллекции древесно-кустарниковых растений. На территории дендропарка установлено произрастание 179 видов высших сосудистых растений. Из них 83 вида входят в состав дендрологической коллекции дендропарка. Основу коллекции составляют североамериканские, европейские и дальневосточные виды деревьев и кустарников. Встречаются также сибирские, среднеазиатские, японские, северо-китайские и кавказские виды растений. Кроме того, дендрологический парк стал местом обитания более 400 представителей животного мира, из которых около 80 являются позвоночными.

Парк раскинулся на левом берегу р. Вятки рядом со сл. Сошени, у двух оврагов. По дну одного из них протекает ручей, начинающийся от родника, воду из которого местные жители используют для питьевых целей. В его русле создан пруд – редкий пример искусственного водоема с родниковым питанием. Пруд в дендропарке – излюбленное место «моржей».

С целью мониторинга состояния водных объектов на территории дендрологического парка в марте и сентябре 2010 г. проведен анализ ионного состава воды. Пробы воды отбирали из родника, ручья, по которому родник впадает в пруд, и в двух точках на пруду. Точка 1 располагалась ближе к ручью, точка 2 – в купальне. Определение массовой концентрации ионов в воде проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер» (Методика выполнения измерений массовой концентрации фторид- ..., 2008; Методика выполнения измерений массовой концентрации катионов ..., 2008), водородный показатель измеряли на рН-метре-иономере «Эксперт-001», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i».

Электропроводность и рН воды определяли в сентябре 2010 г. Из табл. 1 видно, что по значениям водородного показателя вода имеет слабощелочную реакцию среды. Различие водных объектов по электропроводности воды, также как и по кислотности, незначительно. В ручье данный показатель несколько выше, чем в других объектах.

Таблица 1

Электропроводность и кислотность воды из водных объектов парка

Показатель	Родник	Ручей	Пруд т. 1	Пруд т. 2	ПДК (СанПин ...)
Электропроводность, мкСм/см	911	923	890	890	–
рН	7,83	7,44	7,15	7,71	6–9

Установлено, что содержание катионов в водных объектах парка в марте и в сентябре близко по значениям (табл. 2). Для катионов натрия и калия существует следующая зависимость: в марте значения концентраций ниже по сравнению с сентябрем в 1,25–1,3 для Na^+ и в 2–3,5 раза для K^+ . Содержание ионов аммония в водных объектах в марте невысоко, за исключением ручья, в котором данный показатель несколько превышает ПДК (СанПин ...). В сентябре ионы NH_4^+ во всех пробах не были обнаружены ионной хроматографией. Содержание Mg^{2+} в водных объектах с течением времени мало изменяется. Концентрация ионов кальция в воде в сентябре несколько ниже по сравнению с мартом. Максимальное содержание в роднике ионов кальция – 141 мг/л – обнаружено в марте.

Таблица 2

Содержание катионов в водных объектах дендрологического парка, мг/л

Катион	Родник		Ручей		Пруд, точка 1		Пруд, точка 2		ПДК
	март	сентябрь	март	сентябрь	март	сентябрь	март	сентябрь	
Na^+	29	38	28	35	26	36	26	35	200 (ГН ...)
K^+	1,5	3,2	1,2	4,2	1,5	4,9	1,3	3,3	–
NH_4^+	0,3	н/о	2,9	н/о	0,2	н/о	0,6	н/о	2 (Сан- Пин ...) (по азоту)
Mg^{2+}	32	35	32	33	29	33	30	32	50 (ГН ...)
Ca^{2+}	141	115	121	114	119	111	120	111	–

Установлено, что хлорид-ионы отличаются близкими значениями концентрации во все пробах (табл. 3). Содержание сульфатов в воде в 1,2–1,4 раза выше в марте, чем сентябре. Наибольшая динамика определена нами в содержании нитрат-ионов: в марте во всех пробах их концентрация выше в 1,5–1,8 раза по сравнению с пробами, отобранными в сентябре. Максимальное содержание нитратов (47 мг/л), несколько превышающее ПДК, установлено в ручье в марте. Фторид- и фосфат-ионы не определены с помощью метода ионной хроматографии ни в одной из проанализированных проб.

Содержание анионов в водных объектах дендрологического парка, мг/л

Анион	Родник		Ручей		Пруд, точка 1		Пруд, точка 2		ПДК (СанПин ...)
	март	сентябрь	март	сентябрь	март	сентябрь	март	сентябрь	
Cl ⁻	100	98	94	93	94	86	76	82	350
SO ₄ ²⁻	38	32	38	32	35	28	39	28	500
NO ₃ ⁻	38	26	47	26	32	22	38	21	45

Таким образом, ионный состав водных объектов дендрологического парка мало изменяется с течением времени. Наибольшие изменения в содержании установлены для нитрат-ионов и ионов калия. Во всех проанализированных пробах содержание ионов не превышает ПДК, за исключением ручья, в котором в марте содержание нитрата аммония несколько выше нормы. Повышенное содержание NH₄NO₃ в ручье может быть обусловлено тем, что пробы отбирали в марте, в период снеготаяния, когда загрязняющие вещества могут попадать в поверхностные водные объекты с талыми водами.

Литература

ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

Методика выполнения измерений массовой концентрации катионов аммония, калия, натрия, магния, кальция, стронция в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии. ФР.1.31.2005.01738. М.: Аквилон, 2008. 30 с.

Методика выполнения измерений массовой концентрации фторид-, нитрат-, фосфат- и сульфат-ионов в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии. ФР.1.31.2005.01724. М.: Аквилон, 2008. 26 с.

СанПин 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды центральных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества.

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ОБЩЕГО ФОСФОРА
В ЛИШАЙНИКЕ *HYPOGYMNIA PHYSODES* (L.) NYL.**

Е. А. Домнина¹, С. Ю. Огородникова^{1,2}, С. В. Мергасова¹

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Фосфор – один из важнейших биогенных элементов, необходимых для жизнедеятельности всех организмов. Анион фосфорной кислоты является «физиологическим», общее токсическое действие ее солей на растения возможно лишь при весьма высоких дозах.

Лишайники являются чуткими индикаторами промышленных загрязнений и могут быть использованы для ранней диагностики негативных изменений состояния окружающей среды, когда реакции других компонентов еще не выражены.

На 1205 объекте хранения и уничтожения химического оружия (ХУХО) «Марадыковский» в процессе деструкции отравляющих веществ образуются различные мышьяк-, серу-, азот-, фтор-, хлор-, фосфорсодержащие загрязняющие вещества, но основным загрязнителем за период уничтожения фосфорсодержащих отравляющих веществ являются соединения фосфора. В соответствии с этим представляет интерес изучение реакций лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. на действие данных поллютантов.

В июле 2010 г. с участков мониторинга № 4, 9, 18, 19, 30, 47, 112, 157 расположенных в СЗЗ и ЗЗМ 1205 объекта ХУХО, были отобраны пробы лишайника *H. physodes* для определения общего фосфора

Содержание общего фосфора в пробах лишайников определялось фотометрическим методом (основной метод) ГОСТ 26657-97.

Сущность метода заключается в минерализации пробы способом сухого озоления с образованием солей ортофосфорной кислоты и последующим фотометрическим определением фосфора в виде окрашенного в желтый цвет соединения – гетерополикислоты, образующегося в кислой среде в присутствии ванадат- и молибдат ионов.

Установлено, что образцы лишайников различались по содержанию общего фосфора (табл. 1).

Таблица 1

Содержание общего фосфора в эпифитном лишайнике *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. в СЗЗ и ЗЗМ 1205 объекта ХУХО в 2010 г.

Номер точки	Расстояние от ОУХО, км	Направление	Содержание общего фосфора в 2010 г.	
			мкг/г	% от фонового значения
4	1,22	Северо-восток	112,0±3,1	251,69
9	1,63	Восток	133,0±2,8	298,88
18	1,49	Юг-юго-запад	66,7±13,9	149,89
19	1,49	Юг-юго-запад	83,0±0,4	186,52
30	1,36	Север-северо-запад	50,6±3,1	113,71
47	2,16	Запад-юго-запад	59,3±5,4	133,26
112	9,63	Юго-запад	44,5±4,3	100
157	11,92	Юг-юго-запад	43,3±0,1	97,30

Содержание общего фосфора в пробах лишайника варьировало в пределах от 43,3 до 112,0 мкг/г сухой массы. На участках № 4 и 9, расположенных на расстоянии, не превышающем 2 км от 1205 объекта ХУХО в северо-восточном и восточном направлении, содержание общего фосфора в лишайнике *H. physodes* было в 2,5–3 раза выше, чем на фоновом участке 112.

Достоверно более высокое содержание фосфора по сравнению с фоновым, было отмечено также на участках 18, 19, 30, 47, расположенных в других направлениях от источника воздействия.

Минимальное накопление фосфора отмечали в лишайниках, отобранных на самом удаленном от объекта УХО участке № 157 (рис.).

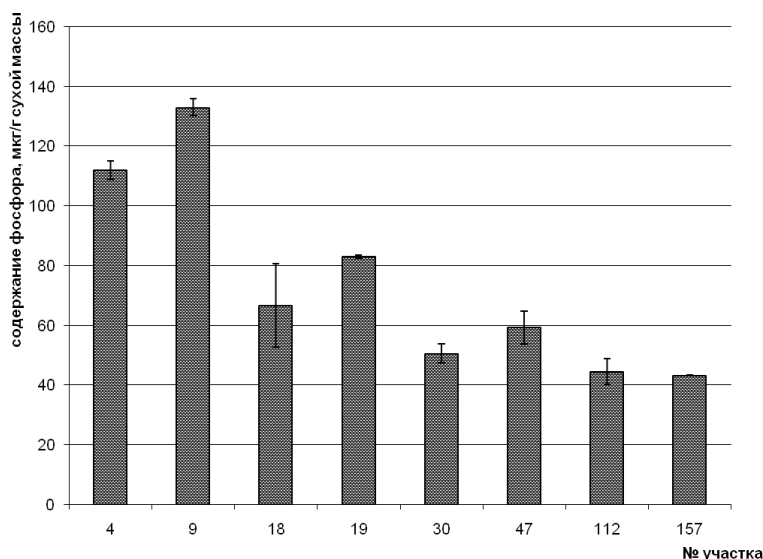


Рис. Содержание общего фосфора в лишайнике *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

Был проведен сравнительный анализ накопления фосфора в лишайниках за три года наблюдений (2008–2010 гг.). Для этого содержание фосфора на фоновом 112 участке было принято за 100% и рассчитано содержание этого поллютанта в процентах от фонового значения (табл. 2).

Таблица 2

Содержание общего фосфора в образцах лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

Номер точки	Содержание общего фосфора, % от фонового значения		
	2008 г.	2009 г.	2010 г.
4	197,40	243,21	251,69
9	283,12	285,19	298,88
19	–	–	149,89
18	172,73	203,70	186,52
28	288,31	335,80	–
30	278,43	288,89	113,71
34	197,40	203,70	–
47	141,56	114,81	133,26
112 (фон)	100	100	100
157	112,99	107,41	97,30

Примечание: – нет данных.

Полученные данные свидетельствуют, что в период с 2008 по 2010 гг. в лишайнике *H. physodes* на всех участках мониторинга происходило увеличение содержания общего фосфора по сравнению с фоновым значением. Следует отметить также, что по сравнению с 2008 годом содержание фосфора на многих участках возрастает.

На основании проведенных исследований можно сделать вывод о влиянии объекта уничтожения химического оружия на окружающую среду, которое проявляется в накоплении фосфора в талломах лишайников.

Накопление фосфора можно объяснить морфологическими и физиологическими особенностями эпифитных лишайников. Кроме того, лишайники длительное время произрастают на одном и том же месте и испытывают действие неблагоприятных факторов в течение всего этого времени.

Изменение содержания общего фосфора в лишайниках показывает, что данные организмы можно использовать в качестве биоиндикаторов на фосфорное загрязнение.

СЕКЦИЯ 2 МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ УРБОЭКОСИСТЕМЫ

Б. Х. Шаймарданова, Ж. К. Шаймарданов
Аркалыкский государственный педагогический институт,
sbotagoz55@mail.ru

В прикладной экологии актуальна разработка методологии комплексной оценки качества среды урбоэко системы с использованием современных и нетрудоемких при анализе биоиндикационных показателей. На основе системного биоэкологического мониторинга городской среды и учета многофакторных корреляционных связей в 2001–2009 гг. нами проведено прогнозирование экологической безопасности среды обитания промышленного города (на примере г. Павлодара).

Разнообразные аспекты реакции биоты на многофакторное техногенное воздействие проанализированы с помощью интеграции следующих методологических подходов: морфологический, цитогенетический, геохимический, биогеохимический, статистический и геоинформационный (табл.).

Таблица

Объекты и методы анализа

Объект	Метод
1. Почвогрунты на территории г. Павлодара, 140 почвенных проб. Фон – пос. Актогай, 80 км на север от города.	Геохимический анализ, метод вольтамперометрической инверсии (ВАИ), прибор СТА, ГОСТ Р8563-96, ТУ 08-47/120.
2. Древесные растения массовых видов (более 73 тыс. растений). <i>Betula pendula</i> Roth.(3 267), <i>Populus nigra</i> L.(22 192), <i>Pinus sylvestris</i> L. (14 726), <i>Ulmus pumila</i> (<i>Ulmus pinnato-ramosa</i> Dieck.ex Koehne) (10 078), <i>Acer negundo</i> L. (22 993).	Видовое определение, анализ жизненного состояния и фитопатологии: определитель «Флора Казахстана», Иллюстрированный определитель Казахстана, Определитель растений Средней Азии, Определитель растений Новосибирской области и др. (Попкова,1989; Черепанов, 1995).
3. Листья березы повислой <i>Betula pendula</i> . Более 4000 листьев от 400 деревьев из 33 точек сбора. Фон – пос. Актогай.	Анализ флуктуирующей асимметрии. Методические рекомендации (Стрельцов, 2000).

Объект	Метод
4. Пыльца пырея обыкновенного <i>Elytrigia repens</i> (<i>Agropyron repens</i> (L.)P.Beauv.) и одуванчика лекарственного <i>Taraxacum officinale</i> Wigg., 100–105 тыс. пыльцевых зерен соответственно. Фоновый участок – Баянаульский национальный природный парк (БНПП), 185 км на юго-запад от г. Павлодара.	Анализ стерильности пыльцевых зерен (микроскопирование), стандартная окраска ацетокармином (Паушева, 1988).
5. Листья тополя черного <i>Populus nigra</i> и березы повислой <i>Betula pendula</i> (132 пробы). Фоновые участки – БНПП и пос. Железинка (180 км на север).	Химический анализ. Инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА, ГОСТ 17.4.1.02-83), метод вольтамперометрической инверсии (ВАИ), прибор СТА, ГОСТ Р8563-96, ТУ 08-47/120.
6. Ткани (костно-мышечная, печень) мышевидных грызунов (<i>Mus musculus</i>), 30 проб.	Химический анализ, метод ВАИ, прибор СТА, ГОСТ Р8563-96, ТУ 08-47/120.
7. Биосубстраты (волосы) детей 12–14 лет. 120 проб.	Химический анализ, метод ИНАА, ГОСТ 17.4.1.02-83. (Жук, Кист, 1990).
8. Периферическая кровь человека. Препараты мазков крови (451 чел.), не менее 10 тыс. эритроцитов. Всего более 4 500 000 клеток.	Метод анализа микроядер в клетках крови, микроскопирование (Ильинских, 1991).
9. Здоровье учащихся, 32 667 чел.	Популяционно-статистический анализ заболеваемости учащихся из 38 школ Павлодара.

Полученные результаты статистически обработаны по стандартным показателям с учетом малых выборок (Языков, Рихванов, Шатилов, 2000). Построение таблиц, диаграмм и графиков проводили с помощью программ Statistica, 6 и Microsoft Excel. Геоинформационный анализ распределения элементов, построение моноэлементных картосхем осуществляли с помощью программ Arc GIS 9.

Основная часть исследований проведена на базе Павлодарского государственного педагогического института (ПГПИ, г. Павлодар). Изучение микроэлементного состава образцов биосубстратов (листья, волосы) проводили методом ИНАА на исследовательском реакторе ИРТ-Т в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования Томского политехнического университета (Россия).

Окружающая среда г. Павлодара подвержена природной и техногенной трансформации, что подтверждается результатами проведенных биоиндикационных исследований (асимметрия листьев, стерильность пыльцы травяных растений, жизненное состояние массовых видов деревьев, элементный состав биосубстратов, накопления микроядер в клетках крови человека), которые существенно отличаются от фоновых региональных и биосферных параметров. Накопление поллютантов (элементов 1–3 класса опасности) как в почвогрунтах, так и в биосубстратах, носит неравномерный, локально-очаговый характер на территории г. Павлодара.

Методами физико-химического анализа установлена закономерность распределения токсичных элементов в системе «почвогрунты-растения-животные-человек». Накопления исследованных металлов представляют геохимические ряды (по Кс): в почвогрунте ($Pb_{30} > Cd_{20} > Zn_{15,8} > Cu_{1,7}$), в листьях березы повислой ($Zn_{1,9} = Cu_{1,9} > Cd_{1,7} > Pb_{1,2}$) и тополя черного ($Cr_{21,6} > Sb_{8,2} > Zn_{6,7} > Ba_{1,7} > Co_{1,5} > Sr_{1,1}$), в органах и тканях мыши домашней ($Cd_{7,0} > Cu_{2,2} > Pb_{1,8} > Zn_{1,4}$) и в волосах человека ($Rb_{68,0} > Zn_{4,3} > Se_{2,6} > Hg_{2,5}$). Выявлена геохимическая специфика элементов высокой токсичности в рассмотренных биосубстратах на территории г. Павлодара.

Выявлено угнетение жизненного состояния массовых видов древесной растительности (47,6%), рост флуктуирующей асимметрии листьев (по фенологическим и морфологическим показателям) до $Kc=1,3-1,4$; патология развития, составляющие ряд экологической устойчивости – «береза повислая > тополь черный > сосна обыкновенная > клен ясенелистный > вяз приземистый».

В периферической крови человека установлено аномальное увеличение частоты клеток с микроядрами (выше 4 ‰) у 38,6% обследованных, выявляет аномалии пыльцы у травяных растений ($Kc=15,3-18,6$), свидетельствующие о потенциальной генетической опасности загрязнителей среды.

Установлены закономерности пространственного распределения токсичных элементов и биологических показателей растений и животных в различных компонентах природной среды. Наиболее экологически неблагоприятные участки изученной урбоэкосистемы: северо-восточный, юго-западный и западный. Дана оценка качества окружающей среды урбоэкосистемы г. Павлодара как средняя степень экологического неблагоприятия.

Выявлена территориальная приуроченность заболеваний и нозологические формы у детского населения в условиях техногенной нагрузки: западный участок (болезни центральной нервной системы) > северо-восточный участок (болезни желудочно-кишечного тракта; патология органа зрения; нарушение осанки; сколиоз) > юго-восточный участок (болезни сердечно-сосудистой системы) > юго-западный участок (болезни центральной нервной системы) > восточный участок (болезни желудочно-кишечного тракта) > северо-западный участок (болезни органов дыхания).

Предложена экспериментально апробированная схема оценки риска влияния факторов городской среды (на модели г. Павлодара) и прогнозирования экологической безопасности. Установлены допустимые критерии уровня накопления токсичных элементов в компонентах системы «почва–растения–животные–человек».

Литература

Жук Л. И., Кист А. А. Картирование элементного состава волос // Активационный анализ. Методология и применение. Ташкент. 1990. С. 190–201.

Ильинских Н. Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. Томск, 1991. 272 с.

Паушева З. П. Практикум по цитологии растений. М., 1988. 267 с.

Попкова К. В. Общая фитопатология. М., 1989. 398 с.

Стрельцов А. Б., Логинов А. А., Лыков И. Н., Коротких Н. В. Очерк экологии города Калуги. Калуга, 2000. 400 с.

Черепанов С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб., 1995. 992 с.

Язиков Е. Г., Рихванов Л. П., Шатилов А. Ю. Методика комплексной эколого-геохимической оценки территорий для решения геологических задач. // Материалы региональной конференции геологов Сибири, дальнего Востока и Северо - востока России. Томск, 2000. Т. 2. С. 246–248.

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА СУММАРНЫХ ФЕНОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПРИ МОНИТОРИНГЕ ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ ВЫСОТНЫХ ПОЯСОВ (НА ПРИМЕРЕ ЗАПОВЕДНИКА «ПАСВИК»)

Е. С. Голованова

*Московский педагогический государственный университет,
elgolovanova@inbox.ru*

Сезонные наблюдения за растениями являются одними из самых важных при мониторинге природно-территориальных комплексов (далее ПТК), так как они наиболее чётко и ярко реагируют на изменения условий среды (как биотических, так и абиотических). Растения являются прямым индикатором изменений среды, в том числе и загрязнений. Важно систематическое наблюдение за сезонным развитием растений.

Вопрос динамики растительных сообществ всё чаще встречается в научной литературе как одно из прогрессивных направлений в изучении функционирования ПТК. Систематические ежегодные фенологические наблюдения позволяют фиксировать изменения в каждом ПТК, изучить их функционирование, развитие и прогнозировать последствия, действия факторов среды.

Перед исследователями часто встает вопрос о доступности методов исследования. Этим обуславливается интерес к методике ведения фенологических наблюдений, разработанной уральским ученым А. В. Батмановым. Она позволяет за короткий промежуток времени дать характеристику всему природно-территориальному комплексу на день осмотра.

На территории заповедника «Пасвик» с момента его образования в 1992 г. ведутся фенологические наблюдения по двум наиболее доступным маршрутам. Они располагаются в крайних северной и южной частях заповедника, однако не затрагивают его горную часть, сезонная динамика которой, очевидно, будет существенно отличаться от остальной территории.

Летом 2009 г. на горном участке была проведена апробация метода суммарных фенологических характеристик. Этот метод позволяет посещать маршрут не так часто как обычные методы ведения фенологических наблюдений.

Наблюдения были проведены по одному и тому же маршруту, охватывающему все высотные пояса наивысшей точки заповедника г. Калкупя. В каждом высотном поясе выбрана одна или несколько точек описания соответствующие рангу фация, размером 100 м².

Всего таких наблюдений за вегетационный период 2009 г. сделано 3 – в каждом летнем месяце, что дает возможность дать результат по динамике ПТК за весь сезон.

Точки наблюдения осматривались в определенной последовательности, данные по ним заносились в заранее приготовленные бланки, соответствующие стандартам, разработанные учёными-последователями А. В. Батманова (Терентьева, 2000; Янцер, 2005).

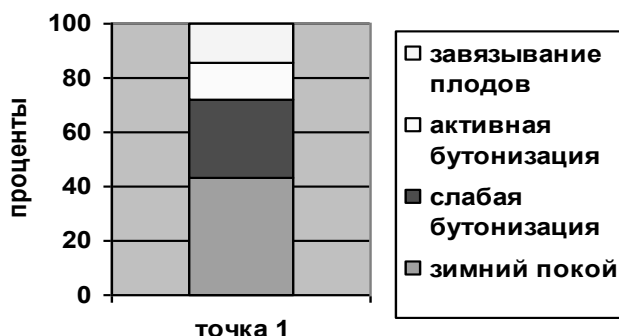


Рис. Маршрут по склону юго-западной экспозиции г. Калкупя. Точка 1 – кустарничково-сосновый лес. Процент видов, перешедших фенофазу (состояние на 5 июня 2009 г.)

Для обработки и демонстрации результатов хорошо подходит столбчатая диаграмма (рис.), сравнение таких диаграмм по каждой точке за все три периода, а также вычисление скорости течения процессов позволяет не только следить за динамикой сезонных процессов на данном маршруте, но и сравнивать с другими схожими ПТК заповедника.

В заключении необходимо отметить, что растительность является основанием наблюдения динамики любого ПТК, изучая которую можно понять генезис многих процессов запущенных как природой, так и вмешательством человека.

Литература

- Батманов В. А. Заметки по теории фенологических наблюдений // Ритмы природы Сибири и Дальнего Востока, ч. 1. Иркутск: Сибирское книжное изд., 1967.
- Бейдеман И. Н. Методика изучения фенологии растений и растительных сообществ. Новосибирск: Наука, 1974.
- Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1968.
- Летопись природы заповедника «Пасвик». Апатиты, 2009.
- Макарова О. А., Похилько А. А., Кушель Ю. А. Сезонная жизнь Кольского Севера. Мурманск, 2001.
- Мегалинская И. З. Фенология дикорастущих ягодников борového района Печоро-Ильчского заповедника // Сезонная и многогодовая динамика растительного покрова в заповедниках РСФСР. М., 1983.
- Онищенко В. В. К методике фенологического прогнозирования сезонного развития растений высокогорных районов // Сезонная и многогодовая динамика растительного покрова в заповедниках РСФСР. Сборник научных трудов ЦНИЛ Главохоты РСФСР. М., 1983.
- Терентьева Е. Ю. Комплексные фенологические показатели фитоценозов и их использование при организации феномониторинга: дисс. канд. биол. наук. Екатеринбург, 2000.

Янцер О. В. Сезонная динамика ландшафтных геокомплексов среднегорий Среднего Урала (на примере заповедника «Денежкин камень»): дисс. канд. биол. наук. 2005.

БИОИНДИКАЦИЯ И БИОМОНИТОРИНГ: МАТЕРИАЛЬНОЕ И МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ, ПРЕДСТАВЛЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

А. А. Мельник

Учебный центр ЗАО «Крисмас+», metodist-spb@mail.ru

Биоиндикация и биомониторинг занимают в учебно-исследовательской деятельности очень важное место. Педагоги общеобразовательных учреждений, руководители экспедиций часто предпочитают использование именно таких методов по причине их простоты, доступности, разработанности методик проведения. Кроме того, для их реализации требуется минимум оборудования, которое зачастую можно сделать самостоятельно. Однако не следует забывать, что как и в любых исследованиях, применяемое оборудование должно строго соответствовать требованиям, изложенным в методике проведения.

Научно-производственное объединение «Крисмас+» предлагает оборудование для реализации биоиндикации и биомониторинга.

Сачок гидробиологический специальный (СГС).

Сачок предназначен для отлова гидробионтов (планктона и бентоса) при гидробиологических исследованиях водоёмов и определения биотического индекса Вуддивиса, индекса Майера. Конструкция сачка позволяет работать как в толще воды, так и вблизи дна, у зарослей водной растительности, у камней согласно рекомендациям, приведенным в методиках.

Сачок применяется:

- при исследовании водотока сачок удерживается против течения,
- в стоячих водоемах в толще воды производятся движения, похожие на движения косы при кошени травы,
- при отборе пробы бентоса производятся движения путем снятия сачком верхней части грунта.

Сачок состоит из черенка, металлического каркаса треугольной формы и сетки. Сетка сачка изготовлена из специального водостойчивого материала - ткани для полиамидных сит с диаметром ячейки 300 мкм (22,7 ПЧ). Благодаря этому при отборе проб внутри удерживаются гидробионты, важные при определении индексов Вуддивиса и Майера.

Сетка сачка крепится на каркасе, который фиксируется на черенке, изготовленном из пластика. Место крепления сетки к каркасу прошито полоской плотной ткани, благодаря чему повышается прочность и продлевается срок службы изделия. Размеры сачка и отдельных его частей приведены на схеме. Материал сачка механически прочен, благодаря чему сеткой можно вынимать со дна водоема камешки, листья, корни и иные предметы небольшого размера, при этом исключается потеря организмов, обитающих на них.

Набор гидробиологический.

Набор для гидробиологических исследований предназначен для проведения практического исследования сообщества гидробионтов в условиях реального водоема. Позволяет осуществлять отбор, сортировку и хранение отловленных организмов, их фиксацию (при необходимости) с целью последующей идентификации по определителям и расчета гидробиологических индексов.

Набор применим в системе дополнительного образования школьников – дворцах творчества юных и т. п., при проведении индивидуальных и групповых (до 15 чел.) занятий школьниками.

Применение набора позволяет реализовать методы, общепринятые в практику гидробиологического анализа школьников и студентов, а именно: Индекс Майера, биотические очки Чендлера, Индекс Вудивисса, олигохетный Индекс Гуднайта-Уитли, индекс Балускиной и др., а также провести общее знакомство с водными беспозвоночными исследуемого водоема.

Состав набора позволяет на высоком уровне проводить занятия со школьниками и студентами.

- Игла препаровальная для перемещения и позиционирования животных.
- Карандаш специальный как несмываемая маркировка флаконов с пробками.
- Контейнер-упаковка оборудования для транспортировки.
- Кювета белая пластмассовая для поиска и наблюдения животных.
- Лупа от «×4-6» до «×20» для изучения деталей строения животных в ходе их идентификации/ определения.
- Перчатки для защиты рук при работе в холодной или загрязненной воде.
- Пинцет универсальный для отлова и перемещения организмов.
- Пипетка-капельница пластмассовая на 3 мл для отлова мелких организмов, их перемещение во флаконы.
- Поднос для размещения оборудования и чашек Петри с животными.
- Скотч для защиты этикеток при маркировке флаконов с пробками.
- Спирт этиловый во флаконе (раствор 70%-ный) для фиксации животных с целью хранения и детальной идентификации в стационарных условиях.
- Стакан пластмассовый на 50 мл – емкость для крупных беспозвоночных, приспособление для заполнения флаконов жидкостью.
- Флакон полимерный на 100 мл с пробками – емкости для фиксации крупных водных беспозвоночных и кратковременного хранения живых беспозвоночных для транспортировки.
- Флаконы стеклянные с пробками на 20 мл – емкости для фиксации мелких и средних водных животных, их кратковременного хранения для транспортировки.
- Чашка Петри d=6 см – сортировка водных животных из пробы для идентификации и дальнейшего определения гидробиологических индексов.
- Этикетки самоклеющиеся – маркировка флаконов с пробками.
- Руководство с определителем гидробионтов.
- Паспорт.

В ранцевой лаборатории исследования водоемов «НКВ-Р» имеется модуль для гидробиологических исследований, это позволяет, наряду с гидрохимическими исследованиями, выполнить в полевых условиях и гидробиологические исследования.

К наборам прилагаются учебно-методические пособия с подробными картами-инструкциями по выполнению работ.

Практическое руководство по оценке экологического состояния малых рек. Издание посвящено проведению общественного экологического мониторинга малых рек. Изложенные методы – визуальная оценка состояния русла, аналитическая гидрохимическая оценка качества воды и биоиндикация – позволяют выполнить комплексное описание речной экосистемы и оценить ее состояние по важнейшим характеристикам. Книга может использоваться также как руководство по применению ранцевой полевой лаборатории, производимой объединением «Крисмас+». Издание предназначено, в первую очередь, для непрофессиональных исследователей-экологов, химиков, биологов в сети общественного экологического мониторинга малых рек, активистам природоохранных организаций. Книга может быть использована как учебное и справочное пособие в системе школьного и дополнительного образования, в техникумах, вузах. Обилие полезной информации, иллюстративность описаний, простота и доступность методик, приведенных в руководстве, делают его полезным для широкого круга читателей, интересующихся вопросами исследования и сохранения малых рек как объектов природного и культурного наследия.

Экологический практикум. Издание представляет собой методическое пособие по проведению экологического практикума в предметах естественнонаучного цикла средней общеобразовательной школы, учреждений начального и среднего профессионального образования. Практикум проводится на учебно-материальной базе соответствующих школьных кабинетов и учебных лабораторий. Пособие включает 36 опытов и практических работ по темам «Воздух», «Вода», «Почва», «Окружающая среда и здоровье». Многие из описанных работ могут выполняться в полевых условиях с применением портативных мини-экспресслабораторий и тест-комплектов. Описания опытов и работ выполнены в виде карт-инструкций, иллюстрированных рисунками. В книге имеется обширный вспомогательный материал, включающий: общие правила проведения практикума; описания техники выполнения ряда операций, описания необходимого для практикума оборудования; информационно-справочный материал и др. Пособие адресовано учителям, специалистам дополнительного среднего образования и системы повышения квалификации, преподавателям системы профессионального образования. Благодаря иллюстративности имеющегося в книге дидактического материала и доходчивости изложения пособие рекомендуется также учащимся школ, лицеев, гимназий, учреждений дополнительного образования, а также начального и среднего профессионального образования. Допущено Министерством образования Российской Федерации.

В большинстве случаев результаты гидробиологических исследований ложатся в основу исследовательских работ школьников и студентов. Работы школьников представляются на конкурсах, конференциях и олимпиадах. Кри-

смас+ совместно с Комитетами Правительств Санкт-Петербурга и Ленинградской области, Федерацией профсоюзов Санкт-Петербурга и Ленинградской области, учреждениями высшего профессионального образования проводят всероссийский конкурс исследовательских работ школьников «Инструментальные исследования окружающей среды».

Главная особенность конкурса состоит в том, что требования к оформлению исследовательских работ максимально приближены к требованиям для научных работ студентов: титульный лист, оглавление, введение, цель и задачи, литературный обзор, методика проведенных исследований, результаты исследований и их обсуждение, выводы, источники информации в литературе и Интернете, приложения.

Конкурс проходит в 2 этапа: оценка письменной работы и оценка доклада на конференции. Как показал опыт, эти оценки могут быть разными. К примеру, очень интересная и актуальная работа может быть грамотно оформлена, а доклад представлен не очень качественно.

Письменные работы оцениваются по следующим критериям: 1. Актуальность представленной проблемы. 2. Степень обсуждения проблемы в литературном обзоре. 3. Практическая значимость работы. 4. Соответствие выбранных методик поставленным задачам. 5. Комплексность, полнота и объем проведенных исследований. 6. Чёткость формулировки выводов, соответствие поставленным задачам. 7. Оформление работы в соответствии с требованиями.

Актуальность и практическая значимость должны быть прописаны во введении. Правильно сделанный литературный обзор обеспечивает хорошую степень обсуждения проблемы. При планировании работы должны быть правильно поставлены цель и задачи и в соответствии с ними должны быть адекватно подобраны методики. Проводимые исследования должны в наибольшей степени способствовать достижению поставленной цели. Выводы должны соответствовать поставленным задачам.

К докладу также предъявляются определенные требования: 1. Структура доклада (логичность и доступность изложения). 2. Наглядность, иллюстративность материала. 3. Степень владения материалом, ответы на вопросы.

Методики биоиндикации природных объектов попадают под тематику конкурса. За прошедшие годы на конкурсе было представлено большое количество школьных работ с применением методов биоиндикации природных объектов. Работы, в которых эти методы доминировали, были определены преимущественно в секцию «Комплексные исследования природных объектов». Работы, в которых методы биоиндикации служили дополнением к химическим и физико-химическим методам исследования, были определены, в основном, в секцию «Химико-экологические исследования окружающей среды».

Более подробно с материалами конкурса, с темами работ можно ознакомиться на официальном сайте конкурса www.eco-konkurs.ru.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ НЕКОТОРЫХ МАЛЫХ РЕК ПСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ФИТОПЛАКТОНА И ФИТОПЕРИФИТОНА

Д. Н. Судницына¹, Е. А. Силеенкова²
Псковское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ»,
¹ Pskovniorkh01@list.ru, ² Katerina.sil@mail.ru

Введение. Малые реки Псковской области преимущественно используются для сброса сточных вод. Основными источниками загрязнения являются недоочищенные воды населенных пунктов и реже стоки предприятий агропромышленного комплекса.

В последнее время в системе контроля качества водной среды получили широкое распространение методы биоиндикации, хорошо отражающие влияние антропогенных факторов на водные организмы и экосистемы. В качестве биоиндикаторов используются все основные трофические звенья водных экосистем. Для определения экологического состояния некоторых малых рек Псковской области нами в 2009 г. использованы структурные показатели фитопланктона и фитоперифитона.

При выборе методов исследования руководствовались нормативными документами, в которых гидробионты используются как один из показателей качества воды: ГОСТ 17.1.3.07-82 «Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков».

Материал и методы работы. Исследованы 8 малых рек (длиной до 100 км). Все они относятся к смешанному типу питания, слабоминерализованным, мало жестким водам, по ионному составу – водам гидрокарбонатного класса с преобладанием кальция.

Материал собирался на участках рек, приближенных к источникам загрязнения. На каждом участке реки были определены по 3 станции, расположенные на расстоянии 300–500 м одна от другой: станция № 2 – в районе сброса сточных вод в реку, станция №1- выше по течению (условно фоновый участок) и № 3 –ниже по течению реки от источника загрязнения.

Сбор проб фитопланктона и фитоперифитона и их обработка проводились по стандартной методике (Руководство....1989; Водоросли, 1989). Анализ таксономического состава проведен с использованием программы Statistica 9.

Определение видов, уточнение их экологических особенностей проведено с использованием «Определителя пресноводных водорослей СССР» (1951; 1953; 1962; 1980; 1986) и ряда монографий (Водоросли..., 2006; Судницына, 2008). Названия видов даны по определителю с учетом современных номенклатурных ревизий.

Кроме того, проведен сапробиологический анализ сообществ водорослей, т. е. определение степени органического загрязнения исследованных участков водотоков по показателям сапробности, рассчитанным методом Пантле – Букка в модификации Сладечека. Кроме списков организмов – индикаторов сапробности, приведенных в руководстве «Унифицированные методы исследования

качества вод» (1977), использованы списки отечественных авторов, уточненные для водоемов нашей страны (Баринова и др., 1996 и др.).

Результаты исследований. Фитопланктон. Всего в фитопланктоне исследованных участков рек выявлено 172 таксона рангом ниже рода, принадлежащих к 6 отделам. Основу фитопланктона всех рек составляют три отдела водорослей: диатомовые (*Bacillariophyta*) – 98 (57,0%), зеленые (*Chlorophyta*) – 33 (19,2%) и синезеленые водоросли (*Cyanophyta*) – 24 (13,9%). На четвертом месте находятся эвгленовые водоросли (*Euglenophyta*) – 13 (7,6%). В основном они относятся к двум родам: *Euglena* и *Trachelomonas*. Преобладают в фитопланктоне диатомовые водоросли (*Bacillariophyta*), но по таксономической структуре водотоки отличаются.

Число видов водорослей в водотоке, соотношение таксономических групп в сообществах связано, в первую очередь, с гидрологическими особенностями. По фитопланктону наибольшим сходством видового состава характеризуются такие реки как Вскувица и Лазавица, а также Суковка и Черная, а отличаются Усвяча и Еменка (рис. 1). Последние выделяются и наибольшим видовым разнообразием фитопланктона, т.к. берут начало из озер и в среднем течении протекают через озера. Здесь в составе потомапланктона встречается много озерных видов водорослей.

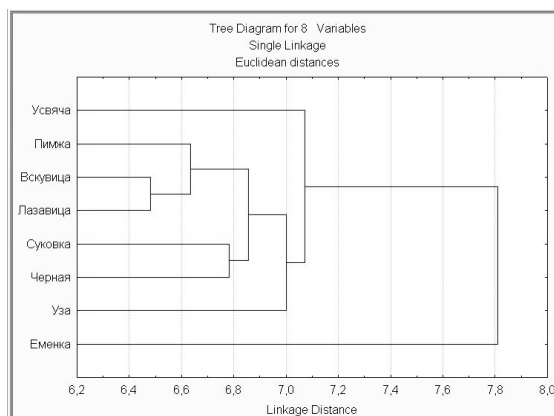


Рис. 1. Дендрограмма таксономического сходства исследованных малых рек по фитопланктону

На количественные показатели (численность и биомасса) фитопланктона оказывает большое влияние содержание органических веществ в воде. Высокие показатели на участках рек, где сточные воды смешиваются с природными, свидетельствуют о том, что загрязнения, поступающие с водосборной площади, повышают трофический уровень всех исследованных водотоков (табл. 1).

Таблица 1

Численность и биомасса фитопланктона исследованных участков рек Псковской области (средние данные за вегетационный сезон 2009 г.)

Реки	Численность, тыс. кл./л		Биомасса, мг/л	
	ст. №1	ст. №2	ст. №1	ст. №2
Уза	130	12610	0,45	5,82
Черная	30	290	0,11	1,20
Суковка	836,6	16677,3	2,06	7,85

Реки	Численность, тыс. кл./л		Биомасса, мг/л	
	ст. №1	ст. №2	ст. №1	ст. №2
Лазавица	90	3520	1,21	7,29
Пимжа	380	1550	0,55	4,26
Усвяча	120	870	0,38	3,15
Вскувица	163,3	206,7	0,45	1,43
Еменка	285	7580	0,75	5,82

Для большинства изученных рек области биомасса фитопланктона соответствует эвтрофному состоянию водотока.

Фитоперифитон. Сообщества прикрепленных к субстрату водорослей в исследованных водотоках оказались несколько беднее планктонных. Всего выявлено 146 таксонов рангом ниже рода из 5 отделов. Преобладают также диатомовые водоросли (73% от общего числа). Число таксонов в альгоценозах обрастаний колеблется от 16 (р. Черная) до 44 (р. Усвяча).

Сравнение рек по таксономическому составу фитоперифитона представлено на рис. 2. Как и по данным фитопланктона, реки Усвяча и Еменка, протекающие через озера, выделяются видовой композицией среди остальных рек. А основной кластер представлен схожими в таксономическом отношении реками Вскувицей, Черной и Узой.

Кроме типичных обрастателей из диатомовых (*Achnanthes lanceolata* (Brèb.) Grun., *Gomphonema olivaceum* (Horn.) Brèb., *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm.) в составе фитоперифитона многих водотоков доминировали сине-зеленые водоросли из родов *Oscillatoria* и *Phormidium*. Как свидетельствуют литературные данные (Трифенова, 1994), виды этих родов хорошо адаптированы к низкой световой интенсивности и могут потреблять практически неограниченные концентрации биогенов.

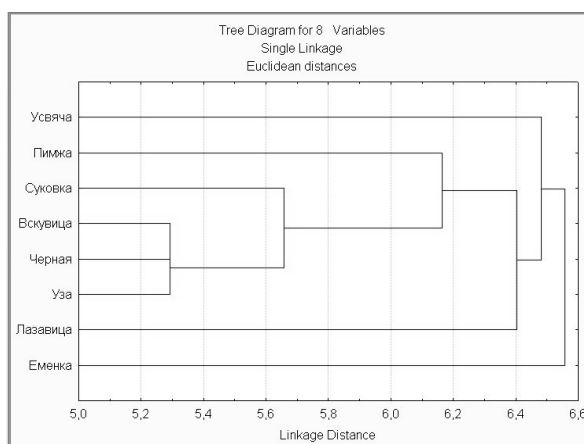


Рис. 2. Дендрограмма таксономического сходства исследованных малых рек по фитоперифитону

Сапробиологический анализ сообществ водорослей. В составе фитопланктона индикаторы органического загрязнения составляют 57,8–80,4%. Показатели чистых вод (олигосапробы) в большинстве рек отсутствуют. Преобладают на всех исследованных водотоках β-мезосапробы – индикаторы умеренного загрязнения (от 50,0 до 81,3%). Большое содержание показателей повы-

шенного загрязнения (α -мезосапробов, α - β -мезо- и α - ρ (полисапробов) выявлено в реках Суковке (40,0%) и Лазавице (37,5%).

Значения индексов сапробности для большинства водотоков изменялись от 1,9 до 2,41 и соответствовали β -мезосапробной зоне самоочищения. В р. Суковке значения индексов сапробности изменялись в пределах 2,4–3,19; в р. Лазавице – от 2,1 до 2,83 и соответствовали α - β -мезосапробной зоне.

Сапробиологическая структура фитоперифитона оказалась сходной с фитопланктоном: наибольшим разнообразием характеризуются β -мезосапробы (от 55,0 до 81,3%), показатели повышенного загрязнения во всех водотоках высокие (17,8–33,6%), олигосапробы выявлены только в двух водотоках.

Значения индексов сапробности изменялись в пределах 1,86–2,53. По этим показателям, а также видовому составу фитоперифитона к загрязненным были отнесены 3 водотока: Суковка, Усвяча и Вскувица.

Таким образом, оценка экологического состояния рек по данным разных сообществ водорослей оказалась неоднозначной: по данным фитопланктона к «загрязненным» (IV класс качества воды) относятся реки Суковка и Лазавица, по данным фитоперифитона – Суковка, Усвяча и Вскувица.

Показатели сообществ водорослей свидетельствуют о том, что экосистемы исследованных водотоков подвергаются эвтрофирующему воздействию антропогенного характера.

Литература

- Барина С. С., Медведева Л. А. Атлас водорослей – индикаторов сапробности. Владивосток.: Дальнаука, 1996. 364 с.
- Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России. М., 2006. 367 с.
- Водоросли. Справочник. / Вассер С. П., Кондратьева Н. В., Масюк Н. П. и др. Киев., 1989. 608 с.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб., 1992. 318 с.
- Судницына Д. Н. Водоросли водоемов и водотоков Псковской области. СПб., 2008. 186 с.

БИОИНДИКАЦИЯ АЭРОТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВЫБРОСАМИ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ ПРЕДПРИЯТИЙ (на примере Сланцевского района Ленинградской области)

В. А. Жигульский, В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Ю. Н. Григорьева
ООО «Эко-Экспресс-Сервис», shuisky.v@mail.ru

Применяемые в отечественной и мировой практике модели аэротехногенного загрязнения наземных экосистем промышленными и транспортными выбросами могут быть подразделены на несколько основных групп: наиболее распространённые – гауссовы («дисперсионные»), эйлеровы, лагранжевы, модели «тяжелого газа» с сосредоточенными параметрами, полуэмпирические (аппроксимационные «статистические»), «рецепторные» и комбинированные

(Максимова, 2006). Сравнительный анализ показывает, что при всём разнообразии основных подходов к моделированию их общим уязвимым «звеном» является неадекватный, поверхностный учет комбинированных, многофакторных эффектов воздействия загрязненного воздуха на биологические объекты. В связи с этим целесообразно адаптировать для оценки многофакторных аэротехногенных нагрузок на наземные экосистемы *изоболический* показатель, основанный на результатах изучения реакции наиболее чувствительных и информативных биоиндикаторов на комбинированное воздействие и разработанный применительно к водным экосистемам (Шуйский и др., 2004):

Значение изоболического показателя многофакторного антропогенного воздействия Y для некоторой j -й ситуации рассчитывается по формуле:

$$\sum_{i=1}^n [(x_{ij} - x_{io}) \times (x_{ii} - x_{io})^{-1} \times (y_j)^{-1}]^{Z_i} = 1 \quad (1)$$

где x_{ij} – j -е значение i -го фактора, x_{io} и x_{ii} – пороговое и предельно допустимое значение i -го фактора; Z_i – показатель взаимодействия i -го фактора с остальными (если оно сильнее аддитивного, $0 < Z < 1$; если слабее – $1 < Z$; если аддитивно – $Z=1$). Значения параметров уравнения определяются эмпирически для используемого биоиндикатора или, при невозможности их установления, принимаются равными значениям параметров этих же факторов для аналогичной биосистемы, испытывающей сходные воздействия.

Как известно, из древесных растений на загрязнение среды наиболее сильно реагируют хвойные. Применительно к лесам Северо-Запада в качестве традиционного дендроиндикатора используется сосна *Pinus sylvestris* L. Наиболее характерными биоиндикационными признаками, позволяющими зарегистрировать негативное техногенное воздействие на атмосферный воздух и наземные экосистемы, у сосен являются хлорозы и некрозы, уменьшение количества и значений морфометрических характеристик и аллометрических соотношений некоторых органов (хвоя, побеги, размер шишек, заложенные почки), уменьшение продолжительности жизни хвои, уменьшение всхожести семян, некоторые биохимические критерии. Ещё более характерным, чувствительным и репрезентативным биоиндикатором является эпифитная лишенофлора сосен. Её высокая биоиндикационная ценность обусловлена исключительной чувствительностью лишайников к аэротехногенному загрязнению (International Cooperative Programme..., 1989; Organizing forest monitoring..., 1991; Максимова, 2002; и др.). При этом чувствительность лишайников к загрязнённости атмосферы зависит от типа таллома, определяющего удельную поверхность организма и интенсивность его обмена веществами и энергией с окружающей средой. Соответственно, наиболее чувствительны к загрязнению воздуха лишайники с разветвлённым, кустистым талломом, а наименее уязвимы плоские накипные лишайники. Листоватые лишайники с умеренно выпуклым талломом занимают промежуточное положение и демонстрируют среднюю чувствительность к техногенному воздействию. Эта закономерность вполне отчётливо проявляется и в особенностях распределения лишенофлоры юго-запада Ленинград-

ской области (Максимова, 2002) и может быть положена в основу количественной лишеноиндикации аэротехногенных воздействий предприятий ТЭК.

Таким образом, в качестве основных биоиндикаторов техногенного воздействия на наземные экосистемы Северо-Запада целесообразно использовать перечисленные характеристики сосен и их эпифитных лишайников.

В качестве модельного объекта использован Сланцевский район Ленинградской области, для которого имеется репрезентативная сеть наблюдений, включающих характеристики загрязнённости атмосферного воздуха и состояния указанных биоиндикаторов (фонды ООО «Эко-Экспресс-Сервис»). На состояние атмосферного воздуха в районе оказывает влияние целый ряд источников загрязнения, преимущественно энергетические предприятия – эстонские и отечественные. Из российских предприятий основу аэротехногенного загрязнения обуславливает сланцедобывающая, сланцеперерабатывающая и цементная промышленность. В целом по району, основными техногенными поллютантами атмосферного воздуха являются взвешенные вещества (основной ингредиент), повышенные концентрации в воздухе оксидов серы, азота, углерода, кальция и магния, соединений фтора, тяжелых металлов. Воздействие всех этих объектов и ингредиентов их выбросов имеет сложный, комбинированный характер. Для оценки таких воздействий удобно использовать методы биоиндикации, которая имеет существенные преимущества перед приборными методами, так как позволяет наглядно видеть результат реакции живого организма на сложившуюся обстановку в каждой точке наблюдения.

Основными биоиндикаторами явились сосны (*Pinus sylvestris*) в возрасте 45-80 лет и их эпифитные лишеноценозы, для которых важнейшей биоиндикационной характеристикой считался их видовой состав. Пограничные (критические) условия сохранения фонового видового состава лишеноценозов трактовались как граница области сохранения устойчивости биоты к многофакторному воздействию. Соответственно, мерой многофакторного аэротехногенного воздействия (Y) служила кратность превышения им устойчивости эпифитных лишеноценозов сосны (1).

В качестве примеров полученных результатов ниже приведены карты загрязненности атмосферного воздуха взвешенными веществами и показателя многофакторной аэротехногенной нагрузки на наземные экосистемы (кратность превышения устойчивости эпифитных лишеноценозов Y) (рис. 1, 2).

Оказалось, что зона существенного техногенного воздействия на наземные экосистемы ($Y > 1$) характеризуется площадью около 3 тыс. км². Лишь за пределами этой зоны отсутствуют патологические изменения лишенофлоры, по сравнению с ее фоновым состоянием. Отметим, что расчет аэротехногенного загрязнения наземных экосистем общепринятым способом (согласно ОНД-86 на основе ПДК для атмосферного воздуха населённых пунктов) занижает реальное расстояние воздействия на биоту на порядок величин, а площадь воздействия – даже на 2 порядка (в 130 раз).

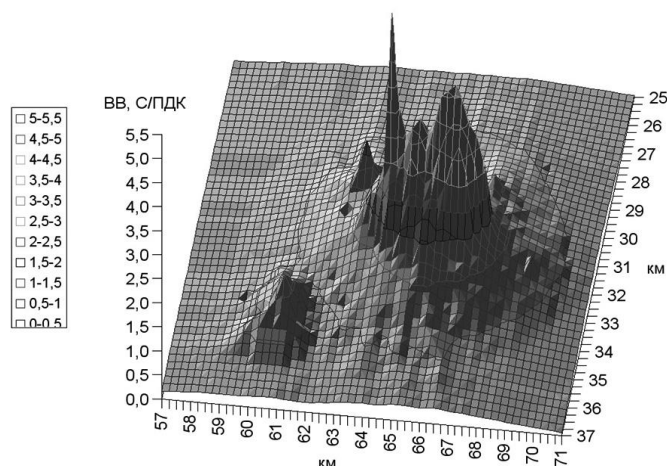


Рис. 1. Техногенное загрязнение атмосферного воздуха взвешенными веществами (кратность превышения ПДК для воздуха населённых пунктов) в зоне воздействия предприятий Сланцевского горнопромышленного комплекса (по осям абсцисс и ординат – местные координаты, км)

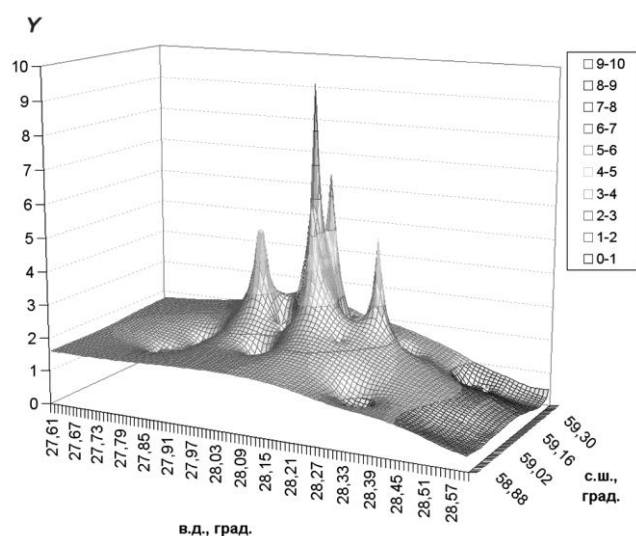


Рис. 2. Динамика уровня многофакторного техногенного воздействия на наземные экосистемы в Сланцевском районе (изоболический показатель $У$: кратность превышения устойчивости лишеноценоза)

Таким образом, для обеспечения необходимой точности оценки результирующего воздействия на биоту комбинируемых техногенных факторов целесообразно использовать биоиндикационный *изоболический* показатель (1), адекватно учитывающий межфакторные взаимодействия.

Литература

Макимова Т. В. Результаты биоиндикации загрязненности атмосферного воздуха в Сланцевском районе Ленинградской области // «Школа экологической геологии и рационального недропользования». Мат. III межвуз. молодежн. научн. конф. «Школа экологической геологии и рационального недропользования». СПб: СПбГУ, 2002. С. 265–267.

Макимова Т. В. метод оценки эколого-экономического ущерба от воздействия горнопромышленных предприятий на основе риск-анализа. Дис. ... канд. Биол. наук. СПб.: 2006. 244 с.

ОНД-86. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (утв. Председателем Госкомгидромета СССР от 4.08.1986, № 192).

Шуйский В. Ф., Максимова Т. В., Петров Д. С. Изоболический метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса. СПб.: Международная академия наук экологии, безопасности человека и природы (МАНЭБ), 2004. 304 с.

International Co-operative Programme on Integrated Monitoring. Field and Laboratory Manual. Convention on longrange transboundary air pollution. Prepared by Programme Centre EDC. National Board of Waters and Environment. Finland. 1989. 442 p.

Organizing forest monitoring in the Leningrad region within the framework of the European Joint Programme for the Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, Unated Nations European Economic Commission (ICP-Forests) (TRANSBOUNDARY TRANSPORT CONVENTION). A summary report on the research guided by N.I.Goltsova. CNTTUM, Biol.Res.Ins. S.Petersburg State University, S.Petersburg, 1991.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОВРЕЖДЕНИЯ ЛИСТЬЕВ БЕРЕЗЫ И РЯБИНЫ НА ТЕРРИТОРИИ ЗЗМ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ»

С. В. Пестов

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, pestov@ib.komisc.ru

Одним из факторов поддержания структуры биогеоценоза являются взаимосвязи между его компонентами, и в первую очередь – между древесными растениями и беспозвоночными-фитофагами. Как было показано в ряде исследований, степень изъятия листогрызущими насекомыми фитомассы как правило не превышает 10% (Медведев, Каландадзе, 1972). При этом отмечается, что степень повреждения листьев может колебаться в широком диапазоне в зависимости от влияния различных экологических факторов (Богачева, 1990). Неоднородность среды обитания можно рассматривать в двух основных аспектах: пространственном и временном. Изменение пространственно-временной структуры повреждений листьев отражает ответ популяции вредителей на изменение факторов окружающей среды. Выявленные закономерности позволяют оценить значимость показателей потребления листвы для целей биомониторинга. Задачей настоящего сообщения является выявление пространственных и временных изменений биоповреждения листьев березы и рябины в зоне защитных мероприятий ОХУХО «Марадыковский».

Сбор материала проводился в первой половине июля 2009 и 2010 гг. на пяти постоянных пробных площадках экологического мониторинга в соответствии с ранее принятой нами методикой (Пестов, 2008). Участки 19/1 (сосняк зеленомошный), 34 (сосново-березняк вейниковый) и 36 (елово-березняк мертвопокровый) располагаются на расстоянии 1,5–3 км от объекта (импактные), а площадки 112 (сосняк вейниково-марьянниковый) и 157 (сосняк лишайниково-зеленомошный) находятся на удалении более 9 км (фоновые). В подлеске наиболее часто встречаются можжевельник, крушина и калина. В травянисто-кустарничковом ярусе преобладают зеленые мхи, брусника, черника и вейник.

Каждая выборка включала в себя 100 листьев (по 10 листьев с 10 деревьев). Выбирали растения с четко выраженными видовыми признаками, достигшие генеративного возрастного состояния. Листья брали с растений, находящихся в одинаковых экологических условиях (уровень освещенности, увлажнения и т. д.). Отбирались листья среднего для данного вида размера из нижней части кроны с разных сторон кроны на высоте 1,5–2 м. Для определения пространственно-временной неоднородности повреждений был использован двухфакторный дисперсионный анализ с помощью программы Statistica 6.0. В качестве зависимых переменных использовали долю листьев, поврежденных различными группами вредителей. В качестве факторов рассматривали «Год наблюдений» и «Участок пробоотбора».

Основными вредителями листьев рябины являются тля *Dysaphis sorbi* (Kaltenbach). Среди грызущих насекомых на рябине обычны гусеницы чешуекрылых (*Aporia crataegi* (L.), *Orgyia antique* (L.), *Opisthograptis luteolata* (L.)) и пилильщиков (*Pristiphora geniculata* Htg). Мины образуются личинками молей малюток *Stigmella nylandriella* (Tengsdröm) и *S. salicis* (Stainton). Из грибных поражений встречается ржавчина *Gymnosporangium cornutum* Arthur ex F. Kern, и пятнистость *Septoria strobi* Lasch. ex Sacc. Гриб *Gymnosporangium cornutum* Arthur ex F. Kern. развивается со сменой хозяина. Первая энцелиальная стадия развивается на рябине, вторая телиостадия – на можжевельнике (Соколова, Галасьева, 2005). Помимо вредителей на листьях рябины довольно часто встречались хищные личинки сетчатокрылых из семейства Hemerobidae.

В структуре биоповреждений листьев рябины преобладают минирование и ржавчины. Было выявлены закономерные пространственно-временные изменения интенсивности этих групп повреждений. Степень повреждения минерами в 2010 г. увеличилась с 53,7% на импактных и 33,0 на фоновых участках до 83,7% и 86,4% соответственно (табл. 1). Временным фактором определяется 71,53% варьирования (табл. 2). Наиболее вероятно, что конкретными экологическими факторами, определяющими численность минеров листьев рябины, являются погодно-климатические. Поражение листьев ржавчиной, напротив, определяется, в основном, пространственно варьирующими факторами. Степень повреждения в 2009 и 2010 гг. на фоновых участках было достоверно ниже, чем на участках вблизи объекта уничтожения химоружия. Это может свидетельствовать либо о влиянии объекта, либо неучтенными биотопическими особенностями участков.

Таблица 1

Доля поврежденных листьев (%) рябины и березы

Группа повреждений	Рябина				Береза			
	2009 г.		2010 г.		2009 г.		2010 г.	
	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б
Галлообразователи	–	–	–	–	19,1	24,8	4,0	22,3
Минеры	53,7	33,0	83,7	86,4	2,1	4,0	1,3	5,1
Грубое объедание	3,3	2,0	4,3	3,1	4,8	1,0	6,0	0,5
Краевые погрызы	35,7	43,5	34,7	28,8	15,8	28,5	29,0	24,8
Скелетирование	–	–	1,7	5,0	10,5	8,5	–	2,3
Дырчатые погрызы	14,3	33,0	27,0	20,8	30,0	26,0	26,7	32,0

Группа повреждений	Рябина				Береза			
	2009 г.		2010 г.		2009 г.		2010 г.	
	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б
Свертывание листьев	0,3	0,5	1,1	4,5	0,3	1,5	0,7	–
Сосущие насекомые	0,7	2,0	–	6,6	1,4	1,0	2,0	–
Пятнистости	33,0	70,5	18,3	43,5	83,1	79,0	48,0	47,0
Ржавчины	65,7	39,5	67,0	49,1	–	–	–	–
Некрозы	1,0	6,0	50,3	11,1	9,1	9,0	0,3	0,5

Примечание. А – импактные участки, Б – фоновые участки; прочерк означает отсутствие повреждений данной группы

Повреждения листьев березы в ЗЗМ ОХУХО вызывают 12 видов-фитофагов. Пятнистость вызывает гриб *Atopospora betulina* (Fr. et Fr.) Petr.. Из галлообразователей встречаются два вида галловых клещиков: *Acalitus rudis* (Canestrini) образует беловатые войлочные с нижней, реже на верхней стороне листа и *Vasates oldfieldi* (Amrine & Stasny), галлы которого представляют волосистые мешочки с широким входным отверстием (<http://tropy.spb.ru/tetrapodili.html>). Среди листогрызущих насекомых определены перламутровка с-белое (*Polygonia c-album* (L.)), пяденицы *Semiothisa notata* (L.) и *Selenia tetralunaria* (Hufnagel), долгоносики *Phyllobius argentatus* (L.) и *Orchestes rusci* (Herbst). Минируют листья березы пилильщик *Profenusa thomsoni* (Konow) и минирующая мушка *Agromyza alnibetulae* Hendel. Из сосущих насекомых встречаются тля *Glyphina betulinae* (L.) и клоп *Elasmotethus interstinctus* (L.).

Наиболее интенсивно листья березы повреждаются пятнистостями. В более влажном 2009 г. доля поврежденных листьев как на импактных, так и на фоновых составляла около 80%, в более засушливом 2010 г. она снизилась до 50%. Межгодовые различия достоверны и ими определяется 72,8% варьирования (табл. 2). Из. Отмечена также довольно сильная поврежденность галловыми клещиками, которая была сравнительно выше на фоновых участках. Однако различия были достоверны только по наблюдениям в 2010 г. (табл. 1). Возможно, имеются видовые различия галловых клещиков в отношении пространственно-временных изменений факторов окружающей среды. Ранее это было отмечено на примере *Acalitus rudis* (Canestrini) и *Eriophyes leionotus* (Nalepa) в Чехии (Kulaa, et al., 2008). Дырчатые и краевые погрызы встречались примерно на 25–30% листьях в оба года наблюдения. К этим группам относили погрызы при повреждении менее половины листовой пластинки. В сумме дырчатые и краевые погрызы определяют 8–10% изъятия биомассы. С приближением к объекту достоверно возрастает доля листьев с грубым объеданием. К грубому объеданию мы относили повреждение более половины листовой пластинки. В результате грубого объедания изымается от 0,2 (фоновые участки) до 3 (импактные участки) процентов биомассы.

Таблица 2

**Оценка пространственно-временных изменений повреждения листьев березы и рябины
методом дисперсионного анализа**

Группа повреждений	Рябина						Береза					
	Год			Участок			Год			Участок		
	F	p	D	F	p	D	F	p	D	F	p	D
Галлообразователи	–	–	–	–	–	–	2,45	0,192	17,8	1,83	0,287	53,1
Минеры	54,99	<10⁻⁵	72,8	1,29	0,357	15,3	2,72	0,174	21,0	1,56	0,339	48,1
Грубое объедание	0,37	0,558	1,8	1,25	0,374	54,5	0,49	0,524	1,0	10,56	0,021	90,4
Краевые погрызы	0,07	0,798	0,4	0,85	0,591	45,9	0,72	0,443	13,7	0,14	0,959	10,6
Скелетирование	5,65	0,041	23,9	1,00	0,502	38,0	8,15	0,046	51,8	0,89	0,543	22,7
Дырчатые погрызы	3,31	0,102	13,6	1,33	0,339	49,3	0,01	0,918	0,1	2,27	0,223	69,4
Свертывание листьев	0,57	0,468	2,6	1,36	0,327	56,1	0,62	0,477	6,3	1,31	0,401	53,1
Сосушие насекомые	2,86	0,125	9,0	2,20	0,128	62,5	<10 ⁻³	0,965	0,0	0,84	0,565	45,6
Пятнистости	0,07	0,801	0,3	1,59	0,251	61,2	8,32	0,045	36,2	2,67	0,182	46,5
Ржавчины	0,65	0,442	0,2	28,87	<10⁻⁵	96,4	–	–	–	–	–	–
Некрозы	10,05	0,011	37,9	0,83	0,610	28,1	10,39	0,032	56,2	1,02	0,492	22,1

Примечание. F – критерий Фишера, p – значимость различия дисперсий, D – интенсивность влияния фактора в %, жирным шрифтом выделены значения P < 0,05

Таким образом, от погодно-климатических факторов зависит повреждение листьев рябины минерами, скелетированием и некрозами и березы скелетированием, пятнистостями и некрозами. В качестве индикаторов антропогенной нагрузки могут выступать поврежденность листьев рябины ржавчиной и березы грубым объеданием. Уровень повреждения другими типами повреждений в большей степени зависит от комплекса, вероятно, разнонаправленно действующих пространственно-биотопических факторов, в качестве которых могут выступать возраст древостоя, степень развития подстилки, густота подлеска, сомкнутость древостоя и освещенность, рекреационная нагрузка и прочие.

Литература

Богачева И. А. Взаимоотношения насекомых-филлофгов и растений в экосистемах Субарктики. Свердловск, 1990. 137 с.

Медведев Л. Н., Каландадзе Н. И. Опыт учета потребления листы березы фитофагами // Лесоведение. 1972. № 1. С. 67–73.

Пестов С. В. Мониторинг фитопатологического состояния листьев деревьев и кустарников // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / под. общ. ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. С. 228–241.

Соколова Э. С., Галасьева Т. В. Инфекционные болезни листьев древесных растений: учеб. пособие. М.: ГОУ ВПО МГУЛ, 2005. 42 с.

Kulaa E., Buchtaa I., Nada P. Effects of site conditions on the occurrence of *Acalitus rudis* (Canestrini) and *Eriophyes leionotus* (Nalepa) (Acari: Eriophyidae) in Czech Republic // International Journal of Acarology, Vol. 34, Iss. 2. 2008. P. 155–166.

МЕТОД МОНИТОРИНГА ЭКОЛОГО-ФИТОЦЕНОТИЧЕСКОЙ БИОИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ПРИЕНИСЕЙСКОЙ СИБИРИ В ГОЛОЦЕНЕ

А. Д. Кошкаргов¹, В. Л. Кошкарлова²

¹ Красноярский государственный педагогический университет
им. В. П. Астафьева, *avkashkara@akadem.ru*,

² Институт леса им. В. Н. Сукачева СО РАН, *avkashkara@akadem.ru*

Оценка качества природной среды базируется на изучении состояния и состава ее компонентов, индикации их отклика на изменение внешних и внутренних факторов, анализе эволюции окружающей среды во времени и пространстве. Одними из методов изучения формирования и эволюции природных и антропогенных компонентов окружающей среды, особенно чуткой растительности, являются палеоботанические методы, позволяющие выявить и проследить изменения ее структуры в долговременной ретроспективе («палеомониторинг» – начало которого отодвинуто в прошлое).

Полная и объективная характеристика динамики лесного покрова и выявление причинно-следственных связей его пространственной дифференциации достигается с использованием эколого-фитоценотического подхода к интерпретации комплексов палеоботанических остатков, в частности, палеокарпологических (ископаемых плодов и семян), подкрепленных данными абсолютной

геохронологии. Для этого проводится послойное палеоботаническое изучение голоценовых органогенных отложений и устанавливаются каждому слою свой биоэкологический спектр, благодаря чему реконструируется довольно подробная картина состава флоры и смен растительности в определенные отрезки времени.

Наибольшая видовая представительность ископаемых семян в палеоботанических комплексах дает наиболее полные эколого-ценотические характеристики лесных палеоэкосистем, на которых и основывается анализ их разнообразия, устойчивости. Количественная и качественная динамика участия палеокарпологических объектов во времени позволяет установить преемственность экосистем и их структуру. Сравнительный анализ морфолого-анатомической физиономичности ископаемых семян позволяет определять относительную стабильность и состояние лесных экосистем.

Материалом для исследования послужили семенные комплексы 29 разрезов торфяников (25 разрезов имеют данные радиоуглеродной хронометрии – 88 дат), которые расположены в пограничной зоне между Западной и Средней Сибирью и между лесными формациями средней и южной тайги, подтайги и лесостепи (61° – 56° с.ш., 90° – 93° в.д.). Общий таксономический состав реконструированной ископаемой семенной флоры составил 327 форм, из них – 304 виды. Важно отметить, что для этой территории уже имелась общая схема развития растительности в голоцене по результатам спорово-пыльцевого анализа почв и торфяных отложений (Савина, 1980; Карпенко, Глебов, 1987; Карпенко, 1999) с которой проводилась корреляция палеокарпологического материала. Анализ динамики флористического разнообразия семенных комплексов позволил выявить 32 типа ископаемых флор, существовавших каждый в свое определенное время, и определить среди них более 120 подтипов, характеризующих разные геоэкологические уровни. В каждом из них, наряду с собственно эдификаторами и доминантами, установлены и характерные ценоэлементы - маркеры, которые стали индикаторами не только экологического, но и общего климатического режима.

Реконструкция лесных палеоэкосистем дала детальные данные о структурно-динамическом разнообразии биогеоценозов как элементарных эколого-ценотических сообществ. При этом воспроизведено не только распределение конкретных биогеоценозов по элементарным поверхностям рельефа, но и определены закономерности климатического и экологического режимов в конкретное время их существования. Получена информация о видовом составе лесообразователей растительного покрова и об эколого-биологическом спектре травяно-кустарничкового яруса.

Для пространственно-временной многоуровневой оценки динамики видовой структуры лесных сообществ послеледниковья был применен палеокарпологический метод при изучении органогенных отложений, который дал не только богатый видовой спектр ископаемых флор, но и информацию об эдификаторах и доминантах растительных сообществ разного геоморфологического уровня, что обусловлено спецификой формирования главного его объекта – «семенного комплекса» (Никитин, 1969, 1999; Кошкарова, 1981; Кривоногов,

1988; Кошкарлов, 1998; Кошкарлова, Кошкарлов, 2000). При интерпретации полученного палеокарпологического материала, опираясь на принцип актуализма, мы использовали, главным образом, метод эколого-ценотического анализа, применяемого при фитоиндикации современных лесных экосистем (Типы лесов..., 1963, 1980; Молокова, Назимова, 1991; Молокова, 1992 и др.).

Результаты палеокарпологического анализа ископаемой флоры, данные фитоиндикации современных лесных экосистем, долговременные климатические данные о состоянии окружающей среды объединялись в реляционную базу данных, в которой формализованы причинно-следственные связи: экологический режим ↔ состояние окружающей среды, видовая структура экосистем ↔ биоиндикаторы климатических изменений, геоморфологические уровни ландшафтов ↔ типы и подтипы экосистем, эдификаторы и доминанты ископаемой флоры ↔ реконструированный климатический и экологический режим палеоэкосистем. Построение такой базы палео- и геоданных позволило провести реконструкции развития растительных сообществ и в целом экосистем на новом уровне с более полным учетом эколого-фитоценотических закономерностей.

Для каждого геоморфологического уровня реконструирована динамика видовой структуры лесного сообщества и предполагаемые его границы, которые контролировались диапазоном абсолютных высот. В результате получена последовательная хронология ландшафтно-климатических фаз с временным шагом в 100 лет до 4000 лет и в 250 лет – с 4000 до 10000 лет. Для основных климатических ритмов построены версии ландшафтных профилей, характеризующиеся своим эколого-биологическим спектром лесного покрова. Применение ГИС-технологий (база палео- и геоданных создана в ГИС-программе MapInfo) позволило ускорить процесс картографирования палеоэкосистем по всем временным срезам, и дало возможность формализовать процесс интерполяции результатов реконструкций с использованием современных ландшафтных карт.

Изучение видовой структуры палеоэкосистем в двух природных подзонах выявило значительное смещение их границ: до 500-700 км в направлении север и до 300-500 км в направлении юг. При определении миграционных возможностей лесообразующих пород в различные периоды послеледникового времени установлено, что самые крупные климатические и экологические изменения имели место в периоды 13000–12000, 8500–8000, 6000–5000, 4500–3500, 3500–3000, 2500–2000, 1000, 850 и 250 лет назад. Для каждой подзоны для этих периодов определены некоторые количественные параметры климата – тепло-, влагообеспеченности и континентальности по методу аналогов (Будыко, 1991).

Таким образом, эколого-ценотическая оценка ископаемых флор выявила доминирующий тип прошлых сообществ разного геоэкологического уровня, что позволило установить качественную динамику их видового состава и границ в топо-экологическом ряду. Эти данные необходимо использовать при определении тенденций изменения морфоструктуры и границ лесных экосистем вследствие различных глобальных климатических и антропогенных воздействий.

* Исследования выполнены при поддержке РАН № 232 «Биологическое разнообразие».

Литература

Будыко М. И. Аналоговый метод оценки предстоящих изменений климата // Метеорология и гидрология, 1991. № 4. С. 39–49.

Карпенко Л. В. Сукцессии сухоходольной и болотной растительности междуречья Сыма и Дубчеса в голоцене // Ботан. исслед. в Сибири, вып. 7. Красноярск, 1999. С. 76–79.

Карпенко Л. В., Глебов Ф. З., Стариков Э. В., Жидовленко В. А. Палеогеографическое исследование голоценового торфяника в средней части Енисейского левобережья // Палеогеография Средней Сибири. Межвуз. Сб. научн. трудов. Красноярск: Красноярский гос. пед. институт. 1987. С. 64–70.

Кошкаров А. Д. Палеоэкология, динамика лесных и болотных экосистем и климата бассейна р. Кас в позднем плейстоцене и голоцене. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Красноярск, 1998. 24 с.

Кошкарова В. Л. История развития таежных лесов Приенисейской Сибири (по материалам палеокарпологии) // Палеоботанические исследования в лесах Северной Азии. Новосибирск: Наука, 1981. С. 5–30.

Кошкарова В. Л., Кошкаров А. Д. Новейшая история лиственничников в экотоне северной и средней тайги центральной части Эвенкии // Ботанические исследования в Сибири, вып. 8. Красноярск, РБО РАН. 2000. С. 52–59.

Кривоногов С. К. Стратиграфия и палеогеография Нижнего Прииртышья в эпоху последнего оледенения (по карпологическим данным). Новосибирск: Наука, 1988. 232 с.

Молокова Н. И. Эколого-ценотический анализ и феноиндикация высотно-поясных комплексов типов леса (на примере гумидных районов Саян). Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Красноярск, 1992. 23 с.

Молокова Н. И., Назимова Д. И. Эколого-ценотический состав флоры высотно-поясных комплексов гумидных районов Саян // Флора и растительность Сибири и Дальнего Востока. Тез. докл. конф. посвящ. памяти Л. М. Черепнина. Красноярск: ИЛИД СО РАН, 1991. С. 103–106.

Никитин В. П. Палеокарпологический метод (руководство по методике изучения ископаемых семян и плодов). Томск: Изд-во Томского Гос. Универ-та, 1969. 81 с.

Никитин В. П. Палеокарпология и стратиграфия палеогена и неогена Северной Азии // Автореф. дисс. ... докт. геол.-мин. наук. Новосибирск. 1999. 54 с.

Савина Л. Н. Тенденции развития лесной растительности Сибири в голоцене (по данным спорово-пыльцевого анализа) // Динамика лесных биогеоценозов Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб.отд-ние, 1980. С. 28–53.

Типы лесов Сибири. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 223 с.

ОСОБЕННОСТИ БИОИНДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ И ЕЛИ СИБИРСКОЙ

Н. В. Пахарькова, М. С. Радогуз, Ю. В. Ноздрина, Т. А. Симонова
ФГАОУ ВПО «Сибирский федеральный университет»,
nina.pakharkova@yandex.ru

Общепризнанно, что масштабы загрязнения воздуха в городах велики и нуждаются в полной и точной оценке. Однако информация, получаемая с помощью традиционных методов физико-химического анализа, не позволяет ис-

следовать и осуществлять прогноз последствий воздействия загрязняющих веществ на живые организмы. Поэтому в комплексных исследованиях достаточно часто применяют методы биоиндикации. В частности, известно, что универсальными и очень чувствительными индикаторами состояния окружающей среды, адекватно реагирующими на все ее изменения, являются хвойные растения.

Так как эволюция растительности совершалась в условиях достаточно чистого атмосферного воздуха, современные виды растений, в том числе и хвойные, не обладают специфической приспособленностью к действию токсичных газов. Однако существуют ответные реакции, позволяющие растениям приспосабливаться к новым стрессовым условиям и выжить в условиях загрязнения воздушной среды. Эти реакции, по-видимому, могут отличаться у разных видов хвойных, которые обладают разными биоиндикационными возможностями.

Вследствие повреждений токсичными веществами, содержащимися в воздухе индустриальных районов крупных городов, хвоя произрастающих там деревьев отличается меньшей продолжительностью жизни, и чем более район подвержен действию токсикантов, тем короче жизнь хвои. В связи с этим можно предположить, что соотношение количества хлорофиллов и показателей фотосинтетической активности хвои разных возрастов будет существенно отличаться у растений, произрастающих в неодинаковых по уровню загрязнения условиях.

Цель данной работы – изучение влияния техногенного загрязнения воздушной среды на фотосинтетический аппарат хвои различного возраста у сосны обыкновенной и ели сибирской.

В качестве объектов исследований использовались побеги отдельно стоящих деревьев сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) в возрасте 30–40 лет.

Исследования проводились в 2007–2010 гг. на территории г. Красноярска и его окрестностей. В качестве контроля была взята пробная площадь (ПП1), находящаяся за чертой города Красноярска с западной (наветренной) стороны, в отсутствие техногенного загрязнения (контроль). Опытная пробная площадь (ПП2) расположена в индустриальном районе города Красноярска (ул. Рокоссовского, Советский район). Она подвергается загрязнению воздушной среды со стороны промышленных предприятий (Красноярский алюминиевый завод и др.) и автомобильного транспорта (Лопатин, Лесных, Шеховцова, 1993). Все измерения проводились отдельно для однолетней, двухлетней и трехлетней хвои, взятой из средней части кроны.

Элементный полуколичественный анализ хвои выполняли методом рентгенофлуоресцентной спектроскопии на спектрометре с волновой дисперсией ARL Advant`X (лаборатория рентгеноспектральных методов анализа ЦКП СФУ). Количественное содержание элементов в образцах оценивали на основании метода фундаментальных параметров с использованием программного обеспечения UniQuant-5. Для анализа высушенную и измельченную хвою прессовали в таблетки. В качестве связующего материала использована борная кислота, которая добавлялась к образцу в контролируемом соотношении.

Состояние растений определяли по изменению морфологических параметров побегов деревьев и количеству хлорофиллов а и b в хвое. Морфометрический анализ проводили по следующим показателям: линейный прирост побега, число хвои на 1 см побега, длина хвои, % хвои с некрозами и хлорозами. Количественно фотосинтетические пигменты (хлорофилл а и b) определяли с помощью спектрофотометра SPEKOL 1300 Analytik Jenna AG (Германия) после экстракции в 80% ацетоне, в пересчете на сухой вес (Vernon, 1960).

Сосна и ель очень чувствительны к загрязнению воздуха газами. Особенно опасны для них кислые газы, в том числе соединения серы, преобладающие среди воздушных токсикантов во многих индустриальных районах. Вследствие повреждений кислыми газами хвоя деревьев, произрастающих в загрязнённых районах, отличается меньшей продолжительностью жизни. Так, если в естественных условиях возраст хвои сосны может достигать 5–6 лет, то в загрязнённых районах он ограничен 2–3 годами. У ели в индустриальных районах возраст хвои составляет 3–4 года вместо 6–7 лет.

Анализ содержания элементов в тканях хвои показал, что количество магния, кремния, фтора, алюминия, железа в хвое из загрязнённого района (ПП2) выше, чем в контроле (ПП1). Вероятно, такая ситуация связана прежде всего с выбросами Красноярского алюминиевого завода и предприятий теплоэнергетики. Вместе с тем, повышение уровня магния в хвое с ПП2 может быть вызвано увеличением содержания хлорофилла в хвое, что является приспособительной реакцией деревьев на повреждение хвои и частичную дефолиацию. Также отмечено, что у сосны содержание магния повышено в хвое всех трех возрастных групп, причем в хвое второго года несколько больше. У ели же содержание магния на ПП2 в хвое текущего года в 1,4 и 1,3 раза превышает содержание этого элемента в хвое второго и третьего года. На контрольной пробной площади (ПП1) количество магния в хвое незначительно уменьшается от первого к третьему году, причем у сосны эти различия более заметны.

Причиной снижения содержания серы и фосфора в хвое ели в условиях загрязнения может стать нарушение белкового и энергетического обмена. Кроме того, повышение уровня кальция и снижение содержания фосфора, характерное для старых листьев, свидетельствует о более быстром старении хвои ели в загрязнённых районах. Так, содержание кальция в хвое ели текущего года на ПП2 в 1,75 раза меньше, чем в хвое второго и третьего годов, тогда как на ПП1 различие значительно меньше – 1,13. По фосфору наблюдается противоположная картина, его содержание в молодой хвое на ПП2 в 2 раза выше, чем в хвое старших возрастов, на ПП1 различия минимальны. У сосны подобный эффект наблюдается в значительно меньшей степени.

Известно, что одним из механизмов дезактивации токсичных соединений в растениях является «складирование» (хлорозы и некрозы) и «перекачка» в более старую хвою с последующей дефолиацией. В связи с этим можно сделать предположение, что с увеличением концентрации загрязняющих веществ в хвое старших возрастов и ее отмиранием, основная фотосинтетическая нагрузка ложится на «молодую» хвою, и тогда соотношение количества фотосинтетических пигментов и показателей фотосинтетической активности хвои разных воз-

растов будет существенно отличаться у растений, произрастающих в неодинаковых по уровню загрязнения районах.

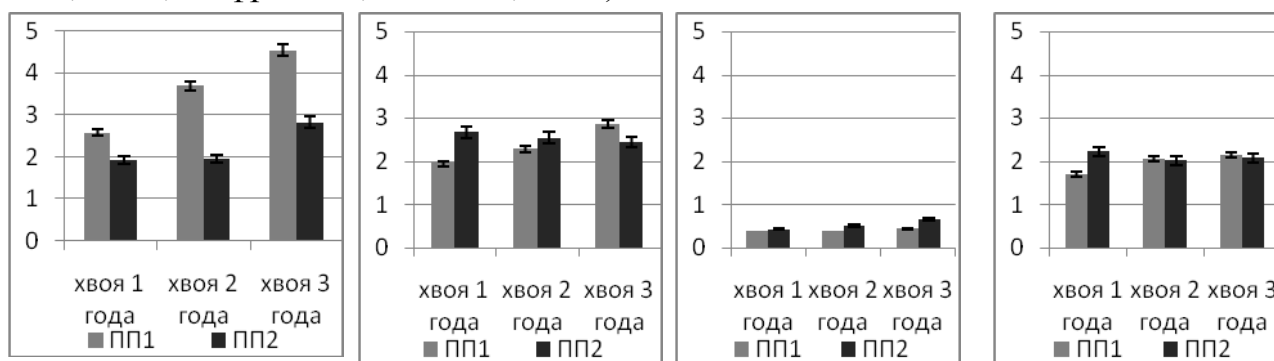
Немаловажное значение при исследовании состояния растительности имеет изучение пластичности фотосинтетического аппарата, его способности приспосабливаться к изменяющимся внешним условиям. Одним из информативных и наиболее распространенных параметров, характеризующих фотосинтетический аппарат, является его пигментный состав.

На рис. представлены данные о содержании хлорофилла в хвое сосны обыкновенной и ели сибирской в зависимости от района произрастания. Нужно отметить, что количество хлорофиллов в исследуемой хвое у ели выше, чем у сосны, причем как в летнее, так и в зимнее время.

У сосны в летнее время в хвое с контрольной пробной площади содержание пигментов выше, чем из загрязненного района, а у ели общее количество пигментов примерно одинаково, но наблюдается перераспределение пигментов в сторону молодой хвои.

В загрязненном районе концентрация хлорофиллов в хвое ели первого, второго и третьего года жизни близка по величине, тогда как в контроле она увеличивается с возрастом хвои. Как видно из рис., к третьему году количество пигментов в хвое с контрольной площади превышает этот показатель для загрязненного района. Считается, что у ели наиболее активно фотосинтезирующей является хвоя в возрасте трех–четырёх лет. Следовательно, можно утверждать, что на загрязненной площадке у ели хвоя первых двух лет также «работает в полную силу», помогая хвое старшего возраста. У сосны, как более устойчивого к загрязнению вида, подобного эффекта не наблюдается.

В зимний период у обоих видов, особенно у сосны, отмечается более низкое содержание хлорофиллов, что согласуется данными других авторов (Vogg et al, 1998; Софронова, Чепалов, 2007).



А

Б

В

Г

Рис. Содержание хлорофиллов а и b (мг/г сухого веса) в хвое сосны обыкновенной (А – август, В – январь) и ели сибирской (Б – август, Г – январь)

У ели сибирской в зимнее время также сохраняется перераспределение содержания хлорофиллов в сторону хвои младшего возраста, и в целом хвоя из загрязненного района содержит большее количество пигментов.

У сосны обыкновенной общее количество хлорофиллов в хвое из загрязненного района в зимнее время также выше, чем в контроле, что может быть связано как с частичным повреждением хвои в виде хлорозов и некрозов, так и с неполным переходом в состояние зимнего покоя деревьев, произрастающих в загрязненном районе (Григорьев, Пахарькова, 2001).

Таким образом, нужно отметить, что сосна обыкновенная и ель сибирская используют разные стратегии устойчивости к загрязнению окружающей среды. У ели в загрязненных районах наблюдается более раннее старение хвои и перераспределение пигментов и фотосинтетической активности в сторону хвои младших возрастов. У сосны значительная часть токсикантов аккумулируется в отдельных хвоинках и удаляется в процессе дефолиации, поэтому оставшаяся хвоя фотосинтезирует достаточно активно. Вероятно, такая экологическая пластичность сосны может быть связана с особенностями прикрепления хвои к побегу, что способствует большей устойчивости сосны обыкновенной к загрязнению воздушной среды по сравнению с елью сибирской. Поэтому, рассматривая эти виды с точки зрения их биоиндикационных возможностей, необходимо учитывать эти особенности.

Литература

Григорьев Ю. С., Пахарькова Н. В. Влияние техногенного загрязнения воздушной среды на состояние зимнего покоя сосны обыкновенной // Экология. 2001. № 6. С. 471–473.

Лопатин А. П., Лесных В. В., Шеховцова А. И. Карта «Экологическое состояние окружающей среды г. Красноярска». Масштаб 1: 25000 / Составлена в Красноярском филиале Госцентра «Природа». 1993.

Софронова В. Е., Чепалов В. А. Адаптивные изменения состава фотосинтетических пигментов хвои *Pinus sylvestris* L. при понижении температуры // Наука и образование. 2007. № 2, С. 34–39.

Vernon L. P. Spectrophotometric determination of chlorophylls and pheophytins in plant extracts // Analytical Chemistry. 1960. V. 32. № 9. P. 1144–1150.

Vogg G., Heirn R., Hansen J., Schafe, C., Beck E. Frost hardening and photosynthetic performance of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. Seasonal changes in the photosynthetic apparatus and its function // Planta. 1998. V. 204. № 2. P. 193–200.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ КОРНЕВЫХ СИСТЕМ ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В ГОРОДСКИХ УСЛОВИЯХ

Г. А. Зайцев

*Учреждение Российской академии наук Институт биологии
Уфимского научного центра РАН, smi@anrb.ru*

Древесные растения широко используются для биоиндикации промышленного загрязнения. В большинстве работ по изучению адаптивных реакций древесных растений на действие токсикантов объектом исследований является надземная часть древесных растений (Кулагин, 1974; Николаевский, 1979; Алексеев, 1990; Ярмишко, 1997; Чернышенко, 2001 и др.). В то же время вопросы формирования, строения и адаптации корневых систем к влиянию промышленного загрязнения изучены слабо.

Слабая изученность корневых систем в первую очередь связана с определенными методическими трудностями. Корневые системы древесных растений менее доступны для непосредственного изучения по сравнению с надземной фитомассой. Изучение корневых систем древесных растений требует перемещения значительного объема почвогрунтов (закладка почвенных траншей, отбор монолитов почвы с корнями). Так, при полной раскопке корневых систем масса перемещенного грунта может достигать 60 т и более (Roger, Vyvyan, 1928). Поэтому П. К. Красильников (1950) при разработке методических основ исследования корневых систем отмечал, что «в виду исключительной трудоемкости работ по изучению корневой системы необходимо очень тщательно выбирать объекты исследования, так как при изучении малого количества, но удачно выбранных и детально изученных объектов, получают значительно лучшие результаты, чем при большом материале случайных объектов».

В зависимости от задач, которые ставятся при изучении корневых систем древесных растений, применяемые методы делятся на 5 групп: качественные (морфологические) методы, методы количественного учета, методы стационарных исследований возрастных изменений подземных частей растений, методы определения поглощающей поверхности или физиологической активности корневых систем, исследование корневых систем методом радиоактивных меток.

В естественных условиях для изучения корневых систем древесных растений, как правило, применяют методы количественного учета. Наиболее часто при ресурсоведческих и экологических исследованиях корневых систем применяются метод монолитов и метод бура.

Особенности городской застройки вносят коррективы в процесс изучения корневых систем древесных растений. Так, в парковой зоне или в санитарно-защитных насаждениях промышленных предприятий при получении соответствующих разрешений в службах, отвечающих за состояние насаждений (горзеленхозы, лесничества), изучение корневых систем древесных растений можно проводить методом монолитов (с закладкой необходимого числа почвенных траншей). Однако в селитебной части города такие исследования (методом монолитов) провести практически невозможно. Это связано, прежде всего, с наличием большого числа подземных коммуникаций (в первую очередь – кабельного хозяйства), а также с нарушением эстетического вида насаждений (следы от выкопанных траншей).

В качестве перспективного метода исследования корневых систем древесных растений в городских ландшафтах можно отнести процедуру использования высокочастотных импульсных георадаров (Hruska, Cermak, Sustek, 1999;

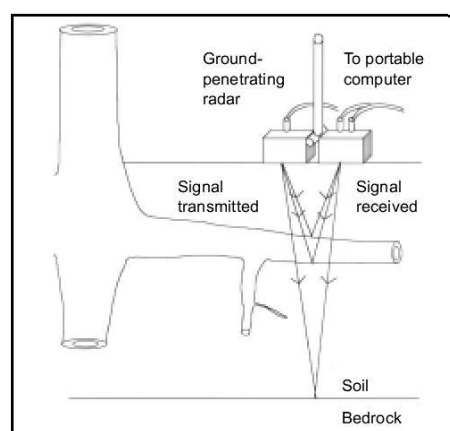


Рис. 1. Принципиальная схема изучения корневых систем древесных растений с помощью георадаров (Stokes et al., 2002)

Wielopski et al., 2000; Butron, 2001; Stokes et al., 2002; Morelli et al., 2007). Принцип данного метода (рис. 1) заключается в интерпретации отраженных от почвы и корней сигнала и построении изображения корневых систем (рис. 2).

Однако анализ отечественной литературы показал, что в России нет ни одной работы по изучению корневых систем древесных растений данным методом.

Другим методом, которым можно изучать корневые системы древесных растений в городских условиях, является метод бура.

Метод бура является модификацией метода монолита, разработанный с целью облегчения и ускорения отбора проб. Метод заключается в извлечении из почвы (с различной глубины) почвенных образцов с корнями изучаемых растений при помощи почвенных буров (разных форм и размеров), с последующей отмывкой корней из почвенных образцов (Красильников, 1983). Данный метод позволяет с большой быстротой и минимальными затратами физических сил получить общие данные о распределении корней по глубине (особенно поглощающих корней). Так, по нашим наблюдениям (Зайцев, 2000, 2001, 2008), для отбора 100 монолитов размером 10x10 см уходит примерно 5–7 часов, из которых 1–3 часа уходит на закладывание почвенной траншеи, примерно 2–3 часа – непосредственный отбор монолитов и час – на закапывание почвенной траншеи. Тогда как для отбора 100 монолитов методом бура (10 забуриваний с отбором проб по 10-ти сантиметровым слоям) даже на самых плотных почвах уходит не более одного часа. Также, скорость обработки фактического материала (отмывка образцов и разбор по фракциям корней) значительно выше по методу бура, чем по методу монолитов.

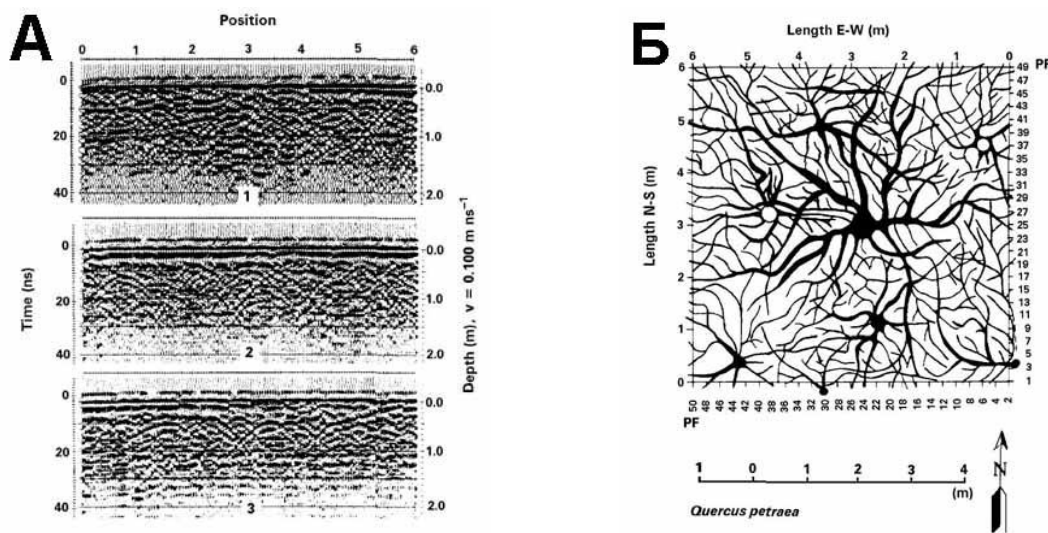


Рис. 2. Профиль, полученный с помощью георадара (А) и интерпретированные данные (Б) (Hruska, Cermak, Sustek, 1999)

Проведенные нами исследования (Зайцев, 2008), по сравнению данных о корненасыщенности почвы в насаждениях сосны обыкновенной, лиственницы Сукачева и ели сибирской в условиях Уфимского промышленного центра полученных методом бура и монолитов показали, что при отборе проб корней при помощи бура в 10-ти кратной повторности данные о корненасыщенности почвы

завышаются. Причем, максимальное превышение корненасыщенности может достигать 2600%. Повышенная корненасыщенность, полученная по методу бура, получается, во-первых, вследствие того, что круг, вписанный в квадрат, имеет площадь, примерно, на 21,5% меньше чем сам квадрат (Красильников, 1983). Во-вторых, по нашему мнению, завышение происходит из-за того, что корни зачастую не режутся кромкой бура, а вытягиваются из почвы и обрываются. Таким образом, в бур попадает больше корней по длине, и как следствие, завышается их общая длина.

Таким образом, в качестве методов, применяемых при исследовании корневых систем древесных в городских условиях следует отметить метод монолитов и бура. Метод монолитов дает более точную картину строения корневых систем, а в сочетании с методом бура (при проведении дополнительных исследований) можно получить достаточно полные данные по особенностям строения корневых систем древесных растений в городских условиях.

Работа выполнена при поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований (№ 08-04-97017) и гранта по Программе фундаментальных исследований Президиума РАН «Биологическое разнообразие».

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗМОЖНОСТИ БИОИНДИКАЦИИ АНТРОПОГЕННЫХ НАРУШЕНИЙ СРЕДЫ С ПОМОЩЬЮ КЛЕВЕРА ПОЛЗУЧЕГО (*TRIFOLIUM REPENS* L.)

Т. А. Горшкова

Обнинский институт атомной энергетики

Национального исследовательского ядерного университета «МИФИ»,

tgorshkova@yandex.ru

В одну из задач биомониторинга окружающей среды входит поиск видов-индикаторов, по изменению структур которых можно судить о состоянии в среды обитания. В настоящем исследовании была произведена попытка оценить возможность использования в качестве универсального биоиндикатора различных видов антропогенного нарушения среды клевера ползучего *Trifolium repens* L. – синантропного растения, которое можно встретить повсеместно. В связи с этим, целью настоящего исследования являлась оценка изменения некоторых морфометрических и фенетических показателей вегетативных и генеративных структур клевера ползучего в зависимости от типа антропогенного изменения среды.

Материалы и методы. На участках предварительно выбранных зон был произведен отбор растительного материала и почвенных проб. «Зонами» назывались территории, подверженные определенному виду антропогенного нарушения: зона с интенсивной автотранспортной нагрузкой – вдоль дорог; зона с преобладанием вытаптывания над другими факторами антропогенного влияния – на детских площадках во дворах; зона, подверженная действию электромагнитного поля, – под линиями электропередач. В качестве условно-контрольной была выбрана зона, расположенная на удалении от перечисленных трех типов

антропогенного воздействия, – территория ИАТЭ НИЯУ МИФИ. В пределах каждой зоны исследования проводились на 3–6 учетных площадках.

Производили измерение средней массы листьев, побегов и соцветий, средней длины черешка листа и цветоноса; определяли размеры, массу соцветий, количество цветков в соцветиях клевера ползучего; подсчитывали число листьев, боковых побегов и соцветий на участке основного побега длиной 10 см (Горшкова, Амосова, 2008); оценивали стабильность развития по показателю флуктуирующей асимметрии (ФА) (Стрельцов и др., 2006); проводили подсчет частоты встречаемости фенотипов белого клевера с различными формами седого рисунка на листьях; определяли среднюю площадь листа клевера; исследовали фертильность пыльцы клевера в зависимости от вида антропогенной нагрузки (Федорова, Никольская, 2001); выявляли изменения всхожести, высоты и массы проростков, а также длины корней у проростков клевера в зависимости от степени загрязнения почвы в сравнении со стандартным объектом биотестирования кресс-салатом (Мелехова и др., 2007). По полученным данным производили анализ изменений морфометрических показателей в зависимости от типа антропогенной нагрузки.

Результаты и обсуждение. Такие показатели виталитета ценопопуляции, как средняя масса листа и побега, площадь листовой пластинки, средняя длина черешка листа и цветоноса меньше в зоне с автотранспортной нагрузкой и в зоне, подверженной интенсивному вытаптыванию. Данные по контрольной территории и участку с воздействием электромагнитного поля различаются слабо. Однако, скашивание растительного покрова на соответствующих участках происходит с разной степенью регулярности: на разделительных газонах автодорог – чаще, чем на остальных территориях. Поэтому падение показателей массы и площади листьев, а также длин черешка листа и цветоноса в зоне автотранспортной нагрузки связано, по-видимому, не с загрязнением почвы, а с фактором кошения. На основании этого данные признаки клевера, произрастающего в городских условиях, по-видимому, не следует рассматривать как биоиндикационные.

Количество листьев у побегов в зонах вытаптывания и с автотранспортной нагрузкой несущественно отличаются друг от друга, но значительно больше, чем в контрольной зоне. Это связано с укорочением междоузлий у побега и сближением его боковых структур при ухудшении условий обитания. Та же зависимость, связанная с уменьшением длины междоузлий, прослеживается в отношении числа соцветий у побегов. Количество боковых побегов существенно больше на участках с автотранспортной нагрузкой, а по остальным зонам достоверного различия нет.

Оценку стабильности живых организмов осуществляли путем определения показателя флуктуирующей асимметрии. Коэффициент ФА в популяциях, подвергающихся интенсивному вытаптыванию, оказался в четыре раза выше по сравнению с условно контрольной территорией. На остальных участках достоверных различий с контролем не наблюдалось. Таким образом, изменение коэффициента флуктуирующей асимметрии у клевера, по-видимому, можно считать индикационным признаком в отношении вытаптывания.

Под воздействием антропогенных факторов в популяциях увеличивается частота встречаемости специфических фенотипов у различных видов растений и животных (Федорова, Никольская, 2001). В частности, форма седого рисунка на пластинках листа клевера ползучего и частота встречаемости листьев, имеющих рисунок, может использоваться как индикатор загрязнения среды.

На участках с электромагнитным излучением и в контроле относительное количество листьев с седым рисунком не превышало 17%, что считается нормой. На учетных территориях с автотранспортной нагрузкой почти половина куртин клевера имела седой рисунок на листьях. Это свидетельствует, по видимому, о чувствительности данного признака к загрязнению, связанному с действием выхлопных газов и попаданию в почву продуктов сгорания автомобильного топлива. Однако, нельзя исключать и возможный вклад в данный высокий показатель также регулярного механического повреждения побегов клевера на этих территориях вследствие кошения. В пользу такого заключения свидетельствует относительно высокий процент листьев с седым рисунком (34%) в зоне вытаптывания, где также присутствует фактор механического воздействия на популяцию, хотя и в иной форме. Анализ частоты отдельных фенотипов в популяциях клевера, подверженных разным видам антропогенного воздействия, показал, что в зонах с автотранспортной нагрузкой чаще встречаются экземпляры с седым рисунком в форме острого угла, а в зонах вытаптывания – с рисунком «тупой угол».

Исследование генеративных структур клевера выявило следующие закономерности. Во всех зонах, кроме контрольной, наблюдалось статистически значимое снижение средней массы соцветий.

Достоверное отличие среднего количества цветков в соцветии от контрольных значений наблюдали у клевера, растущего в зонах интенсивного вытаптывания. На остальных территориях была заметна тенденция к снижению данного показателя по сравнению с контролем.

Количество цветков в соцветии отчасти влияет и на его диаметр. На территориях, подверженных антропогенному воздействию, средний диаметр соцветий оказался снижен по сравнению с контролем. Наименьшие значения данного показателя наблюдали в зонах вытаптывания и автотранспортной нагрузки.

Проанализируем, как изменяется показатель фертильности пыльцы в зонах, подверженных разным видам антропогенного вмешательства. Фертильность, или жизнеспособность пыльцы, в норме должна быть близка к 100 %. Нормальные пыльцевые зерна крупные и под микроскопом хорошо отличаются от мелких abortивных зерен – не только по размеру, но и по интенсивности окрашивания водным раствором йода. Ухудшение условий обитания растения повышает процент abortивных зерен, снижая таким образом показатель фертильности пыльцы. По результатам исследования, в зонах, подверженных антропогенному воздействию, происходило статистически значимое увеличение количества стерильной пыльцы по сравнению с контрольными значениями. Наибольший процент abortивных пыльцевых зерен был зафиксирован у цветков клевера, растущих под линией электропередач. Возможно это связано с

негативным воздействием электромагнитного поля на какие-то этапы гаметогенеза клевера.

Также было проведено исследование всхожести семян и параметров проростков клевера ползучего по сравнению со стандартным тест-объектом кресс-салата на почве, взятой на разном расстоянии от проезжей части дороги с интенсивным движением транспорта. Смысл исследования заключался в том, что сопоставив полученные данные по клеверу и кресс-салату можно было бы сделать вывод о возможности использования семян клевера для индикации загрязнения почвы продуктами сгорания топлива и другими веществами, сопутствующими автотранспортной нагрузке.

По результатам исследования было показано, что динамика всхожести семян у клевера и кресс-салата имеет сходный вид. Кроме того, показатели средней массы проростков клевера и кресс-салата выглядят аналогичным образом.

Наблюдения за характером роста проростков клевера и кресс-салата не выявили значимых различий по средней длине корней и высоте проростков на контрольной и загрязненных территориях, поэтому данный показатель ни у клевера, ни у кресс-салата нельзя рассматривать в качестве индикатора степени загрязнения почвы.

Выводы:

Полученные в результате предварительного исследования данные свидетельствуют о том, что вегетативные структуры клевера ползучего чувствительны к таким «тяжелым» видам антропогенного воздействия, как вытаптывание и автотранспортная нагрузка. На этих территориях наблюдается снижение массы и площади листа, а также длины черешка листа, увеличиваются количество листьев, боковых побегов и соцветий на единицу длины основного побега, а также возрастает частота встречаемости листьев с седым рисунком по сравнению с контролем.

Уменьшение среднего диаметра, массы соцветия и количества цветков в соцветии – неспецифическая реакция клевера на антропогенную нагрузку, не зависящая от вида вмешательства в среду обитания.

Максимальное отклонение стабильности развития клевера, оцененное с помощью индекса ФА, наблюдается у клевера в зоне вытаптывания.

Воздействие электромагнитного поля на популяцию клевера, произрастающую под ЛЭП, не вызывает значимых изменений в ее фенетическом составе, а также отклонений морфологических признаков вегетативных структур клевера ползучего. Зато в этой зоне можно наблюдать наибольшее снижение фертильности пыльцы клевера в сравнении с контролем.

Семена и проростки клевера ползучего реагируют на загрязнение почвы подобно семенам и проросткам кресс-салата, стандартного объекта фитотестирования.

Таким образом, по результатам проведенного исследования выявлены признаки клевера ползучего, которые после проведения повторных экспериментов возможно будет использовать в качестве индикационных признаков антропогенного изменения среды обитания.

Литература

Горшкова Т. А., Амосова Н. В. Фитотестирование и фитоиндикация: от клетки до фитоценоза // Учебно-методическое пособие для проведения полевой и лабораторной учебно-исследовательской работы. Обнинск: ИАТЭ, 2008. 65 с.

Мелехова О. П., Егорова Е. И., Евсеева Т. И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. М.: Издательский центр «Академия», 2007. 288 с.

Стрельцов А. Б., Константинов Е. Л., Захаров В. М. и др. Здоровье среды. Калуга: Изд-во КГПУ им. К. Э. Циолковского, 2006. 40 с.

Федорова А. И., Никольская А. Н., Практикум по экологии и охране окружающей среды: учеб. пособие для студ. вузов. М.: ВЛАДОС, 2001. 288 с.

ЗОЛЬНОСТЬ ЛИСТОВАТЫХ И КУСТИСТЫХ ЛИШАЙНИКОВ РАЗЛИЧНЫХ ЛЕСНЫХ СООБЩЕСТВ КРАСНОСАМАРСКОГО ЛЕСНОГО МАССИВА

К. Ю. Воробьёва, Е. С. Корчиков

ГОУ ВПО «Самарский государственный университет», evkor@mail.ru

Известно, что лишайники как организмы, чувствительные к различным возмущающим в фитоценозе агентам, являются надёжными индикаторами состояния окружающей среды (Шапиро, 1991). Их химический состав помогает понять направление и степень воздействия различных экологических факторов внутри конкретного сообщества. Химические особенности эпифитных лишайников лесонасаждений степной зоны изучены слабо. Этим и вызвано выполнение данной работы.

В качестве района исследований нами был выбран находящийся в зоне разнотравно-типчачково-ковыльных степей обыкновенного чернозёма Красносамарский лесной массив (Матвеев и др., 1990). Здесь проводили комплексное изучение берёзовых, липовых и дубовых фитоценозов как в пойме р. Самары, так и на её надпойменной песчаной (арене) террасе: в пойме – березняк с примесью дуба черешчатого, вязово-дубово-липовое насаждение и ясенелистнокленово-дубово-вязово-липовое насаждение, на арене – берёзово-дубовое насаждение с примесью вяза шершавого, сосново-берёзовое насаждение с примесью вяза шершавого и ясеня ланцетного, сосново-берёзовое насаждение, осиново-дубовое насаждение с примесью берёзы повислой. После оценки экологических условий в каждом сообществе проводили сбор лишайников, которые в камеральных условиях тщательно очищали от субстрата. Озоление образцов производили в муфельной печи при температуре 400 °С.

Результаты изучения показали следующее (рис. 1).

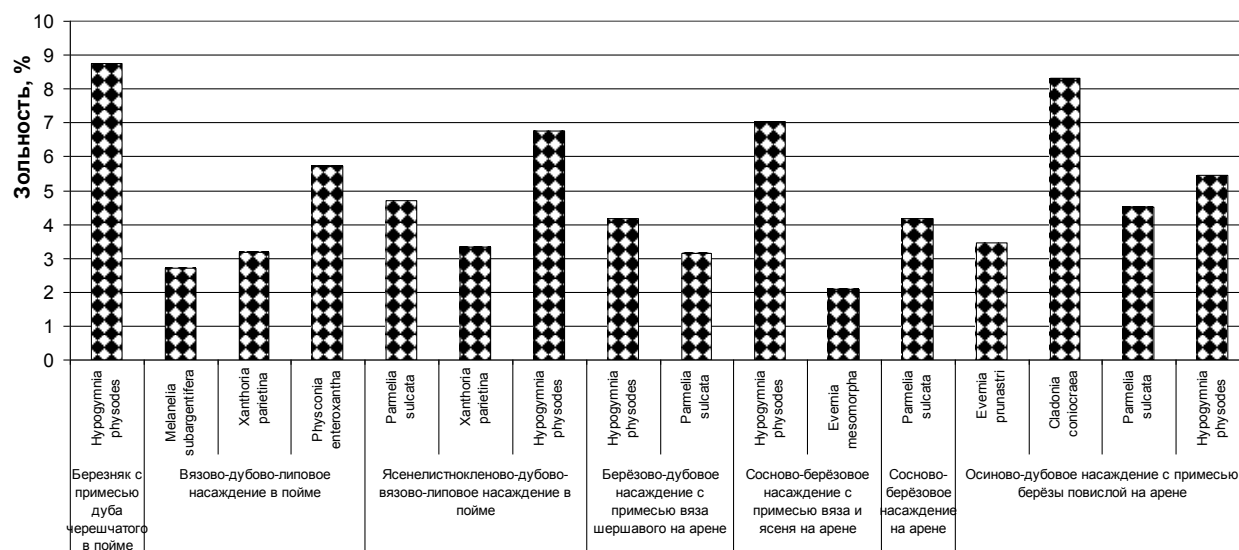


Рис. 1. Влияние условий биотопа на зольность некоторых лишайников в лесных сообществах Красносамарского лесного массива

Оказалось, что зольность *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. уменьшается в ряду: березняк с примесью дуба черешчатого в пойме > сосново-берёзовое насаждение с примесью вяза шершавого и ясеня ланцетного > ясенелистнокленово-дубово-вязово-липовое насаждение в пойме > осиново-дубовое насаждение с примесью берёзы повислой на арене > берёзово-дубовое насаждение с примесью вяза шершавого на арене. Зольность *Parmelia sulcata* Tayl. изменяется сходным образом. Следовательно, тип сообщества оказывает существенное влияние на содержание минеральных веществ. Действительно, состав древостоя определяет особенности круговорота зольных веществ в конкретном фитоценозе, поглощая из почвы определённые микроэлементы в характерном соотношении. Эпифитные лишайники, поселяясь на коре соответствующих древесных пород, накапливают данные элементы согласно своим возможностям. Исследуемые фитоценозы отличаются породным составом и интенсивностью процессов жизнедеятельности эдификаторов, что обусловлено мезо- и микроклиматическими условиями в конкретном фитоценозе и абсолютным возрастом деревьев. Это обстоятельство определяет скорость биотического круговорота веществ, что отражается на зольности лишайников.

Нами выяснено, что зольность лишайников связана обратнопропорциональной зависимостью со средним диаметром основной лесообразующей породы в конкретном фитоценозе (коэффициент корреляции -0,44). Действительно, чем больше диаметр дерева, тем меньше зольных веществ содержится в его коре, из которой со временем они и вымываются дождевыми потоками, следовательно, меньше минеральных веществ будет содержаться в обитающем на данной коре лишайнике.

Зависимость зольности лишайников от типа субстрата отражена на рис. 2.

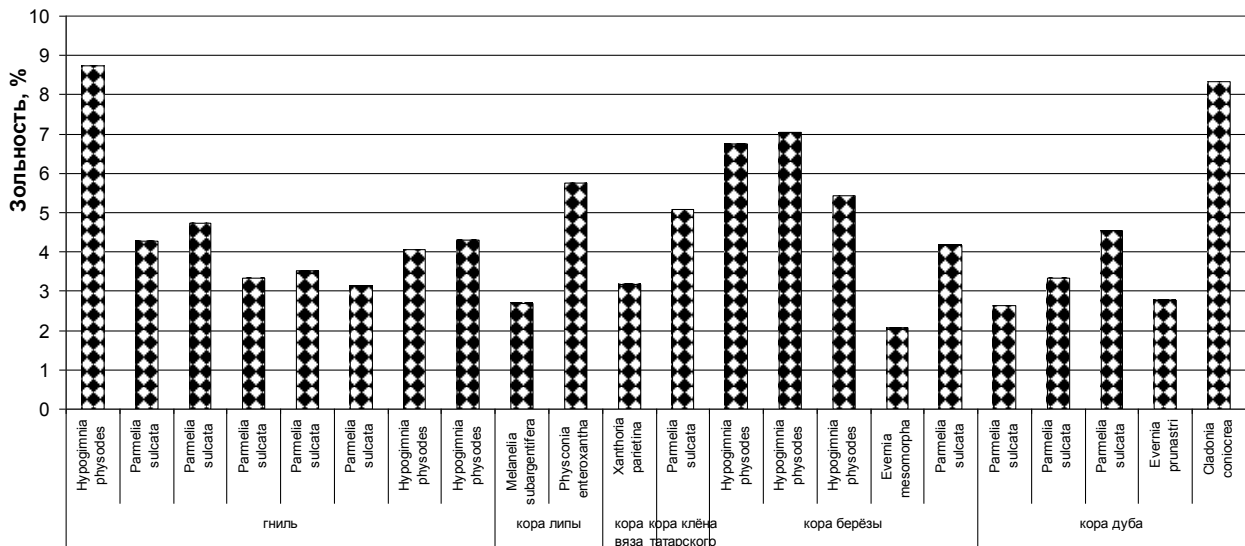


Рис. 2. Влияние типа субстрата на зольность некоторых лишайников в лесных сообществах Красносамарского лесного массива

Тип субстрата неоднозначно влияет на зольность лишайников, более существенным являются фактор жизненности и возрастное состояние дерева-форофита, что и определяет скорость и масштабы биотического круговорота веществ в данном биогеоценозе. Зола, или остаток, получаемый после удаления органических веществ из фитомассы, содержит целый ряд нелетучих оксидов так называемых зольных элементов (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn и др.). Содержание зольных веществ обнаруживает зависимость от ионов в составе цитозоля и каталитически активных белков в клетке, использующие ионы-активаторы (Кавеленова, Здетовский, Огневенко, 2001). Тем не менее, определённая зависимость исследуемого показателя от типа субстрата существует.

Как видно из рис. 2, средняя зольность листоватого лишайника *Parmelia sulcata* Tayl. уменьшается в ряду: кора клёна татарского > кора берёзы повислой > гниющая древесина > кора дуба черешчатого. Вообще же, кора кустарников физиологически более активна, чем кора дерева, так как содержит больше живых клеток, участвующих в процессах метаболизма и продуцирующих кислород-, азот- и фосфорсодержащие органические соединения (Дейнеко и др., 2007). Этим и обусловлена существенная зольность на коре кустарника клёна татарского. Обитая на коре берёзы повислой как мелколиственной древесной породе, лишайники получают, несомненно, больше минеральных элементов, выщелачивающихся из кроны, чем, произрастая на коре широколиственного дуба черешчатого, для которого характерен существенно меньший стволовой сток дождевой воды. Так, нами показано, что сток дождевой влаги по стволам в березняках по отношению к дубравам при одинаковой интенсивности дождя описывается соотношением 8 к 3 (Корчиков, 2009). Видимо, угол наклона стволов берёзы, её гладкая кора наряду с мелкими листьями способствуют концентрации дождевой влаги как минимум в 8 раз по сравнению с открытой местностью, а архитектурная модель дуба позволяет ему увеличивать дождевой сток лишь в 3 раза.

Таким образом, зольность лишайника зависит не столько от его видовой принадлежности, сколько от интенсивности биотического круговорота веществ в конкретном биогеоценозе и определяется жизненностью, возрастом и возрастным состоянием форофита.

Литература

Дейнеко И. П., Дейнеко И. В., Белов Л. П. Исследование химического состава коры сосны // Химия растительного сырья. 2007. № 1. С. 19–24.

Кавеленова Л. М., Здетовский А. Г., Огневенко А. Я. К специфике содержания зольных веществ в листьях древесных растений в городской среде в условиях лесостепи (на примере Самары) // Химия растительного сырья. 2001. № 3. С. 85–90.

Корчигов Е. С. Биоэкологическая характеристика лишайников пространственно изолированных территорий (на примере Самарской Луки и Красносамарского лесного массива в Самарской области): Автореф. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2009. 20 с.

Матвеев Н. М., Терентьев В. Г., Филиппова К. Н., Дёмина О. Е. Изучение лесных экосистем степного Поволжья. Куйбышев: Изд-во Куйбышевского университета, 1990. 48 с.

Шапиро И. А. Загадки растения-сфинкса: Лишайники и экологический мониторинг. Л.: Гидрометиздат, 1991. 80 с.

РОЛЬ РЕПРОДУКТИВНЫХ ПАРАМЕТРОВ ПОПУЛЯЦИИ В БИОИНДИКАЦИИ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ

Р. А. Суходольская¹, Е. В. Бегичева²

¹ *Институт проблем экологии и недропользования АН
Республики Татарстан, ra5suh@rambler.ru*

² *Республиканская клиническая больница*

Способность к адаптации является уникальной особенностью биоты. Известно, что иногда даже в условиях сильного промышленного загрязнения популяции животных продолжают успешно размножаться. Таким образом, численность популяции, хотя и считается необходимым условием оценки репродуктивного потенциала, не всегда отражает степени устойчивости популяции.

В наших исследованиях за основу оценки устойчивости популяций берется репродуктивная структура. Вслед за В. А. Геодакяном (1991) мы взяли за рабочую гипотезу положение о том, что при повреждающих воздействиях соотношение полов в популяциях сдвигается в пользу самцов, увеличивается половой диморфизм по различным признакам.

В настоящем сообщении представлены результаты оценки величины полового диморфизма в различных популяциях жужелицы *Poecilus cupreus* L. Хищные жужелицы (Coleoptera, Carabidae) издавна считаются индикаторами среды обитания (Гонгальский и др., 2007; Гринько, 2002; Грюнталь, 1997; Долгин, 1998; Evans, 1990; Forsythe, 1991). При различного рода антропогенных воздействиях меняется структура их сообществ, происходят изменения трендов динамики численности отдельных видов. Изучаемый нами вид обитает в открытых пространствах, в агроценозах – обычно абсолютный доминант. Выборки жуков были взяты в разных регионах, которые отличаются как климатическими условиями, так и являются различными точками ареала *P. cupreus*.

Жуков отлавливали стандартно почвенными ловушками Барбера, дифференцировали по полу и проводили индивидуальный обмер особей под бинокулярным микроскопом на предмет шести мерных признаков, характеризующих габитус жука – длина и ширина надкрылий, переднеспинки, длина головы и расстояние между глазами. Результаты были обработаны как методами описательной статистики, так и многомерным анализом в пакете Statistica 6.0.

Половой диморфизм (ПД) – анатомические различия между женским и мужским полом. Все признаки можно разделить на три группы по степени различия между полами:

- признаки, которые являются видовыми, и по которым между полами нет никаких различий, например, количество лапок, щетинок у жужелиц; ПД по ним проявляется в патологии;

- признаки, которые встречаются и у женского, и мужского пола, но распределены в популяции с разной частотой и степенью выраженности; это количественные признаки (размер, вес, пропорции), многие морфофизиологические и этолого-психологические признаки; ПД по ним проявляется как отношение средних значений, именно этот тип ПД нас интересует, поскольку является «компасом» эволюции признака;

- третья группа – признаки, присущие только одному полу; это первичные и вторичные половые признаки; ПД по ним – генотипический, поскольку информация о признаке записана в генотипе у обоих полов, а фенотипически проявляется только у одного; он обнаруживается в виде реципрокных эффектов.

В нашем исследовании, таким образом, рассматривается второй вид ПД, который проявляется на уровне популяций. Мы берем в анализ морфометрические признаки, о которых речь шла выше. Анализируем, насколько отличаются самки и самцы жужелиц одного и того же вида в разных частях ареала, при разном антропогенном воздействии, в различающихся (характерных и не характерных для данного вида) биотопах. Причем сравнительный анализ идет в двух аспектах: 1 – по размерам; 2 – по морфометрической структуре (то есть связи метрических признаков) отдельно в самцовой и самочной частях единой панмиктической популяции. Для карабидологов понятно, что у жужелиц самки крупнее самцов. Примечательно то, что в разной экологической ситуации и в разных географических районах степень выраженности этого различия разная.

Обратимся к результатам. На рис. представлены значения расстояния Махаланобиса при дискриминантном анализе (обозначены сплошной заливкой диаграмм) и количество статистически значимых различий по разным признакам между самками и самцами каждой популяции, полученные в результате попарного сравнения признаков по коэффициенту Стьюдента (обозначены штриховкой).

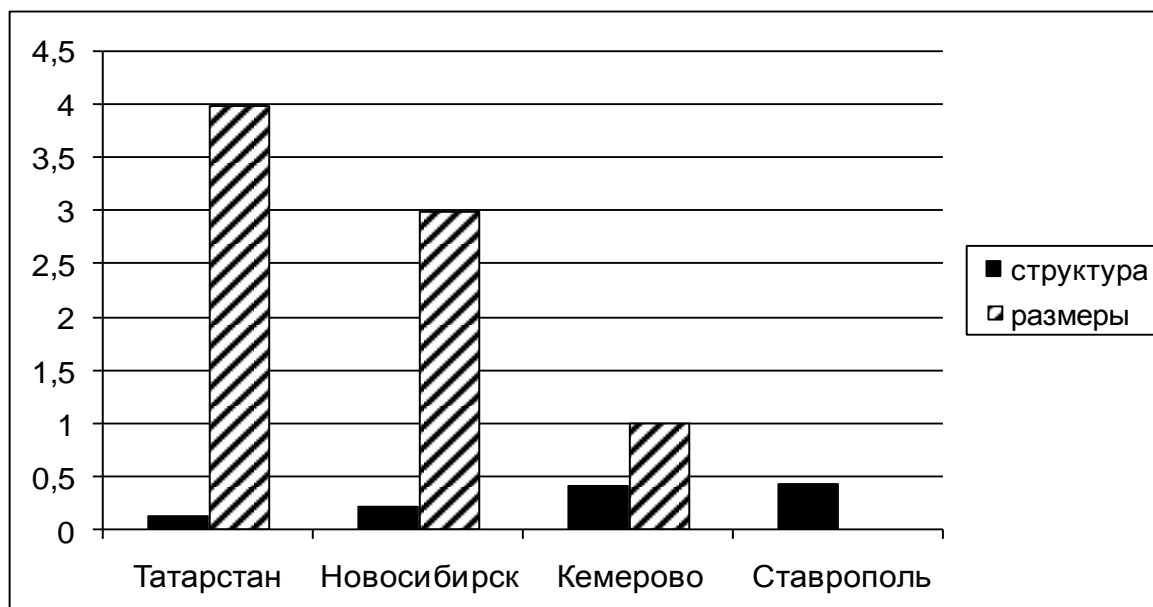


Рис. Половой диморфизм в популяциях *P. cupreus* (объяснения в тексте)

Первые характеризуют значения полового диморфизма по структуре, вторые – по размерам. Просматривается следующая картина: чем больше отличаются самки и самцы по структуре, тем меньше между ними различий по конкретным размерам и наоборот. По всей видимости, это является компенсаторным механизмом, препятствующим разделению вида на подвиды.

Для первичного анализа изменчивости признаков был проведен анализ главных компонент как для всей популяции (данные по всем видам были объединены в общую таблицу), так и по отдельным видам. Анализ проводился с учетом пола и разной изменчивости мерных признаков (выполнялась их нормирование для получения единичной дисперсии). Анализ общей базы показал, что первая главная компонента (PC1) объясняет 43% дисперсии, а ее нагрузки имеют одинаковые знаки и близкую величину, что позволяет интерпретировать PC1 как «масштаб» жужелицы. Таким образом, PC1 отражает синхронное изменение размеров с учетом аллометрии (максимальная нагрузка отличается от минимальной в 2 раза). Остальные главные компоненты можно интерпретировать как различные направления отклонения от общей тенденции, поскольку их нагрузки имеют различные знаки и величину (табл.).

Анализ методом главных компонент метрических признаков жужелиц

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Длина надкрылий	-0,4454993	0,1636936	-0,47156040	0,2844175	-0,6654649	-0,1692004
Ширина надкрылий	-0,1323254	-0,8844050	-0,07138850	0,1804822	-0,1005425	0,3905622
Длина переднеспинки	-0,5080505	-0,1481764	0,07318298	0,3737985	0,5454645	-0,5266078
Ширина переднеспинки	-0,4475519	0,1943999	-0,48175490	-0,3666156	0,4111550	0,4757760
Длина головы	-0,3869750	0,3014779	0,63515122	0,3186478	-0,1060480	0,4931143
Расст. между глазами	-0,4193480	-0,2009869	0,36286894	-0,7147476	-0,2630998	-0,2683133

Следует отметить, что такой анализ отражает как изменение размера жужелиц между видами (которое достаточно велико), так и изменение размеров между полами, поэтому его результаты мало пригодны для вычленения влияния внешних факторов на размер и структуру жужелиц. Поэтому нами предпринимаются попытки вычленения доли изменчивости различных признаков, которые определяются разными причинами – антропогенное влияние, влияние биотопа, половые особенности. Это позволит проследить направление изменения метрических признаков у жужелиц, принадлежащих разным видам и родам, в разных частях ареала. Обобщение таких результатов рисует картину микроэволюционных изменений в таком важном семействе, как карабиды.

Литература

Геодакян, В. А. Эволюционная теория пола [Текст] / В.А. Геодакян // Природа. 1991. М., 1991. № 8. С. 60–69.

Гонгальский, К. Б. Различия реакции герпетобионтов и геобионтов на воздействие Косогорского металлургического комбината (Тульская область) [Текст] / К. Б. Гонгальский, Ж. В. Филимонова, А. Д. Покаржевский, Р. О. Бутовский // Экология. М., 2007. № 1. С. 55–60.

Гринько, Р. А. Экологическая структура популяций жужелиц (Coleoptera, Carabidae) зональных и интразональных экосистем при разной степени их изоляции [Текст]: дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Р. А. Гринько. Н. Новгород, 2002. 189 с.

Грюнталь, С. Ю. Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) как индикаторы рекреационного воздействия на лесные экосистемы [Текст] / С. Ю. Грюнталь, Р. О. Бутовский // Энтомологическое обозрение. 1997. Т. LXXVI. Вып. 3. С. 547–554.

Долгин, М. М. Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) как биоиндикаторы загрязнения окружающей среды нефтепродуктами [Текст] / М. М. Долгин // Проблемы энтомологии в России. СПб.: ЗИН РАН, 1998. Т. 1. С. 118.

Evans, M. E. G. Habits or habitats: do carabid locomotor adaptations reflect habitats or lifestyles? [Text] / M. E. G. Evans. Newcastle: Intercept, 1990. P. 295–305.

Forsythe, T. G. Feeding and locomotory functions in relation to body form in five species of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) [Text] / T. G. Forsythe // J. Zool. 1991. L. 223. P. 223–263.

МОНИТОРИНГ ДИНАМИКИ ЧИСЛЕННОСТИ ГРЫЗУЩИХ ФИЛЛОФАГОВ КАК МЕТОД БИОИНДИКАЦИИ БЕРЕЗОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ

С. А. Максимов, В. Н. Марущак

Ботанический сад УрО РАН, valenma48@rambler.ru

На Урале и Зауралье среди лесной растительности лесостепной и степной зоны преобладают березовые насаждения с абсолютным доминированием березы бородавчатой. В березовых лесах юга Свердловской, Челябинской и Курганской областях часто возникают вспышки массового размножения непарного шелкопряда *Lymantria dispar* L. и видов летне-осенней группы вредителей. Вспышки массовых размножений бывают всегда приурочены к тем или иным насаждениям, которые называются очагами массового размножения. Расположение и конфигурация очагов в разных циклах динамики популяций филофагов никогда в точности не совпадают. Причины приуроченности очагов массового размножения вредителей березы к определенным насаждениям неизвестны (Воронцов, 1982; Коломиец, Артамонов, 1985).

В 1987–2010 гг. мы изучали факторы динамики численности грызущих филофагов Урала, в том числе вредителей березы. Методика исследований включала в себя ежегодные учеты численности вредителей на большом числе постоянных пробных площадей, изучение погодных факторов, вызывающих образование очагов массового размножения, ежегодное получение образцов интактных корней кормовых пород. Проводя наблюдения за динамикой распускания почек и прогревания почвы после схода снега и до июня, мы установили, что очаги массового размножения возникают в тех насаждениях, где начало роста тонких корней и распускания почек или роста побегов совпадают по времени, а деревья в этот момент находятся под влиянием водного стресса, вызванного зимней засухой или быстрым переходом от прохладной к жаркой погоде.

При таких условиях начальные фазы развития тонких (сосущих) корней ингибируются, и данное поколение сосущих корней остается недоразвитым, а в экстремальных случаях не развивается совсем. В результате в насаждении на время, равное средней продолжительности жизни тонких корней (4 года), образуется дефицит физиологически активных корней. Вследствие этого меняется химизм листовой, так что она становится более благоприятной для питания гусениц. У гусениц филофагов повышается выживаемость в старших возрастах, и численность вредителей растет.

Образование очагов массового размножения происходит в течение очень ограниченных отрезков времени – часов или даже десятков минут. Всегда можно указать дату образования очага. Существует не менее 8 методов, позволяющих определить даты возникновения очагов массового размножения непарного шелкопряда (Максимов, Марущак, 2009).

Началу вспышек численности непарного шелкопряда благоприятствуют 4 основных типа погодных сценариев (Максимов, Марущак, 2009):

- жесткая зима и очень быстрый переход от холодной к жаркой погоде в конце апреля или начале мая;

- очень влажная осень, сменяющаяся малоснежной или очень холодной зимой, что приводит к образованию долго не оттаивающего весной слоя почвы на глубине около 1 м, и быстрый переход к жаркой погоде, в конце апреля или начале мая;

- продолжительный период солнечной погоды с сильными ночными заморозками в апреле или первой половине мая и быстрый переход к жаркой погоде, при этом зима может быть мягкой;

- влажный конец осени, выпадение толстого слоя снега в начале зимы с последующим периодом морозов, что приводит к образованию линз льда вокруг оснований стволов, и быстрый переход к жаркой погоде в конце апреля или начале мая; зима в целом также может быть мягкой.

Тепловые свойства почвы весной определяется в основном капиллярными явлениями. Они зависят от количества осадков перед установлением снежного покрова, в предыдущем году толщины слоя снега к началу морозной погоды, динамики температур в ноябре – декабре, иногда январе. Поэтому сроки начала роста сосущих корней (они начинают расти, как только температура почвы превысит пороговые значения) в разных насаждениях сильно варьируют и могут совпадать или не совпадать с промежутком времени, в течение которого может происходить образование очагов массового размножения. Именно с кратковременностью этого критического периода связана неповторимость картины очагов в каждом новом цикле динамики численности и их резко выраженные границы.

Вместе с тем, поскольку для образования очагов необходимо точное совпадение по времени начала массового роста сосущих корней и распускания почек или роста побегов, наиболее интенсивные очаги массового размножения бывают часто приурочены к насаждениям с поверхностными корневыми системами. Так, на юго-востоке Свердловской области в березовых насаждениях около ст. Перебор в Каменск-Уральском районе основная масса корней деревьев сосредоточена в верхнем слое почвы толщиной не более 5–7 см. На постоянных пробных площадях в окрестностях ст. Перебор мы наблюдали за возникновением интенсивных очагов непарного шелкопряда в 1996, 2000, 2004, 2005, 2009 гг. (каждый раз при новом погодном сценарии). В контрольных насаждениях в 30 км западнее в долине реки Сысерти и на юго-западе Свердловской области мы за эти годы ни разу не отмечали роста численности филлофага. В контрольных насаждениях корни берез были распределены довольно равномерно в верхнем слое почвы толщиной 15–20 см и даже более. В березо-

вых лесах около ст. Перебор численность непарного шелкопряда росла или поддерживалась на относительно постоянном высоком уровне с 1996 по 2010 гг., и это оказывало заметное воздействие на всю биоту. Хотя мы ни разу не наблюдали случаи хищничества по отношению к непарному шелкопряду, в популяциях последнего всегда много погибающих и погибших гусениц, предкуколок и куколок. Ими питаются самые различные хищные насекомые. В конце мая появляются многочисленные двукрылые, как паразитоиды, так и сапрофаги непарного шелкопряда, которые служат кормом для птиц и являются хозяевами для сверхпаразитов. Наиболее загадочной для нас явилось постоянно высокая численность в очаге непарника двух видов из сем. *Zygaenidae* (*Silvicola scabiosa* Chev., *Thermopnula filipendulae* L.) гусеницы которых питаются травянистыми растениями (бобовыми). Возможно, высокая численность непарного шелкопряда служит фактором, ускоряющим общий круговорот веществ в экосистеме и меняющим биохимический фон и травянистого яруса.

Несмотря на бедность почв и небольшую толщину гумусного горизонта и соответственно основного корнеобитаемого слоя почвы насаждения с высокой вероятностью возникновения очагов непарника отличаются большой продуктивностью на трофических уровнях консументов, а также повышенным биологическим разнообразием. По-видимому, высокая вероятность начала вспышек численности грызущих филлофагов в насаждениях с поверхностными корневыми системами обусловлена еще одним фактором – хорошо выраженной циклическостью роста сосущих корней. По нашим наблюдениям, очаги массового размножения возникают в годы, когда начинают рост многочисленные поколения тонких корней. Особенно отчетливо это видно на примере летне-осенней группы вредителей березы. Очаги вредителей летне-осенней экологической группы связаны с дефицитом у кормовых растений коралловидных сосущих корней и возникают под действием скачков температуры в начале 3-й декады мая или в 1-й и 2-й декадах июня (Максимов, Марущак, 2010). Интенсивные очаги этих вредителей часто бывают приурочены к тем насаждениям, что и непарного шелкопряда. Так, около ст. Перебор мы отмечали начало вспышек численности летне-осенней группы вредителей в 1991, 1997, 2002, 2007 гг. Их очаги возникают только в определенные годы, годы начала роста многочисленных поколений коралловидных корней, – в лесной и лесостепной зоне в конце каждого десятилетия и начала следующего. Продолжительность популяционного цикла летне-осеннего комплекса вредителей в лесной и лесостепной зоне – 9,8 года (Максимов, Марущак, 2010). Он равен длительности цикла роста коралловидных корней. При переходе к степной зоне, в Челябинской области южнее линии Троицк – Уйское, 10-летний цикл резко сменяется на 5-летний, и совершается фазовый переход в строении коралловидных корней. Об этом свидетельствуют данные наблюдений за возникновением очагов массового размножения. Кроме того, отдельные березовые насаждения во время вспышек численности летне-осенней группы вредителей могут резко отличаться по составу доминирующих видов филлофагов. Эти отличия связаны с различиями насаждений по морфологии коралловидных корней и, очевидно, по выполняемым ими функциям.

Таким образом, у березы бородавчатой имеется не заметная над поверхностью почвы популяционная структура, которая отражает эволюционную адаптацию вида к климатическим и почвенным факторам за счет модификаций физиологически активной части ризосферы деревьев. Мониторинг динамики численности листогрызущих вредителей позволяет выявить эту структуру, а также объяснить повышенное биоразнообразие в березовых насаждениях на бедных почвах.

Литература

Воронцов Н. И. Лесная энтомология. М.: Лесная пром-сть, 1982. 287 с.

Коломиец Н. Г., Артамонов С. Д. Чешуекрылые – вредители березовых лесов. Новосибирск: Наука, 1985. 127 с.

Максимов С. А., Марущак В. Н. К теории динамики популяций непарного шелкопряда на Урале // Аграрный вестник Урала, 2009. № 12. С. 106–109.

Максимов С. А., Марущак В. Н. О причинах вспышек массового размножения летне-осенней группы вредителей березы // Аграрный вестник Урала. 2010. № 1. С. 46–49.

ПОЧВЕННАЯ МЕЗОФАУНА КАК БИОИНДИКАТОР ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ И АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Т. Л. Соколова

*Костромской государственный университет имени Н. А. Некрасова,
boreech@yandex.ru*

Для сохранения и обеспечения нормального функционирования природных экосистем важно определить действительные масштабы различных антропогенных воздействий. Это особенно важно в современных условиях, когда нарушения природной среды достигли критически опасных уровней и носят глобальный характер.

Почвенная мезофауна может выступать как биоиндикаторы почвенно-экологических условий, таких как обилие в почве органических остатков и характера накопления гумуса, общего режима влажности, реакции солевого режима и других параметров, также они и чувствительны к антропогенным воздействиям. Поэтому перспективно использовать педомезобионтов в качестве опережающего индикатора изменений экосистем (Воробейчик и др., 1994). Почвенные беспозвоночные отражают фактическую степень загрязнения экосистем, так как поглощают лишь подвижные формы элементов и пассивно не загрязняются (Безкоровайная, 2001).

Учет почвенной мезофауны проводился общепринятым в почвенно-зоологических исследованиях методом почвенных раскопок. Исследования структуры почвенной мезофауны проводился в пригородных и городских экосистемах. Одновременно с изучением почвенной мезофауны были отобраны образцы почв с типичных пробных участков для изучения физико-химических свойств почв. Исследования физико-химических параметров проводились по общепринятым методикам на базе испытательной лаборатории ФГУ ГСАС «Костромская». На основании проведенных наблюдений была сделана оценка

влияния различных экологических факторов и степени загрязнения почвенной среды на плотность, численность и биоразнообразие почвенной мезофауны.

Структура доминирования мезофауны по численности в почвах объекта исследования различна в контрольных, слабонарушенных и в городских, антропогенно преобразованных экосистемах.

Одной из самых распространенных групп педомезобионтов, характеризующихся высокой активностью переработки органики почв, являются олигохеты, из которых в исследованиях уделяется большее внимание люмбрицидам, так как энхитреиды – это группа, представителей, которое не удается учесть с достаточной полнотой в полевых условиях в виду их небольших размеров. В почвах района исследования нами обнаружено 11 видов люмбрицид.

Основным показателем, лимитирующим распространение того или иного вида дождевых червей, является качество органического субстрата, его количество и доступность для олигохет, поэтому наименьшее видовое разнообразие было отмечено в почвах березняка Макарьевского района (биотоп 10). В данном биотопе выявлено 5 видов люмбрицид – *D. rubidus tenuis*, *O. lacteum*, *L. rubellus*, *E. tetraedra tetraedra* и *A. rosea*. Индекс биоразнообразия по Симпсону в данном биоценозе составил 0,56. В результате изучения основных физико-химических параметров почв березняка Макарьевского района было обнаружено, что здесь отмечается самое низкое из всех обследованных нами пробных площадей, содержание гумуса, которое составило $3,52 \pm 0,53\%$, показатели влажности достигли $13,03 \pm 1,3\%$.

Наибольшее число видов люмбрицид среди городских биоценозов выявлено в смешанном лесу (7) и агроценозе (9). В березняке вблизи завода, по сравнению с другими городскими биоценозами, выявлено наименьшее число видов люмбрицид. Индекс биоразнообразия в данном биоценозе составил 0,81. Такое разнообразие дождевых червей в агроценозе можно объяснить тем, что содержание гумуса в данном биотопе и влажность почв значительно выше по сравнению с почвами в березняке. В почвах агроценоза содержание гумуса составляет 7,09%, а показатели влажности достигают 25,42%. Тогда как, в почвах березняка содержание гумуса – $3,53 \pm 0,53\%$, влажность – 10,2%.

При исследовании почв смешанного леса в пределах г. Костромы также выявлены достаточно высокие показатели влажности и содержание органического вещества. Однако, данный объект подвержен большим антропогенным нагрузкам рекреационной зоны и автодороги. В городских биогеоценозах, по сравнению со слабонарушенными, зарегистрированы достаточно высокие показатели содержания в почве токсичных элементов, таких, как свинец, мышьяк, кадмий и ртуть.

Значительную группу в комплексах педобионтов почв г. Костромы и Костромского Заволжья составляют также многоножки (представители подклассов губоногих и двупарноногих многоножек) и насекомые (представители жу-желиц (личинки и имаго), стафилинов, щелкунов (личинки) и двукрылых (личинки)).

Люмбрициды являются супердоминантной группой и в городских, и пригородных биоценозах, однако их процент от общего числа найденных видов отличается.

В фоновых биотопах (участки 8, 9, 10) доминантными группами являются, прежде всего, дождевые черви (*Lumbricidae*), составляющие от 34,2 до 78,1%. Субдоминанты – личинки и имаго насекомых (*Insecta*) составляют до 32,9%, многоножки (*Miriapoda*) до 23,7%. энхитреиды (*Enchytraeidae*) – 9,2–23,6%, (от общего обилия педобионтов). Относительное обилие численности педобионтов представлено в табл. 4.

В городских биоценозах (участки 1, 2, 3) дождевые черви составили от 55,4 до 71,6%, личинки и имаго насекомых 15,3 – 24%, многоножки 8,6–20,7%, энхитреиды 4,5–10,6%.

В слабонарушенных биоценозах, находящихся в окрестностях г. Костромы, (участки 4, 5, 6) на группу дождевые черви приходится от 51,6 до 68,9% от общего обилия педобионтов, многоножки составляют 13,6–29,4%, насекомые – 9,7–24% и энхитреиды – 6,7–8,9%.

В нарушенных биоценозах дождевые черви остаются супердоминантной группой, главным образом, за счет высокого процента люмбрицид в пределах биотопа, где постоянно ведется выращивание кормовых культур. Доля данной группы составила 71,6% от числа педобионтов, выявленных в агроценозе. Также в исследуемом биоценозе наблюдается достаточно высокий процент и личинок насекомых (преимущественно *Elateridae*) – 4,6% от числа педобионтов в данном биоценозе, что обусловлено их большей устойчивостью к загрязнению вследствие малой проницаемости покровов, и в особенности трофики – питание «отжатым» клеточным соком, содержащим значительно меньше тяжелых металлов, чем клеточные стенки растений. Так, обилие личинок *Elateridae* отмечается и в тех биотопах, в почвах которых выявлено сравнительно большое содержание токсичных элементов, таких как мышьяк и свинец. Высокий процент элатерид (до 11%), наблюдается и в смешанном лесу – парке «Берендеевка», который находится вблизи автомагистрали.

В слабонарушенных биотопах, по сравнению с рекреационными, многоножки составляют больший процент, число их возрастает до 17,3% от общего числа педобионтов в этих биоценозах.

Обилие энхитреид в биоценозах, подверженных антропогенным нагрузкам, составляет 6,5% от числа педобионтов в биоценозах, находящихся в черте города, и 13,9% от числа педобионтов фоновых биоценозов.

При почвенно-зоологических исследованиях важным является выявление наличия тяжелых металлов в почве, так как многие из них накапливаются в подстилке, отрицательно влияя на жизнедеятельность почвенных организмов, осуществляющих ее разложение. Определение наличия таких элементов как свинец, кадмий, мышьяк и ртуть в почвах ряда пробных площадей показали, что содержание данных токсичных элементов находится в пределах чувствительности метода контроля. Однако концентрация тяжелых металлов в почвах сильно отличается в исследуемых нами биогеоценозах. Так, максимальное содержание свинца и кадмия отмечается в почвах агроценоза, находящегося в

пределах г. Костромы. Содержание свинца в почвах данного биоценоза составило $56 \pm 0,71$ мг/кг, а кадмия – $0,35 \pm 0,0032$ мг/кг. Данный факт связан, очевидно, с захоронением различных бытовых отходов в связи с отсутствием системы их утилизации. В почвах березняка вблизи завода «Силикатный» и в агроценозе, находящегося в 10-ти километрах от г. Костромы, выявлено максимальное количество мышьяка, а в парке «Берендеевка» высокое содержание ртути, которое достигло концентрации $0,78 \pm 0,015$ мг/кг. В городских биоценозах подстилка леса наиболее подвержена антропогенному воздействию, к накоплению загрязняющих веществ, в частности, тяжелых металлов, и виды, здесь обитающие, оказываются наиболее чувствительными. Поэтому в городских биоценозах выявляется небольшой процент подстилочных форм, достигший порядка 27,2%.

Таким образом, в городских и фоновых биоценозах абсолютными доминантами являются люмбрициды. На эту группу приходится 59,3% от общего числа обнаруженных нами представителей почвенной мезофауны. Субдоминантной группой, уступающей по численности, в городских биоценозах являются личинки и имаго насекомых (19,5%), а в пригородных – многоножки (17,3%). Это объясняется тем, что в нарушенных биогеоценозах подстилка большей частью маломощна и фрагментарна вследствие антропогенных нагрузок.

Литература

Безкоровайная И. Н. Биологическая диагностика и индикация почв. Красноярск: Красноярск. Гос. аграр. ун-т, 2001. 40 с.

Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. 279 с.

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РИСКА ОТ ПРИМЕНЕНИЯ АЗИДА НАТРИЯ ПРИ ДЕЗИНВАЗИИ УРБАНОЗЁМОВ

Л. Б. Попов¹, Л. И. Домрачева^{1,2}, О. Б. Жданова²

*¹ Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,*

*² Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@rambler.ru*

Заболевания, вызываемые паразитическими червями, становятся существенной санитарно-социальной проблемой, особенно острой на урбанизированных территориях. Яйца гельминтов иногда сохраняют жизнеспособность в почве в течение года, хорошо перезимовывая под снегом. Поэтому так важна разработка методов дезинвазии урбанозёмов в местах выгулов собак, иных территорий, где велика вероятность нахождения бродячих животных.

В течение нескольких лет предпринимаются попытки использования с этой целью 0,1–0,5% растворов азидата натрия (Ашихмин и др., 2007), который

уже используется в медицинской и ветеринарной практике для консервации биообъектов вместо формалина.

Рекогносцировочные опыты показали, что азид натрия действует на высшие растения (смесь газонных трав, 3-хнедельные 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 м². Пробы почвы на альгомикологический 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 части.

Результаты. 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. 1). Особенно показателен факт появления в опытном варианте цианобактерий (ЦБ), которые отсутствуют в контроле.

Таблица 1

**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. 2). 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.

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 азидов существенно ниже, чем через 2 недели и более близка таковому показателю в контрольном варианте (табл. 1 и 2).

Таблица 2

Влияние азидов натрия на почвенные микробные комплексы под посевами газонных трав

Вариант	Фототрофы, численность клеток, тыс./г			Мицелий микромицетов		
	Водоросли	Цианобактерии	Всего	Длина, м/г	Бесцветный, %	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

Определение урожая газонных трав, учитывая биомассу корневой системы, показывает, что внесение азидов натрия до посева действует аналогично внесению удобрений, тогда как обработка азидом натрия посевов провоцирует гербицидный эффект и приводит к существенному снижению урожая (табл. 3).

Таблица 3

Влияние азидов натрия на урожай газонных трав (г/м² 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, утраты декоративных качеств газонов. О токсикозе почвы в данном варианте свидетельствует также максимальный уровень развития микромицетов с окрашенным мицелием.

Литература

Ашихмин С. П., Жданова О. Б., Распутин П. Г., Мартусевич А. К. Применение азидов натрия для борьбы с токсикацией // Естественное и гуманистическое. Сб. науч. трудов. Томск, 2007. Т. 4. № 2. С. 44.

Жданова О. Б., Ашихмин С. П. и др. Возможность применения азида натрия для обеспечения биобезопасности почв урбанизированных территорий // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. Матер. 10-й Всеросс. научно-практ. конф. Кирово-Черецк, 2008. С. 108.

Попов Л. Б., Домрачева Л. И. и др. Изучение безопасности азида натрия для высших растений и почвенных микроорганизмов // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития. Матер. Всеросс. научно-практ. конф. Выпуск 5. Ч. 1. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2007. С. 128–131.

ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ АЛЬГО-ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ ГРУППИРОВОК В ПОЧВАХ РАЗЛИЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Л. И. Домрачева^{1,2}, Т. С. Елькина²

*¹ Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,*

*² Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@rambler.ru*

Международная конференция, посвящённая 100-летию со дня рождения Эмилии Адриановны Штиной, «Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах», которая проходила с 11 по 15 октября 2010 г. в Вятской ГСХА, показала, что почвенные водоросли по-прежнему являются объектом глубокого изучения специалистами-биологами разных профилей. В частности, остаются актуальными вопросы, связанные с выявлением количественных характеристик альгоценозов различных регионов России. Определение численности и биомассы водорослей и цианобактерий (ЦБ) в динамике, их изменения под влиянием разнообразных возмущающих факторов служат не только для простой констатации параметров данного типа микробценозов, но и позволяют сравнить вклад в протекание почвенных процессов микрофототрофов и сапротрофной составляющей педоценозов. Кроме того, как неоднократно показано ранее и подтверждено исследованиями последних лет, водоросли и ЦБ, вернее, их группировки, успешно применяются для индикации состояния почвы (Штина, Голлербах, 1976; Штина, 1990; Домрачева, 2005; Кузяхметов, 2006; Кабиров, и др., 1997; 2010, и др.).

Цель данной работы – сравнить особенности развития альго-цианобактериальных группировок (в количественном аспекте) в почвах таких экосистем, как лес (елово-сосновый), луг (злаково-разнотравный), поле (после посева овса), огород, а также на антропогенно нарушенных территориях: свалках твёрдых бытовых отходов (ТБО) и промышленных отходов (ПО).

Исследования были проведены в Даровском районе Кировской области, который относится к числу относительно благополучных в экологическом плане. Для проведения количественного анализа популяций микрофототрофов отбирали почвенные образцы с глубины 0–5 см по стандартным микробиологическим методикам в один и тот же день в конце сентября 2009 г. Подсчёт численности клеток водорослей и ЦБ проводились на фиксированных мазках под

микроскопом в 9-кратной повторности, определение их биомассы – объёмно-расчётным методом (Домрачева, 2005).

Исследуемые почвы следующие: под лесом – подзолистая, под полем и огородом – дерново-среднеподзолистая, под лугом – пойменная, под свалками – дерново-среднеподзолистая. Во всех почвах pH_{KCl} не превышает 4,4, т.е. почвы кислые. Содержание гумуса не выше 2%.

Результаты нашей работы показывают, что плотность клеток в альго-цианобактериальных группировках колеблется от 800–900 тыс. до 1,3–1,5 млн/г почвы (табл. 1).

Таблица 1

Количественная характеристика комплексов почвенных микрорфототрофов различных экосистем (тыс. клеток/г почвы)

Экосистема	Водоросли		Цианобактерии	Всего
	Зелёные	Диатомовые		
Луг	117	83	1329	1529
Поле	83	66	700	849
Огород	67	200	1133	1400
Лес	100	50	780	930
ТБО	70	80	680	830
ПО	17	300	1000	1317

Максимальное обилие фототрофов выявлено в луговой и огородной почвах, а также в почве, занятой промышленными отходами, в данном случае – отходами лесопилок. Однако разница между максимальными и минимальными показателями суммарной численности клеток водорослей и ЦБ невелика и не превышает 1,8 раза. В то же время аналогичная разница между отдельными группами водорослей намного выше и составляет: для зелёных водорослей – 6,9; для диатомей – 6,0. При этом численность водорослей во всех экосистемах намного ниже, чем численность ЦБ, что отчётливо видно при сравнении структуры популяций альго-цианобактериальных комплексов в почвах различных экосистем (рис.).

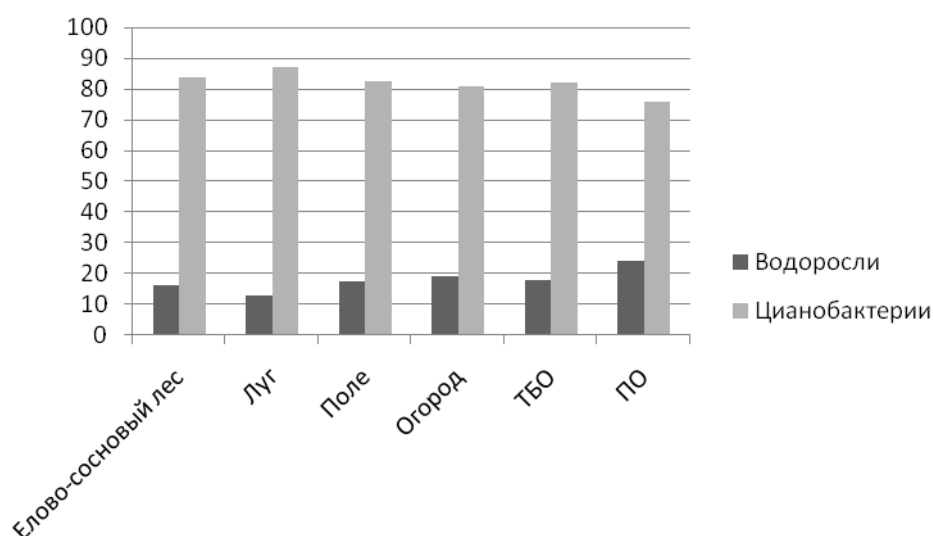


Рис. Структура популяций фототрофов (%)

Исходя из полученных результатов, можно сделать три вывода: 1) водоросли являются более чувствительными по сравнению с ЦБ к особенностям почвенного режима в разных экосистемах; 2) во всех экосистемах преобладающей группировкой фототрофов являются ЦБ, что согласуется с результатами многочисленных исследований, проведённых в России, о том, что при естественном ходе сезонных сукцессий, не нарушаемых резким антропогенным вмешательством, завершающая фаза сукцессии связана с абсолютным доминированием ЦБ; 3) уровень развития фототрофов свидетельствует об отсутствии негативного воздействия на почвенную микрофлору.

Интенсивность протекания почвенных процессов зависит не только от микрофототрофов, но и от микромицетов. Сравнение обилия альго- (включая ЦБ) и микрофлоры, выраженное в показателях их биомассы, показывает, что во всех экосистемах, кроме огорода, основной вклад в создание микробной биомассы вносят микромицеты, биомасса которых может достигать более тонны на 1 га (табл. 2).

Таблица 2

**Показатели биомассы альго- и микрофлоры в почвах
различных экосистем (кг/га)**

Экосистема	Альгофлора	Микофлора	Всего
Луг	157,8	802,8	960,6
Поле	99,1	172,2	271,3
Огород	219,0	27,6	246,6
Лес	95,4	1717,7	1813,1
ТБО	106,2	1118,4	1224,6
ПО	273,5	378,5	652,0

При этом вклад в структуру альго-микологических комплексов фототрофов максимальный в экосистеме огорода (88,8%), а у микромицетов доля в структуре биомассы достигает 91,3 и 94,7% в экосистемах леса и ТБО, соответственно (табл. 3).

Таблица 3

**Структура альго-микологических комплексов в почве
различных экосистем (%)**

Экосистема	Фототрофы	Микромицеты
Луг	16,4	83,6
Поле	36,5	73,5
Огород	88,8	11,2
Лес	5,3	94,7
ТБО	8,7	91,3
ПО	41,9	58,1

Следовательно, анализ структуры биомасс чётко диагностирует величину растительного опада или иных объектов, попадающих в почву и служащих субстратом для массового размножения грибов.

Таким образом, комплексное определение количественных параметров альго-цианобактериальных группировок и альго-микологических комплексов в

целом является одним из подходов при накоплении базы данных в осуществлении биомониторинга почв различных экосистем.

Литература

Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.

Кабилов Р. Р., Сагитова А. Р., Суханова Н. В. Разработка и исследование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории // Экология, 1997. № 6. С. 408–411.

Кабилов Р. Р., Гайсина Л. А., Сафиуллина Л. М., Бакиева Г. Р., Сафиуллин С. Ю. Модели трансформации сообществ почвенных водорослей в условиях антропогенного загрязнения // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах. Матер. междунар. научно-практической конференции, посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 140–145.

Кузяхметов Г. Г. Водоросли зональных почв степи и лесостепи. Уфа: РИО БашГУ, 2006. 286 с.

Штина Э. А. Почвенные водоросли как экологические индикаторы // Ботан. журн., 1990. Т. 75. № 4. С. 441–453.

Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДА ТРЕФЛАНА НА ПОЧВЕННЫЕ МИКРОБНЫЕ КОМПЛЕКСЫ

Г. И. Березин¹, Л. И. Домрачева^{1,2,3}, А. В. Помелов³

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

*³ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@rambler.ru*

Применение пестицидов для борьбы с сорняками, вредителями и возбудителями болезней растений до сегодняшнего дня остаётся одним из основных способов сохранения урожая. Почва при этом становится резерватом, в котором складываются на неопределённо долгий срок как сами пестициды, не попавшие в мишень, для которой они предназначены, так и продукты их химической и биологической деградации, часто более токсичные, чем первоначальный продукт. В одном из последних обзоров литературы по биотрансформации пестицидов показано, что разложение пестицидов в почве может происходить в результате абиотических (фотодеградация, химическое разложение) и биологических процессов, таких, как трансформация корнями растений и почвенной микрофлорой (Ашихмина и др., 2010). Особенно велика в этих процессах роль почвенной микрофлоры, обладающей множеством путей метаболических превращений пестицидов. Вероятно, вычленив функции конкретных видов микробов в деструкции пестицидов в природной среде невозможно. Однако группировки микроорганизмов могут использоваться в целях биодиагностики почвы как неспецифические агенты при загрязнении почвы различными поллютантами, включая и пестициды.

Цель данной работы – изучить в модельных опытах влияние гербицида трефлан на интенсивность развития водорослей и микроскопических грибов.

Для опытов использовали дерново-среднеподзолистую полевую почву, которую помещали в чашки Петри в количестве 50 г и увлажняли до 60% от полной влагоёмкости водой в контрольном варианте, а в других вариантах – растворами трефлана в концентрациях 0,0002 г/л (производственная доза), 0,000025 и 0,0025 г/л. После увлажнения почвы на гладко выровненную поверхность раскладывали покровные стёкла, на которых впоследствии проводили микроскопический количественный учёт клеток водорослей, цианобактерий (ЦБ), фрагментов грибного мицелия и определяли суммарную длину гифов микромицетов с помощью окуляр-микрометра. Время экспозиции – 1 месяц.

Испытуемый препарат относится к селективным довсходовым гербицидам длительного действия для уничтожения однолетних сорняков в посевах многих сельскохозяйственных культур. Действующее вещество: трифлуралин (2,6-динитро-4-трифторметил-N,N-дипропиланилин). Его выбор обусловлен широким использованием в сельском хозяйстве для борьбы с однолетними злаковыми и некоторыми двудольными сорными растениями и длительной устойчивостью продуктов разложения в почве. Установлено, что при фотохимическом разложении трефлана и подобных соединений образуются алкил- и диалкилбензимидазолы, азоксианилины и ряд других веществ. Производные бензимидазола достаточно стабильны и могут сохраняться в объектах окружающей среды достаточно длительное время.

Результаты. Выявлен стимулирующий эффект трефлана на развитие всех групп фототрофов при концентрациях данного препарата 0,000025 и 0,00025 г/л и депрессивный – вплоть до полного подавления развития зелёных водорослей и азотфиксирующих цианобактерий – при максимальной используемой концентрации (табл. 1). Производственная доза трефлана (0,00025 г/л) в наибольшей степени способствовала развитию водорослей и азотфиксирующих (гетероцистных) ЦБ.

Таблица 1

Влияние трефлана на фототрофные микробные комплексы

Концентрация трефлана, г/л	Численность клеток, тыс./см ²				
	Зелёные водоросли	Диатомеи	БГЦ ЦБ	ГЦ ЦБ	Всего
0 (контроль)	2,425±0,075	0,125±0,01	184,550±10,45	2,540±0,014	189,640
0,000025	3,925±0,25	20,062±1,5	1717,500±0,55	25,500±2,1	1766,987
0,00025	27,250±6,75	26,0±0,97	1699,500±61,7	98,500±4,5	1752,25
0,0025	0	2,062±0,017	27,750±0,3	0	29,812

Условные обозначения: БГЦ ЦБ – безгетероцистные цианобактерии; ГЦ ЦБ – гетероцистные цианобактерии.

Для безгетероцистных ЦБ в диапазоне концентраций 0,000025-0,00025 г/л трефлан практического влияния не оказал. Исчезновение зелёных водорослей и азотфиксирующих ЦБ при концентрации 0,0025 г/л – опасный сигнал, свидетельствующий о химическом токсикозе почвы. Интересно поведение диатомовых водорослей, которые стабильно сохраняются в структуре фототрофных

комплексов, причём в количестве, превышающем контрольные показатели. В дальнейших экспериментах представляется перспективным направлением выявление причин специфической резистентности диатомей к трефлану, а также возможности использования группировок диатомей в мониторинговых оценках состояния почвы аналогично тому, как используется данный отдел водорослей в оценке качества поверхностных вод (Куликовский, 2010).

Анализ структуры фототрофных комплексов показывает, что водоросли в сравнительном плане являются более стойким компонентом альгоценозов по сравнению с ЦБ по отношению к трефлану, а среди ЦБ малые и средние концентрации трефлана несколько стимулируют развитие их гетероцистных форм (табл. 2). Однако при концентрации трефлана 0,0025 г/л азотфиксаторы полностью выбиваются из структуры популяций ЦБ и абсолютное доминирование переходит к безгетероцистным формам. Аналогичная устойчивость безгетероцистных форм ЦБ неоднократно была установлена ранее и для других поллютантов (Домрачева и др., 2009).

Таблица 2

Влияние трефлана на структуру популяций фототрофных комплексов (%)

Концентрация трефлана, г/л	Водоросли	ЦБ	БГЦ ЦБ	ГЦ ЦБ
0 (контроль)	1,3	98,7	98,6	1,4
0, 000025	1,3	98,7	98,5	1,5
0,00025	3,0	97,0	94,2	5,8
0,0025	6,0	93,1	100	0

Примечание: условные обозначения те же, что и в табл. 1.

Кроме фототрофов, другим постоянным компонентом педоценозов являются микромицеты. Степень их развития в полевых почвах незначительна по сравнению с луговыми и лесными фитоценозами. Так, в исследуемой почве в момент её отбора длина мицелия составляла 74 м/г, тогда как в луговой и лесной почве этот показатель был 343 и 734 м/г, соответственно (Домрачева, Елькина, 2000). В ходе месячной сукцессии в модельных лабораторных опытах с трефланом микромицеты наряду с фототрофами вошли в состав поверхностных разрастаний, достигая максимальных показателей по длине мицелия и количеству грибных фрагментов в варианте с концентрацией трефлана 0,00025 г/л (табл. 3). Ингибирующий эффект оказала только максимальная доза.

Таблица 3

Влияние трефлана на уровень развития микоценозов

Концентрация трефлана, г/л	Длина мицелия, см/см ²	Количество фрагментов мицелия, тыс./см ²
0 (контроль)	5,32±0,39	415±75
0, 000025	3,80±0,13	725±20
0,00025	8,26±1,9	975±47,5
0,0025	1,60±0,11	320±0,49

В то же время нарастание концентрации данного ксенобиотика в почве приводит к неуклонному возрастанию в структуре популяций микро-

мицетов доли темноокрашенных меланизированных форм, что явно свидетельствует о возрастании токсикоза почвы (табл. 4).

Таблица 4

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 альго-цианомикологических комплексов доли безгетероцистных формикросм ЦБ и микромицетов с меланизированным мицелием.

Литература

Ашихмина Т. Я., Колупаев А. В., Широких А. А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор литературы) // Теор. и прикл. экология, 2010. № 2. С. 4–12.

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) // Теор. и прикл. экология, 2009. № 3. С. 23–27.

Куликовский М. С. Виды рода *Eunotia* Ehrenberg (Vacillariophyta) в экосистемах России: состав, распространение и экологическая толерантность // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 187–189.

ВЛИЯНИЕ ИНТЕНСИВНОСТИ РАЗРЕЖИВАНИЯ ДРЕВОСТОЯ ПРИ РУБКАХ УХОДА НА ФУНКЦИОНАЛЬНУЮ АКТИВНОСТЬ ПОЧВЕННОЙ БИОТЫ

Г. И. Антонов, Д. А. Семенякин
Институт Леса СО РАН, Красноярск, egoan@yandex.ru

Усиление антропогенного воздействия на лесные экосистемы всегда сопровождается изменением биологического потенциала почвы. Рубки ухода за лесом, проводимые с целью улучшения породного состава, структуры и повышения продуктивности древостоев являются одним из мощных экзогенных факторов, приводящих к изменению экологической обстановки, в том числе почвенных условий. Предполагаемые изменения структуры почвенной биоты в результате изреживания древостоя переходят в функциональные, что также находит отражение в трансформации отдельных параметров среды после проведения рубок ухода.

Цель данной работы – оценить влияние интенсивности разреживания древостоя на показатели функциональной активности почвенной биоты.

Представленная работа является частью комплексных биогеоценотических исследований, проводимых на территории экспериментального хозяйства «Погорельский бор» Института Леса СО РАН, территориально входящего в Красноярскую островную лесостепь (N 56°22' E 92°57').

Исследования проводились после проведения рубок ухода в сосняке бруснично-разнотравном (интенсивность разреживания древостоя – 42%) и разнотравно-зеленомошном (интенсивность разреживания древостоя – 27%). Контролем послужил бруснично-разнотравный сосновый древостой (состав – 10С, полнота – 1,0).

Основной фон почвенного покрова Погорельского стационара составляют дерново-подзолистые почвы, занимающие повышенные участки водоразделов и их пологие склоны. Они формируются на супесях и ленточных легких суглинках, в основном, под сосновыми насаждениями II и III классов бонитета.

Запасы подстилок и напочвенной растительности, а также фракционный состав подстилок определялись общепринятыми в биогеоценологии методами (Дылис, 1978; Карпачевский, 1981). Для оценки функциональной активности почвенной биоты были использованы следующие показатели: целлюлозоразлагающая активность микрофлоры (аппликационный метод) и трофическая активность беспозвоночных (bait-lamina test) (Аристовская, Худякова, 1977; Kratz, 1998). Активность каталазы определяли газометрическим методом Галстяна, активность уреазы определялась колориметрическим методом Щербаковой (Хазиев, 2005).

Анализ запасов напочвенного покрова на второй год после несплошных рубок в сосняке с 27%-м разреживанием древостоя показал их увеличение более чем в три раза (131 г/м²) по сравнению с контролем (43 г/м²). При более сильном разреживании древостоя (42%) запасы травянистого яруса близки к исходному состоянию (51 г/м²). Запасы подстилки контрольного соснового древостоя составили около 3 кг/м². 27%-ое разреживание сосняка способствовало увеличению ее массы до 4,5 кг/м². В сосняке бруснично-разнотравном с 42%-ым разреживанием древостоя запасы подстилки в 2 раза ниже. В ненарушенном контрольном сосняке запас фракций хвои, коры и шишек варьирует от 4 до 11%. После рубок их доля увеличивается до 27%. Такая разница во фракционном составе может быть вызвана дополнительным поступлением в подстилку порубочных остатков после проведения рубок ухода.

Анализ гидротермических условий до и после проведения рубок показал, что температура почвы в слое 0-30 см на участках, пройденных рубкой ухода, составила в среднем за сезон $+14^{\circ}\text{C}$, что на четыре градуса выше, чем на контроле. Влажность почвы менее разреженного сосняка разнотравно-зеленомошного составила в среднем за сезон 37,3%, в то время как в сосняке бруснично-разнотравном с более высокой интенсивностью разреживания древостоя влажность почвы за этот же период времени составила 30,6%. Изменение гидротермических условий и инсоляционного режима в нарушенных рубкой сосняках, имеющих важное экологическое значение, отражается на функциональной активности почвенной биоты. В сосняке разнотравно-зеленомошном (27%-ое разреживание) процент перфорации питательного субстрата увеличился в два раза по сравнению с контрольным сосняком и составляет 60,4%. При более высокой интенсивности разреживания древостоя отмечено угнетение трофической активности почвенных организмов, и перфорация питательного субстрата составляет 24,3% (рис. 1).

Оценка актуальной целлюлозоразлагающей способности почвы показала, что в ненарушенном рубкой сосняке потеря целлюлозы хлопчатобумажных полотен составил 5,7%. После рубок ухода активность целлюлозоразложения увеличивается, причем, при 27%-ом разреживании древостоя в 1,5 раза, при 42%-ом - более чем в 3 раза (рис. 1). В тоже время отмечено, что снижение сомкнутости древостоя приводит к угнетению потенциальной целлюлозоразлагающей способности почвы и сокращению разницы между потенциальной и актуальной активностью целлюлозоразложения с 29 до 7%.

В основе разложения и синтеза органических компонентов почвы лежат окислительно-восстановительные процессы, характер и направленность которых можно рассмотреть в динамике ферментативной активности почвы. Возрастание активности каталазы и уреазы по мере интенсивности разреживания древостоя свидетельствует о высокой биохимической активности дерново-подзолистой почвы и усилении круговорота азотсодержащих соединений в ней после проведения рубок ухода (рис. 2).

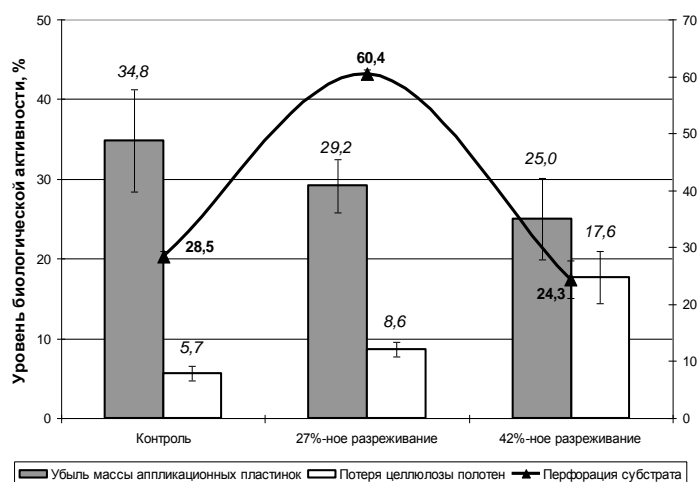


Рис. 1. Трофическая активность почвенной биоты и целлюлозоразлагающая способность почвы

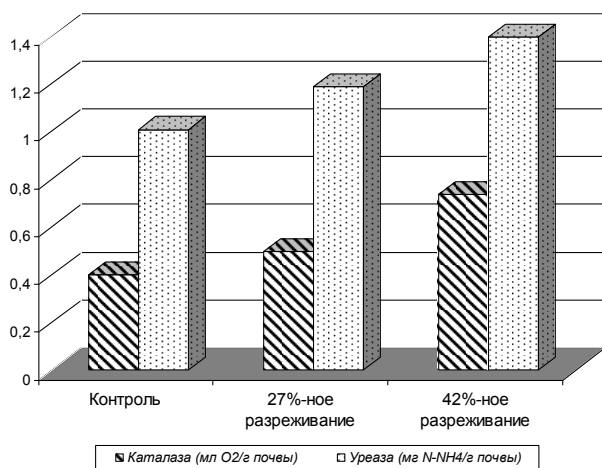


Рис. 2. Ферментативная активность почвы в зависимости от интенсивности разреживания древостоев

Полученные данные о запасах подстилки, напочвенного покрова и соотношении некоторых показателей биологической активности позволяют говорить о зависимости функциональной активности почвенной биоты от интенсивности разреживания древостоя. Удаление части древостоя, способствует активизации биологической активности почвы. При увеличении разреживания на фоне активизации процессов целлюлозоразложения сокращаются различия между потенциальной и актуальной биологической активностью.

увеличивается активность почвенных ферментов окислительно-восстановительной группы и азотного метаболизма. В тоже время, интенсивное разреживание, обуславливая значительную трансформацию гидротермических условий, приводит к снижению трофической активности почвенной биоты. Таким образом, влияние интенсивности разреживания древостоя при проведении рубок ухода на биологическую активность почвы не однозначно. Различия в динамике и ответной реакции почвенной биоты разных функциональных групп могут быть обусловлены тем, что при поступлении в почвенную систему дополнительной клетчатки в виде порубочных остатков, в процесс трансформации органического вещества включается пул самых разнообразных почвенных организмов, создавая условия для лесовозобновления.

Работа проведена при поддержке гранта РФФИ-Сибирь № 09-04-98013.

Литература

- Аристовская Т. В. Методы изучения микрофлоры почв и ее жизнедеятельности / Т. В. Аристовская, Ю. А. Худякова. В сб.: Методы стационарного изучения почв. М.: Наука, 1977, С. 241–286.
- Дылис Н. В. Основы биогеоценологии / Н. В. Дылис. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1978. 152 с.
- Карпачевский Л. О. Лес и лесные почвы / Л. О. Карпачевский. М.: Лесная промышленность, 1981. 264 с.
- Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии / Ф. Х. Хазиев. Ин-т биологии Уфим. НЦ. М.: Наука, 2005. 252 с.
- Kratz W. The Bait-Lamina Test. General Aspects, Applications and Perspectives // Environ. Sci. & Pollut. Res. 1998. № 5 (2). P. 94–96.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОСОРБЕНТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ СРЕД ШЛАМОНАКОПИТЕЛЯ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЯНЫМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ

*И. Э. Шаранова, * А. В. Гарабаджиу, М. Ю. Маркарова,
Т. Н. Щемелинина, И. В. Груздев*

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, scharapova@ib.komisc.ru,

** Санкт-Петербургский Технологический институт, gar-54@mail.ru*

Нефть и нефтепродукты являются основными и наиболее опасными токсикантами, поступающими в водные экосистемы. Перспективным направлением в технологии очистки воды от нефтяных углеводородов (НУГВ) является использование иммобилизованных на пористом носителе форм углеводородокисляющих микроорганизмов (УОМ), обладающих рядом преимуществ по сравнению со свободными клетками биопрепарата, наиболее ценным из которых следует считать положительную плавучесть носителя. Применение биосорбентов позволяет увеличить эффективность биоремедиации водной поверхности от пленочных нефтезагрязнений совмещением процессов сорбции и биодеструкции НУГВ в одном материале. При очистке водных сред, содержащих загрязнения, представляющие водно-масляную эмульсию или сложные водорастворимые комплексные загрязнения из отходов промышленных предприятий, при высоких концентрациях нефтепродуктов и водорастворимых НУГВ, трудно предсказать перспективность использования биосорбентов.

В лабораторном эксперименте были проведены испытания разработанных комплексных биосорбентов на водных средах природных объектов при сложном загрязнении, в том числе и НУГВ (табл. 1). Использовалась загрязненная вода из объектов №1, №2, №3 шламонакопителя аэропорта г. Сыктывкар при исходном комплексном загрязнении с содержанием НУГВ соответственно 2,1; 1,6 и 540000 мг/дм³. Исследование загрязненных водных сред разделили на два опыта. Цель опыта 1: Определение эффективности применения комплексных биосорбентов с иммобилизованными монокультурами в присутствии зеленых микроводорослей для очистки от НУГВ водных сред из объектов №1 и №2, загрязненных водорастворимыми сложными загрязнителями. Цель опыта 2: Определение жизнеспособности и активности ассоциации различных таксономических культур микроорганизмов (м/о), внесенных с биосорбентом в иммобилизованном виде и в виде биомассы свободных клеток зеленых микроводорослей в водную среду объекта №3, представляющую однородную водно-масляную эмульсию при высокой концентрации загрязнения НУГВ.

В опыте 1 использованы биосорбенты с иммобилизованными адсорбционным способом монокультурами бактерий (*Rhodococcus egvi*), дрожжевого (*Rhodotorula glutinis*) и мицелиального (*Trichoderma lignorum*) грибов на гидрофобном носителе сорбенте Сорбонафт. Комплексные биосорбенты получены смешиванием в соотношении масс бактериального и грибного биосорбентов 1:1. Сорбент Сорбонафт и комплексные биосорбенты (б/с), а также накопительную культуру микроводорослей (МВ) *Chlorella vulgaris bajer* с биомассой 3,5

г/л и 3,5% раствор азофоски вносили в разлитую в повторностях загрязненную воду объектов шламонакопителя из расчета по 1,5 г общего веса и по 1% соответственно. В течение 60 суток при комнатной температуре и естественном освещении велись наблюдения емкостей с водными средами объектов №1 и №2 шламонакопителя. Определение показателей: остаточное содержание нефтепродуктов (ОСНП) (Методика...,1998), дегидрогеназная активность в сорбенте (Хазиев, 2005), титр и биомасса микроорганизмов (Градова,1999); Σ Ca,Сb-сумма концентраций хлорофиллов а и b зеленых микроводорослей (МВ) в воде (Методы...,1975).

В опыте 2 испытание комплексного бактериально-грибного биосорбента, составленного из биосорбентов с иммобилизованными монокультурами бактерий, дрожжевого и мицелиального грибов в соотношении масс 1:1:1, в присутствии МВ проводили на водной среде объекта №3. Биосорбент и сорбент без м/о, внесли по 3г в емкости с разлитыми по 100 мл загрязненной средой. Раствор азофоски (35 г/л) и накопительная культура зеленых МВ рода *Chlorella* с биомассой 3,5 г/л внесены из расчета по 1% в емкости с загрязненной водой соответственно. В течение года проводился микробиологический контроль водной среды и сорбента чашечным методом Коха (для полноты отмыва сорбента с применением 0,1% Твин- 80): УОМ определяли на среде Чапека и Предхем-Готлиба (Практикум..., 2005). Загрязненная водная среда объекта №3 исследовалась на фракционный состав НУГВ методом проведения хромато-масс-спектрометрического анализа n-алканов. Определение n-алканов в пробах, содержащих нефтепродукты, проводили на хромато-масс-спектрометре «Tracе DSQ» (Thermo) в режиме полного ионного тока.

Таблица 1

**Исходные показатели проб воды объектов шламонакопителя
Аэропорта г. Сыктывкар**

№	Наименование объекта	ОСНП (НУГВ) мг/дм ³	Взвеш. в-ва; мг/дм ³	БПК ₅ мг/дм ³	NH ₄ мг/дм ³	СПА В мг/дм ³	Хлорид-ион; мг/дм ³	Фенолы мкг/дм ³	Железо мг/дм ³
1	Промежуточный сточный резервуар	2,1	1650	3,7	0,04	0,38	1,8	–	1,23
2	Сборник смывов спецавто-транспорта	1,6	680	1,6	0,010	0,19	2,1	0,75	0,012
3	Сборник нефтешлама (исходный)	540000	Не определяли из-за высокого содержания нефтепродуктов						

В 1 опыте процесс биодеструкции НУГВ протекал в сложных условиях комплексного загрязнения водной среды и основан на механизме сопряженного метаболизма м/о на поверхности биосорбентов в сочетании с процессами биодеструкции НУГВ, проходящими непосредственно в толще водной среды. Показатели дегидрогеназной активности (АД) в сорбенте, отражающие уровень

деструкции НУГВ, в вариантах с биосорбентами обоих объектов шламонакопителя выше, чем в контрольном варианте с сорбентом без м/о, за счет биодеструкции иммобилизованными УОМ и концентрации загрязняющих компонентов, сорбированных из воды. Наибольшими значениями АД в сорбенте обоих объектов выделялись варианты с внесением культуры МВ и комплексных бактериально-дрожжевого и бактериально-грибного биосорбентов. В нашем опыте причиной низких показателей фотосинтезирующей активности зеленых водорослей, определенных по сумме C_a , C_b – концентраций соответствующих хлорофиллов а и b, явилось токсическое действие содержащихся в воде НУГВ и сопутствующих загрязнителей. Микробиологический контроль воды и сорбента показал, что изменилась общая микробная численность (ОМЧ) в сообществах м/о опыта. За счет диффузии м/о «в и из» носителя-биосорбента, которые, десорбируясь (вымываясь с сорбента), увеличили ОМЧ в воде до 10^4 - 10^5 КОЕ/мл. Доминирующей и в сообществе водной среды, и в сообществе м/о на сорбенте в вариантах с биосорбентами была бактериальная культура родококков. Дрожжевая культура в большей степени десорбировалась в воду. Под влиянием м/о в водных средах объектов №1, 2 шламонакопителя произошли процессы деградации НУГВ различной интенсивности. Убыль НУГВ, определенная в конце опыта и в сорбенте, и в воде по отношению к исходному ОСНП, во всех вариантах обоих объектов шламонакопителя была значительно выше в воде, чем убыль НУГВ в сорбенте. Наибольшие показатели убыли НУГВ в воде в вариантах с применением комплексных биосорбентов (бактериально-дрожжевого и бактериально-грибного б/с) в присутствии МВ (83–92%). За счет сорбции и биодеструкции НУГВ микроорганизмами наибольшими значениями общей убыли НУГВ, полученными суммированием показателей ОСНП в сорбенте и ОСНП в воде, от исходных концентраций НУГВ среды объектов шламонакопителя, отличились варианты с комплексными биосорбентами. Вариант с бактериально-дрожжевым биосорбентом выделился в водной среде объекта №1, а в водной среде объекта №2 – вариант с комплексным бактериально-грибным биосорбентом (67,6% и 53,1%).

Таблица 2

Хромато-масс-спектрометрическое исследование проб водной среды из объекта №3 шламонакопителя по вариантам 2 опыта

Вещество	Время удерживания, мин	Концентрация, мг/мл		
		1	2	3
Nonane	4.36	13.9	14.3	9.1
Decane	6.53	34.1	40.3	41.5
Undecane	9.12	56.3	80.7	79.8
Decane, 2,6-dimethyl-	9.90	29.9	40.9	39.8
Dodecane	11.90	47.3	71.2	68.1
Undecane, 2-methyl-	12.32	20.9	32.2	32.3
Undecane,2,6-dimethyl-	13.97	19.2	28.7	29.0
Tridecane	14.66	33.7	50.5	47.9
Внутренний стандарт	15.39	1	1	1
Tetradecane	17.28	12.4	19.3	18.2

Примечание: 1 – проба исходного состава; 2 – проба с внесенным сорбентом без м/о; 3 – проба с внесенным комплексным бактериально-грибным биосорбентом.

В опыте 2 исследования загрязненной водной среды объекта №3 на фракционный состав НУГВ показали, что к концу эксперимента в вариантах с комплексным биосорбентом и сорбентом без м/о в присутствии МВ состав НУГВ от исходного состава пробы водной среды объекта №3 не изменился. Основными компонентами в анализируемых образцах являются *n*-алканы и их нелинейные изомеры, содержащие от 9 до 14 атомов углерода, что характерно для разных видов дизельного топлива. Изменение качественного и количественного состава алканов в пробе воды с внесенным комплексным биосорбентом не является существенным (табл. 2). Микробиологический контроль показал, что колонии, которые образовались на поверхности утонувшего комплексного биосорбента с 1-го месяца опыта, развивались до окончания эксперимента и представляли собой биомассу бактериальной культуры *R. egvi* и мицелиального гриба *T. lignorum* (рис. 1). Дрожжевая культура *R. glutinis*, иммобилизованная на сорбенте, постепенно отмирала, разлагаясь, и, по-видимому, благотворно повлияла на все микробное сообщество в качестве биодеструктора НУГВ, оставив продукты жизнедеятельности и биомассу клеток как источник углерода.

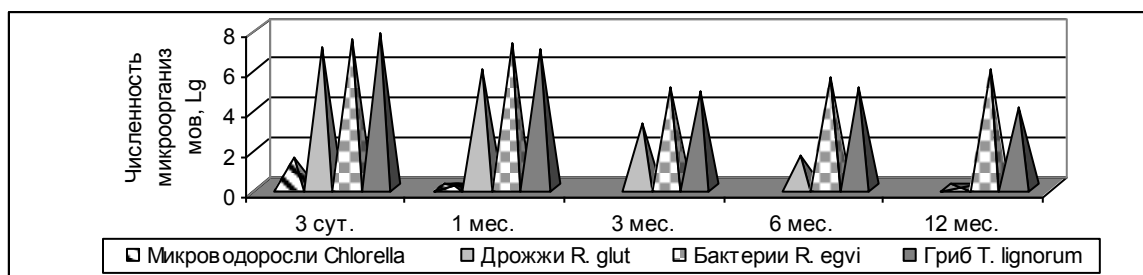


Рис. 1. Численность микроорганизмов в сорбенте варианта опыта при внесении комплексного бактериально-грибного биосорбента и микроводорослей в водную среду из объекта №3, Lg числа жизнеспособных клеток

По результатам опыта 1 можно сделать вывод, что биосорбент не только сорбировал загрязнители из водной среды, но и стимулировал биохимическую активность микробиоты как иммобилизованных УОМ, так и свободных клеток микроводорослей. В вариантах с применением бактериально-дрожжевого и бактериально-грибного биосорбентов в присутствии МВ убыль НУГВ в загрязненных водных средах объектов №1, №2 составила до 90% от исходных ОСНП при стимулировании N-P элементами. Во 2 опыте сочетание иммобилизованных монокультур на сорбенте Сорбонафт комплексного бактериально-грибного биосорбента способствовало выживаемости адсорбированных м/о в водной среде объекта №3. Показана возможность размножения м/о на поверхности сорбента в толще загрязненной водной среды длительное время при высоких концентрациях наиболее токсичных для гидробионтов фракций нефти (дизельного топлива) при условии поддержки питательными элементами. Из 4-х раз-

личных таксономических культур м/о, наиболее активными и жизнестойкими оказались иммобилизованные формы УОМ (бактерий родококков и мицелиального гриба).

Литература

Градова Н. Б., Бабусенко Е. С., Горнова И. Б., Гусарова Н. А. Лабораторный практикум по общей микробиологии. М., 1999. 195 с.

Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах на анализаторе жидкости «Флюорат - 02». ПНД Ф16.1.21– 98. М., 1998.

Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике. Отв. редактор Топачевский А.В. Научная думка, 1975. 247с.

Практикум по микробиологии: Учеб. Пособие для студ. Высш. Учеб.заведений / А. И. Нетрусов, М. А. Егорова, Л. М. Захарчук и др.; Под ред. А. И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 608 с.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

ИНДИКАЦИОННАЯ РОЛЬ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПРИ ВОССТАНОВЛЕНИИ НАРУШЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ

Т. С. Чибрик

*Уральский государственный университет им. А.М. Горького,
Tamara.Chibrik@usu.ru*

Современные темпы разработки полезных ископаемых, деятельность перерабатывающей промышленности, промышленного и гражданского строительства и т. п. нередко приходят в противоречие с проблемой сохранения земли и охраны природы. Для восстановления нарушенных площадей и предотвращения вредного влияния их на природную среду проводится рекультивация.

Под рекультивацией земель понимается комплекс работ, направленных на восстановление биологической продуктивности и хозяйственной ценности нарушенных земель, а также на улучшение условий окружающей природной среды. Речь в данном случае идет о биологической рекультивации.

На Урале имеются значительные площади промышленных отвалов, где восстановление нарушенных почвенного и растительного покровов идет естественным путем. В то же время имеется 30–40-летний опыт биологической рекультивации. Эта особенность Урала обусловила основной методологический подход: всестороннее комплексное исследование растительности, формирующейся на нарушенных промышленностью землях в процессе самозарастания и при биологической рекультивации (т. е. использование индикаторной роли растительности). Это вполне правомерно в экстремальных условиях (Миркин и др., 2000) характерных для большинства промышленных отвалов, когда формирование фитоценозов на безжизненных пространствах идет по типу первичной сукцессии (Шенников, 1964). Комплексность проблемы рекультивации нарушенных земель многократно подчеркивалась многими исследователями этой проблемы (Моторина, 1974; Чибрик, Елькин, 1991; и др.).

Фитоценоз рассматривается нами как интегральный показатель пригодности нарушенных промышленностью земель для биологической рекультивации, а при естественном восстановлении почвенного и растительного покровов (процесс самозарастания) – как наиболее доступный для изучения и информативный компонент биогеоценозов (техногенных экосистем) для оценки степени их сформированности, экологической и хозяйственной ценности, прогноза их развития (Чибрик, Елькин, 1991).

В исследованиях по биологической рекультивации нами используется комплексная программа по изучению фитоценозов техногенных ландшафтов (рис.).

Каждый из приведенных блоков имеет вполне определенное индикационное значение:

а) степень пригодности для биологической рекультивации определяет наличие процесса самозарастания;

б) мониторинг флористического состава способствует индикации условий среды (хорошо работает на увлажнении, степени засоленности и иногда индицирует реакцию среды, и др.) и иллюстрирует процесс восстановления фито-разнообразия на нарушенных землях;



Рис. Блок-схема программы по изучению фитоценозов техногенных ландшафтов

в) изучение структуры и жизненности ценопопуляций дает возможность выявить особенности возрастной и морфологической структур ценопопуляций толерантных к специфическим условиям видов, видов с наибольшей ценотической значимостью, видов – концентраторов тяжелых металлов, связь их адаптационной способности с микотрофизмом;

г) динамика и структура фитоценозов, микотрофность видов – индицируют степень сформированности растительных сообществ и дают ключ для прогноза их формирования во времени с учетом стадии сукцессионного процесса;

д) продуктивность и химический состав – хозяйственные категории, которые дают представление о количестве и качестве фитопродукции.

Для многих техногенных объектов в процессе мониторинга получены хроноклины изменения встречаемости и обилия преобладающих видов разнообразных растительных сообществ (Лукина, 2007; Экологические основы..., 2006), что позволило дать классификацию видов по их позиции в сериальных фитоценозах отвалов техногенных объектов:

I группа – виды, характерные для группы «молодых» сообществ, иллюстрируют свойства эксплерентности;

II группа – виды индифферентные, присутствующие независимо от возраста сообществ, иллюстрируют свойства патиентности;

III группа – виды, характерные для группы «старых» сообществ, иллюстрируют свойства виолентности.

Для каждой из групп выделяются следующие подгруппы:

1) виды, усиливающие позицию с возрастом сообществ (увеличивают класс постоянства, обилие, массу и др.);

2) виды с позицией, не зависящей от возраста сообществ;

3) виды, ослабляющие позицию с возрастом сообществ (зависимость выражается нисходящей или одновершинной кривой).

Виды, характерные для «молодых» и «старых» сообществ (группы I и III), в какой-то степени индицируют стадии сингенетических сукцессий на этих отвалах, степень сформированности сообществ, а виды II группы – экологические условия. Разные виды I и III групп на отвалах отражают вариабельность формирующихся сообществ, обусловленную заносом диаспор, некоторым различием конкретных экологических условий отвалов и др. Но эти группы иллюстрируют разные стороны единого процесса формирования фитоценозов на безжизненном субстрате: I группа определяет инициальные фитоценозы, отражая их вариабельность; III – позволяет прогнозировать возможное развитие фитоценозов с возрастом.

Общемировой проблемой в настоящее время является сохранение биоразнообразия Земли, соответствующие документы приняты и в нашей стране.

Выявление видового состава формирующихся разновозрастных фитоценозов на нарушенных промышленностью землях характеризует процесс восстановления фиторазнообразия в различных экотопах с учетом их характеристик.

Анализ динамики фиторазнообразия и биоэкологической структуры видового состава разновозрастных фитоценозов Коркинского отвала (Челябинский бурогольный бассейн) показал, что видовое богатство на всех участках за 4 года существенно возросло (с 1 по 3-й участок, соответственно, на 25, 28 и 35 видов), в основном за счет многолетних мезофитных видов (табл.). Увеличилось число видов более ксерофитных групп (суммарно ксеромезофитов и мезоксерофитов) более заметно с увеличением возраста формирующихся фитоценозов, что может рассматриваться как проявление зональных черт. Во всех изученных фитоценозах в убывающей последовательности представлены сорно-рудеральная, луговая и лугово-сорная группы. На первом, более молодом, восьмилетнем участке за четыре года увеличилось число и доля видов сорно-рудеральной группы. В более старых фитоценозах увеличилось число видов этой ценотической группы, но снизилась их доля от общего числа видов. На старых 18–24-летних участках существенно усилили свою ценотическую активность лугово-степные виды. Преобладающей жизненной формой по Раункиеру являются гемикриптофиты, на всех участках за четыре года увеличилось

их число и возросла доля. Число геофитов и терофитов во всех фитоценозах за четыре года возросло, но доля их снизилась.

Таблица

**Динамика фиторазнообразия и биоэкологическая структура
видового состава разновозрастных фитоценозов Коркинского отвала
(лесостепная зона)**

Группы видов	Участок 1				Участок 2				Участок 3			
	8 лет		12 лет		14 лет		18 лет		20 лет		24 года	
	1*	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Экоморфы</i>												
Ксерофиты	–	–	2	4,5	–	–	4	7,8	–	–	4	6,9
Мезоксерофиты	1	5,3	6	13,6	1	4,3	7	13,7	5	21,7	10	17,2
Ксеромезофиты	4	21,0	6	13,6	5	21,7	9	17,7	5	21,7	12	20,7
Галоксеромезофиты	–	–	1	2,3	–	–	–	–	–	–	–	–
Галомезофиты	1	5,3	2	4,5	1	4,3	3	5,9	–	–	4	6,9
Мезофиты	12	63,1	24	54,7	14	61,0	24	47,1	12	52,2	23	39,7
Гигромезофиты	1	5,3	2	4,5	2	8,7	4	7,8	1	4,3	4	6,9
Мезогигрофиты	–	–	1	2,3	–	–	–	–	–	–	1	1,7
Общее число видов	19		44		23		51		23		58	

Примечание – * 1 – Число видов; 2 – % от общего числа видов.

Ареалогический анализ показал, что преобладающей широтной группой является бореальная, но доля видов этой группы с возрастом сообществ интенсивно снижается за счет увеличения полизональных и лесостепных, преобладающей долготной группой является евразийская.

Всестороннее изучение растительности, формирующейся на нарушенных промышленностью землях, имеет и практическое значение:

- а) позволяет определить степень пригодности их для биологической рекультивации;
- б) выделить площади, не требующие биологической рекультивации;
- в) разработать способы биологической рекультивации с учетом конкретных экологических условий.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы РФФИ-Урал грант № 10-04-96006.

Литература

Лукина Н. В. Формирование растительности на золоотвалах Южноуральской ГРЭС // Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку: Матеріали міжнар. наук. конф. «Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку», г. Донецьк, 24–26 вересня 2007 р. Донецьк: Донецький ботанічний сад НАН України, 2007. С. 268–273.

Миркин Б. М., Наумова Л. Г., Соломещ А. И. Современная наука о растительности: Учебник. М.: Логос, 2000. 264 с.

Моторина Л. В. Комплексность в рекультивации техногенных ландшафтов и терминологические аспекты проблемы // Программа и методика изучения техногенных биогеоценозов. М.: Наука, 1974. С. 22–33.

Чибрик Т. С., Елькин Ю. А. Формирование фитоценозов на нарушенных промышленностью землях: (биологическая рекультивация). Свердловск: Изд-во Урал. ун-та, 1991. 220 с.

Шенников А. П. Введение в геоботанику. Л.: Изд-во ЛГУ, 1964. 447 с.

Экологические основы структурно-динамической организации фитоценозов техногенных ландшафтов / Т. С. Чибрик, Е. И. Филимонова, М. А. Глазырина, Н. В. Лукина // Ученые записки НТГСПА: Коллективная монография по материалам Всероссийской науч.-практ. конф. «Экология промышленного региона и экологическое образование», г. Нижний Тагил, 29 ноября – 1 декабря 2004 г. Нижний Тагил: НТГСПА, 2006. С. 154–163.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ (*BETULA PENDULA* ROTH.) В РАЙОНЕ БАЛАКОВСКОЙ АЭС

Н. В. Полухина, Е. А. Луцкай, О. Ю. Михеева
Федеральное государственное учреждение
«Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии» (ФГУ ГосНИИЭНП), г. Саратов,
info@sar-ecoinst.org

В условиях постоянно усиливающегося антропогенного воздействия на природные популяции возможна дестабилизация популяционной структуры видов, а также ускорение перестроек их развития, что может привести к непредсказуемым микроэволюционным изменениям.

В связи с этим биоиндикация состояния объектов окружающей среды становится важной неотъемлемой частью биомониторинга. Чувствительным показателем «здоровья» природных популяций является способность организма функционировать без отклонений от нормы, т.е. стабильность его развития, оценить которую можно по показателю флуктуирующей асимметрии (ФА) (Захаров, 2001).

В этом отношении предпочтительно использовать объекты с удобной для анализа системой морфологических признаков, таковыми являются древесные растения. Особый интерес в целях биоиндикации представляет оценка стабильности развития березы повислой (*Betula pendula* Roth.), как широко распространенного вида. Попытки проведения подобных исследований неоднократно предпринимались (Константинов, 2001; Хатунцева, 2007 и др.).

Система мониторингового контроля биоты является одним из ключевых элементов в системе обеспечения экологической безопасности Балаковской атомной электростанции (Галкина, Шляхтин, 2007). В связи с этим цель нашей работы состояла в оценке состояния природных популяций березы повислой (*Betula pendula* Roth.) в районе Балаковской АЭС. Для достижения поставленной цели применялся инструментальный метод, основанный на измерении морфологических параметров листовой пластинки и вычислении коэффициентов ФА.

Отбор экспериментального материала осуществлялся в 2009 г. на четырех точках изучаемого экополигона. Для сравнительного учета общих закономерностей морфоанатомической нормы реакции растений на экологические факторы провели параллельный отбор листовых пластинок березы в контрольном пункте (с. Суховка Балаковского района). Сбор материала и камеральную обра-

ботку осуществляли согласно методическим требованиям. Для оценки отклонений состояния организма использовалась шкала, разработанная для берёзы повислой в европейской части России (Методические рекомендации..., 2003).

В результате проведенных исследований выявлена высокая степень интегрального показателя ФА берёзы повислой, соответствующая критическому состоянию среды (5 балл) в районе шлакоотвала и вблизи водоема-охладителя (табл.). Значительное отклонение анализируемого интегрального показателя от нормы (4 балл) отмечено на территории административного здания АЭС. Полученные результаты свидетельствуют о существенном изменении состояния растений на изучаемых модельных площадках, которое сопровождается снижением уровня стабильности развития, по сравнению с контрольной популяцией, произрастающей на условно чистой территории. Ситуация на контрольной площадке может быть охарактеризована как соответствующая 2 баллу, т. е. незначительное отклонение уровня стабильности развития от нормы.

Таблица

**Результаты анализа флуктуирующей асимметрии
берёзы повислой (*Betula pendula* Roth.)**

№ точки и место отбора проб	Величина интегрального показателя стабильности развития	Балл	Критерий оценки
водоем-охладитель точка 1	0,065±0,002	V	> 0,054 критическое состояние
водоем-охладитель точка 2	0,057±0,002	V	> 0,054 критическое состояние
шлакоотвал, точка 3	0,068±0,003	V	> 0,054 критическое состояние
вход в административное здание АЭС, точка 4	0,052±0,001	IV	0,05-0,054 существенные (значительные) отклонения от нормы
контроль: Балаковский район, с. Суховка	0,044±0,001	II	0,04-0,044 начальные (незначительные) отклонения от нормы

Согласно литературным данным (Кузнецов, 2009) существует тесная связь между величиной ФА листьев берёзы повислой и содержанием в них тяжелых металлов. Причем, влияние металлов по значениям коэффициентов в листьях можно представить в виде следующего убывающего ряда: As > Cr > Ni > Fe > Mn. В связи с тем, что марганец и железо имеют важное физиологическое значение и активно включаются в обменные процессы растений, целесообразным представляется оценка влияния хрома и никеля на морфометрические показатели берёзы повислой.

На выбранной модельной площадке в 2007–2008 гг. проводился количественный химический анализ почвы, в результате которого выявлена высокая концентрация хрома, содержание никеля не превышало ПДК. На основании этого можно считать, что на стабильность развития берёзы повислой, произрастающей в районе шлакоотвала, значимое влияние оказало содержание хрома в

почве. Нельзя исключать, что повышенное его количество может быть и в листьях березы повислой.

Установлено, что не все признаки одинаково реагируют на экологические факторы среды (рис.). Максимальная величина ФА выявлена у мерного признака 3 – расстояния между основаниями первой и второй жилок второго порядка.

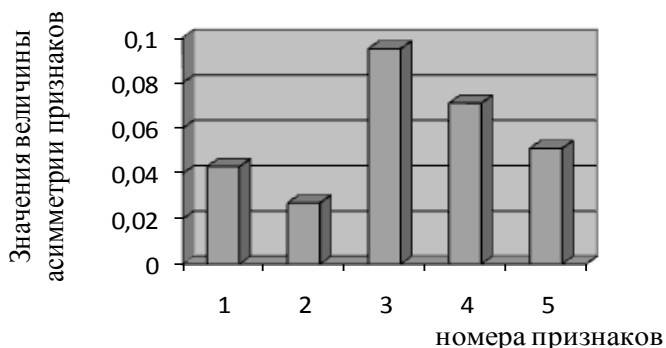


Рис. Реакция на экологические факторы среды морфологических признаков листовых пластинок березы повислой: ширина половины листа; 1) длина второй от основания листа жилки второго порядка; 2) расстояние между основаниями первой и второй жилок второго порядка; 3) расстояние между концами этих жилок; 4) угол между главной жилкой и второй от основания листа жилкой второго порядка

В поступление хрома в природную среду решающий вклад вносят выбросы от антропогенных источников. В частности, на территории района расположения Балаковской АЭС такими источниками выбросов являются ЗАО «Волжский дизель им. Маминых» и ОАО «Балаковский завод резинотехнических изделий». Загрязнение почв хромом отмечено также за счет выбросов цементных заводов и использования в сельском хозяйстве минеральных удобрений.

Таким образом, популяции березы повислой с территории Балаковской АЭС характеризуются значимыми величинами интегрального показателя ФА, что свидетельствует об изменении морфологии листьев по сравнению с контрольными и нарушении гомеостатических механизмов, следствием чего является снижение стабильности развития данных популяций. Можно предположить, что полученные результаты связаны, в первую очередь, комплексным влиянием факторов семиаридной зоны и лесорастительных условий, а также антропогенным прессом, вызванным совместным воздействием Балаковской АЭС и расположенных на территории района крупных промышленно-энергетических комплексов (промышленное загрязнение), а также выбросов автотранспорта. В связи с этим целесообразным является продолжение биоиндикационных исследований с целью предметного изучения причин, вызывающих ФА листьев березы повислой: является ли она следствием непосредственного влияния загрязнителей или воздействия комплекса онтогенетических факторов.

Проведенное нами исследование подтвердило перспективность применения березы повислой в качестве индикатора на территории изучаемого экополигона.

Литература

Галкина Н. В., Шляхтин Г. В. Теоретические основы разработки и внедрения системы биологического мониторинга на Балаковской атомной электростанции при строительстве и эксплуатации новых энергоблоков // Поволж. экол. журн. 2007. № 1. С. 62–66.

Захаров В. М. Онтогенез и популяция (стабильность развития и популяционная изменчивость) // Экология. 2001. № 3. С. 177–191.

Константинов Е. Л. Особенности флуктуирующей асимметрии листовой пластинки березы повислой (*Betula pendula* Roth) как вида-биоиндикатора. Автореф. канд. дисс. Калуга, 2001.

Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Захарова В. М. Анализ стабильности развития берёзы повислой в условиях химического загрязнения. // Экология, 1996. № 6, С. 441–444.

Кузнецов М. Н. Экологические последствия загрязнения тяжелыми металлами фитоценозов центральной России. Государственное научное учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт селекции плодовых культур Российской Академии сельскохозяйственных наук»: автореф. дис. ... доктора с.-х. наук / М. Н. Кузнецов. Брянск, 2009. 43 с.

Методические рекомендации по выполнению оценки качества среды по состоянию живых существ (оценка стабильности развития живых организмов по уровню асимметрии морфологических структур) // МПР РФ; Введ. 16.10.03. № 460-Р. М., 2003. 24 с.

Хатунцева А. С. Состояние и повышение устойчивости зеленых насаждений парковых территорий г. Воронежа. Автореф. канд. дисс. Воронеж, 2007.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОЁМА-ОХЛАДИТЕЛЯ БАЛАКОВСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ МЕТОДАМИ БИОМОНИТОРИНГА

*И. Н. Ларин, Д. Е. Иванов, Н. И. Хотько, Е. А. Луцкай,
С. М. Захаров, О. Ю. Михеева, Е. В. Ильина*
Федеральное государственное учреждение
«Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии» (ФГУ ГосНИИЭНП), г. Саратов,
info@sar-ecoinst.org

Атомная электростанция является опасным промышленным объектом, требующим пристального внимания экологических служб, поэтому в настоящей работе нами была проведена оценка методами биотестирования и биоиндикации качества воды водоема-охладителя (ВО) Балаковской АЭС (Балаковская ..., 1991).

В силу специфики водоема-охладителя Балаковской АЭС, в него постоянно поступает избыточное количество тепла, в результате этого гидрологические и гидрохимические характеристики сильно отличаются от фоновых значений в прилежащих водоемах. Следствием постоянного испарения с поверхности водоема-охладителя является повышенное содержание в нем минеральных солей, концентрации которых почти в три раза выше, чем в р. Волге. Температура воды держится в среднем на 10 °С выше, чем в водоемах с естественным температурным режимом.

Методы биологического тестирования и индикации значительно чувствительнее и дешевле химических методов анализа. С их помощью можно оценить

синергическое действие токсикантов и биологические эффекты их сверхмалых концентраций.

Качество исследуемой воды определялось: по изменению интенсивности билюминесценции бактерий (*Escherichia coli* М-17) (Методика ..., 2004); влиянию проб воды на смертность дафний (*Daphnia magna* Straus) (Жмур, 2001), позволяющей достоверно определить степень токсичности среды; по снижению уровня флуоресценции хлорофилла и темпов роста (снижение численности) клеток водорослей *Scenedesmus quadricauda* под воздействием токсических веществ, присутствующих в тестируемой воде (Методика ..., 2007).

Карта-схема водоема-охладителя Балаковской АЭС с указанием точек отбора проб для биотестирования воды представлена на рисунке.

Биотестирование на тест – объекте *Escherichia coli* М-17 в 2007–2009 гг. проводилось по основным (1–16) и дополнительным точкам отбора проб (20–32). Результаты анализа по основным точкам показывают, что в данные годы исследования наблюдалась сходная картина по группам токсичности. По дополнительным точкам, данные 2009 г. отличаются более высокой токсичностью по сравнению с 2008 (в 2007 г. пробоотбор по дополнительным точкам не проводился).

Исследования на дафниях проводились по тем же точкам пробоотбора, что и на тест-объекте *Escherichia coli* М-17. Исследуемые пробы были не токсичны, однако имелась тенденция большей смертности дафний в пробах из ВО, по сравнению с пробами из акватории реки Волги.

Анализ проб с использованием тест-объекта *Scenedesmus quadricauda* за три года исследований показал отсутствие токсического воздействия во всех точках, но тенденция, наблюдавшаяся у дафний, сохранилась и в данном случае. Пробы, отобранные в точках 28, 30 в 2009 г., показали наличие токсического воздействия.

Высокая концентрация солей в воде и повышенная температура, вызванная работой АЭС, вызывает зарастание водоема-охладителя, против чего периодически применяют гербициды, а они, наряду с высшими растениями, оказывают негативное влияние и на одноклеточные организмы. По-видимому, этим

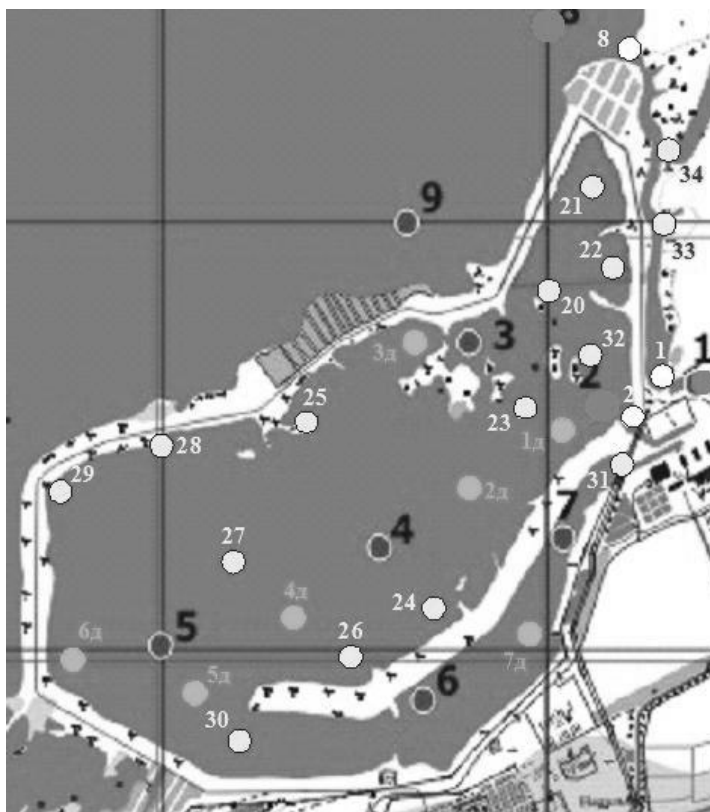


Рис. Схема пробоотбора в ВО Балаковской АЭС

можно объяснить обнаруженную в нашем исследовании большую жизнеспособность дафний по сравнению с бактериями (*Escherichia coli* М-17) и *Scenedesmus quadricauda*

Выводы. 1. Результаты биотестирования показали, что качество воды в водоеме-охладителе Балаковской АЭС по сумме реакций тест-объектов находится в пределах нормы.

2. Токсичность проб воды, выявленная на тест-объекте *Escherichia coli* М-17, связана с их более острой реакцией на повышенное содержание солей в пробе, косвенно на это указывает высокая токсичность в точках водоема пруда-охладителя и отсутствие токсичности проб из акватории р. Волги.

Литература

Балаковская АЭС. Оценка воздействия на окружающую среду. 1991. 495 с.

Жмур Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2001. 48 с.

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». МПР РФ. М.: 2004. 16 с.

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. ФР.1.39.2007.03223. М.: Акварос, 2007. 48 с.

ОЦЕНКА ГЕНОТОКСИЧНОСТИ С ПОМОЩЬЮ МЕТОДА «ДНК-КОМЕТ»

Д. Е. Иванов, Н. В. Емельянова, Л. Л. Журавлева
Федеральное государственное учреждение
«Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии» (ФГУ ГосНИИЭНП), г. Саратов,
info@sar-ecoinst.org

Методы оценки генотоксичности в настоящее время редко используются в ходе биомониторинга. Однако, известно, что ряд загрязняющих веществ могут являться мутагенами и оказывать негативное влияние на генетический аппарат клеток, что будет проявляться в последующих поколениях живых организмов. Поэтому при проведении биомониторинга зоны влияния опасных промышленных предприятий необходимо проводить и изучение возможных генотоксических эффектов.

Метод гель-электрофореза изолированных клеток или метод «ДНК-комет» («DNA-comet assay») впервые был предложен в 1984 г. Остлингом и Йохансоном для оценки индуцированных радиацией ДНК-повреждений в клетках млекопитающих. Позднее Сингхом и соавторами (1998) была предложена модификация метода с щелочным гель-электрофорезом, которая вследствие высокой чувствительности получила наибольшее признание у исследователей (Singh et. al., 1998).

Метод основан на регистрации различной подвижности в постоянном электрическом поле ДНК и её возможных фрагментов лизированных клеток, заключенных в агарозный гель. При этом ДНК мигрирует к аноду, формируя электрофоретический след, напоминающий «хвост кометы» параметры которого зависят от степени поврежденности исследуемой ДНК.

Метод гель-электрофореза единичных клеток обладает рядом преимуществ, среди которых экономичность и относительно небольшая продолжительность проведения экспериментов.

Общая схема метода включает получение гель-слайдов (подложки), получение микропрепаратов, лизис, щелочную денатурацию, электрофорез, нейтрализацию/фиксацию, окрашивание и микроскопический анализ. Для получения гель-слайдов используют стандартные предметные стекла, которые покрывают агарозным гелем (0,5–1%). Исследуемые клетки заключают в этот гель и наносят на подготовленные гель-слайды. После затвердевания геля клетки подвергают лизису, в процессе которого происходит диссоциация клеточных структур. Далее препараты подвергаются щелочной денатурации ($\text{pH} > 13$), в результате которой щелочно-лабильные сайты в ДНК превращаются в одонитевые разрывы. При проведении электрофореза ДНК в виде фрагментов мигрирует к аноду, формируя хвост кометы; ядром ее является полость, заполненная ДНК. После завершения щелочного электрофореза слайды нейтрализуют/фиксируют, окрашивают и микроскопируют с помощью флуоресцентного микроскопа. В упрощенном варианте с помощью микрометрической линейки измеряют длину кометы, диаметр головы и длину хвоста кометы. Использование компьютерного анализа цифровых изображений расширяет исследовательские возможности метода. В этом случае могут быть определены также общее содержание ДНК в комете, доля материала в голове и/или в хвосте кометы.

Для проведения исследования, как правило, используется следующее оборудование: флуоресцентный микроскоп, камера для горизонтального гель электрофореза, источник питания для электрофореза, микротермостат для пробирок типа эппендорф, набор полуавтоматических пипеток, персональный компьютер с платой видеозахвата, цифровая фотокамера или телекамера, водяной термостат, холодильник, плитка электрическая, центрифуга с бакет ротором, стекла предметные и покровные для микроскопии.

Для оценки генотоксических свойств соединений *in vitro* методом «ДНК-комет» в качестве тест-объекта используют традиционно применяемые в генотоксикологических исследованиях клетки первичных и перевиваемых клеточных культур животных и человека: лимфоциты периферической крови и фибробласты человека, гепатоциты грызунов, перевиваемые клетки китайского хомячка (СНЛ, V79, СНО), клетки мышины лимфомы L5178Y и др. На практике чаще всего применяются лимфоциты периферической крови человека, что обусловлено рядом их преимуществ по сравнению с другими клетками: простота процедуры получения материала; высокая синхронизированность популяции клеток, широкая изученность биологических процессов, в том числе ДНК-репаративных. Кроме того, лимфоциты периферической крови являются непролиферирующими клетками, что снижает вероятность получения ложноположи-

тельных результатов при исследовании загрязняющих веществ, влияющих на синтез ДНК путем нарушения клеточного метаболизма.

Для исследования эффектов загрязняющих веществ *in vivo* используются, как правило, линейные лабораторные крысы и мыши. Оценка генотоксичности проводится при пероральном способе введения исследуемой воды или при кормлении кормами, выращенными в зоне влияния опасного промышленного объекта.

Анализ рекомендуется проводить в следующих органах/тканях:

а) в печени, являющейся основным органом биотрансформации ксенобиотиков и высокочувствительной к действию генотоксикантов;

б) в костном мозге, являющемся активно пролиферирующей тканью, клетки которой находятся на разных стадиях клеточного цикла;

в) в толстой кишке – органе-мишени для веществ и/или их метаболитов, выводимых из организма через желудочно-кишечный тракт;

г) в мочевом пузыре – органе, в котором ксенобиотики и/или их метаболиты задерживаются перед выведением из организма и могут подвергаться биотрансформации.

Использование щелочного варианта метода ДНК-комет позволяет оценивать, главным образом выход одностранных разрывов и щелочлабильных сайтов, так как при использовании данного протокола двустранные разрывы составляют менее 5% общего выход повреждений ДНК. Методом ДНК-комет, проводимым в нейтральных условиях среды, детектируют преимущественно двустранные разрывы ДНК.

Сравнение метода ДНК-комет с другим традиционным тестом — образованием микроядер показало, что 49 из 54 тестированных канцерогенов не индуцировали образование микроядер, но давали позитивный ответ в методе ДНК-комет (Сорочинская, Михайленко, 2008). Главное преимущество метода ДНК-комет перед другими методами регистрации повреждений ДНК заключается в возможности обнаружения повреждений на уровне одиночных клеток эукариот практически любого происхождения. Результаты исследований позволяют сделать заключение о том, что метод ДНК-комет сопоставим по чувствительности с традиционными цитогенетическими тестами и в ряде случаев превосходит их. Метод ДНК-комет обладает также более высокой чувствительностью по сравнению с микробиологическим тестом Эймса и тестом Циммерманна на дрожжах. Так, с помощью тестов Эймса и Циммерманна не обнаружено генотоксичности питьевой воды, а с помощью теста ДНК-комет обнаружен низкий уровень генотоксичности (Barbara Lah et. al., 2005).

Высокая чувствительность, небольшое количество материала, требуемого для исследования и также применимость практически к любым клеткам, содержащим ДНК, обуславливает широту использования метода «ДНК-комет» для решения разнообразных задач в области генетической токсикологии.

Литература

Сорочинская У. Б., Михайленко В. М. Применение метода ДНК-комет для оценки повреждений ДНК, вызванных различными агентами окружающей среды // Онкология. 2008. Т. 10. № 3. С. 303–309.

Barbara Lah, Brigita Žinko, Tatjana Tišler, Romana Marinšek-Logar. Genotoxicity Detection in Drinking Water by Ames Test, Zimmermann Test and Comet Assay//Acta Chim. Slov. 2005. 52, P. 341–348.

Singh N. P., McCoy M. T., Tice R. R. and Schneider E. L. A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells. *Experimental Cell Research*, 1998, 175:184–191.

БИОИНДИКАЦИЯ ПОЧВ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ БАЛАКОВСКОЙ АС ПО СООТНОШЕНИЮ МИКРОМИЦЕТОВ С ОКРАШЕННЫМ И БЕСЦВЕТНЫМ МИЦЕЛИЕМ

Е. А. Луцай, О. Ю. Михеева, Н. В. Полухина
ФГУ «ГосНИИЭНП», info@eco-inst.org

Масштабное воздействие различного рода поллютантов на биосферу обуславливает необходимость ежегодного наблюдения за состоянием экосистем с использованием разнообразных методов. Лабораторией биомониторинга и биотестирования ФГУ «ГосНИИЭНП» г. Саратов в целях мониторинга наземных экосистем в 2010 г. проведен комплекс экологических исследований на территории Балаковской АС, который включал, в том числе и оценку состояния почвы.

Для оценки качества почвы применялись методы биотестирования: по смертности *Daphnia magna* Straus, изменению оптической плотности *Scenedesmus quadricauda* и методы биоиндикации: определение фитотоксичности почвенных вытяжек, анализ с помощью микромицетов. Методика оценки почв по соотношению микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием разработана и аттестована лабораторией биомониторинга ВятГГУ г. Киров, а нами апробирована впервые в условиях Саратовской области.

В настоящее время микологический мониторинг относится к приоритетным направлениям контроля состояния окружающей среды (Терехова, 2002). Микроскопические грибы являются наиболее стабильным и постоянным компонентом почвенных микробсообществ. Накапливая значительную биомассу (до нескольких тонн на 1 га) и обладая большой



Рис. Микромицеты с бесцветным (1) и окрашенным (2) мицелием

суммарной длиной мицелия (до нескольких километров в 1 г почвы), грибы играют очень важную роль в превращении любых соединений, попадающих в почву. Мощный гидролитический ферментативный аппарат позволяет микромицетам утилизировать сложнейшие соединения природного и антропогенного происхождения (Туев, 1989; Мирчинк, 1988; Марфенина, 2005).

Поллютанты, содержащиеся в почве, стимулируют размножение грибов с окрашенным меланинсодержащим мицелием. Определение соотношения в популяции грибов форм с окрашенным и бесцветным мицелием основано на методе прямого микроскопического количественного учета мицелия (Аристовская, 1980; Ашихмина, 2008).

В целях проведения микологического мониторинга почвы изучаемого экополигона в 2010 г. были отобраны пробы почвы с 7 модельных площадок. Пробы массой 10 г фиксировали в 70% этиловом спирте, энергично встряхивали. С помощью микропипетки на обезжиренное предметное стекло наносили каплю суспензии объемом 0,01 мл, которую равномерно распределяли на площади 4 см² (квадрат 2x2 см). На каждом стекле готовили 3 мазка, которые высушивали на воздухе при комнатной температуре, а затем фиксировали в пламени горелки. Для микроскопирования на препарат наносили каплю воды и покрывали обезжиренным покровным стеклом. Препараты просматривали в световой микроскоп (окуляр x15; объектив – x40), путем прямого количественного учета определяли соотношение грибов с окрашенным и бесцветным мицелием (рис.).

Критерием оценки состояния почв является наличие в структуре грибных популяций темноокрашенных форм в количестве, превышающем 50%, что указывает на химический токсикоз почв. Результаты проведенного исследования представлены в табл. 1.

Таблица 1

Соотношение микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием

№ пробы	Среднее кол-во фрагментов мицелия		Среднее кол-во фрагментов мицелия, %		Оценка состояния почвы
	Бесцветный	Окрашенный	Бесцветный	Окрашенный	
И6	31	8	79	21	Не токсичная
В6	55,3	48,7	53,1	46,9	Не токсичная
Е3	37	31	55	45	Не токсичная
Е5	70,5	64,5	52,2	47,8	Не токсичная
Б1	51	27	65	35	Не токсичная
А2	24	9	74	26	Не токсичная
А3	39	16	71	29	Не токсичная

Таким образом, проанализированные пробы почв из района Балаковской АС, являются не токсичными.

Данные, полученные с применением микромицетов, положительно коррелируют с результатами по фитотоксичности и биотестированию, которые показали отсутствие токсичности исследуемых почвенных вытяжек (табл. 2).

**Результаты определения острой токсичности по изменению
оптической плотности *Scenedesmus quadricauda* (ФР.1.39.2007.03223)
по смертности *Daphnia magna* (ФР.1.39.2007.03222)**

№ пробы	Результаты анализа		Оценка тестируемой пробы
	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (процент отклонения от контроля), %	<i>Daphnia magna</i> (доля гибели тест-объекта (А),%)	
А2	27,6	0	Не оказывает острое токсическое действие
А3	-18,93	0	Не оказывает острое токсическое действие
Б1	21,99	0	Не оказывает острое токсическое действие
В6	12,06	0	Не оказывает острое токсическое действие
Е3	-20,76	0	Не оказывает острое токсическое действие
Е5	-4,88	0	Не оказывает острое токсическое действие
И6	0,60	0	Не оказывает острое токсическое действие

Таким образом, проведенное нами исследование подтвердило перспективность применения методики оценки почв по соотношению микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием в целях биоиндикации.

Литература

- Аристовская Т. В. Микробиология процессов почвообразования. Л.: Наука, 1980. 187 с.
- Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 195 с.
- Мирчинк Т. Г. Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
- Терехова В. А. Информативность параметров микобиоты в экологическом нормировании загрязнений наземных экосистем // 1 съезд микологов России. Тезисы докладов. Раздел 2. С. 83–84.
- Туев Н. А. Микробиологические процессы гумусообразования. М., 1989. 239 с.
- Экологический мониторинг: Учебно-методическое пособие / Под ред. Т. Я. Ашихминой. Изд.4-е. М.: Академический проект; Альма Матер, 2008. 416 с.

СЕКЦИЯ 3

БИОТЕСТИРОВАНИЕ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ СРЕД

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ НА ВЫРАЩИВАНИЕ ОВСА В ТРЁХ РЕГИОНАХ РФ

Л. Ю. Новикова, И. Г. Лоскутов, В. Н. Дюбин
ВИР им. Н. И. Вавилова, г. Санкт-Петербург,
l.novikova@vir.nw.ru

Материалом для исследования послужили длинные ряды наблюдений за районированными сортами овса на трех опытных станциях ВИР: Пушкинской (Санкт-Петербург, Северо-Западный регион) – сорт Боррус, 1980–2009 гг.; Екатерининской (Тамбовская область, Центрально-Черноземный регион) – сорт Горизонт, 1981–2009 гг.; Отраднo-Кубанской (Краснодарский край, Северо-Кавказский регион) – сорт Краснодарский 73, 1974–1988 гг. Были использованы метеонаблюдения этих станций, на их основе рассчитаны даты устойчивого перехода температур через 5, 10, 15 °С, суммы активных и эффективных температур, суммы осадков.

Для выделения климатических факторов формирования хозяйственно ценных признаков овса использовали метод регрессионного анализа исходных уровней признаков и их первых разностей – скоростей изменения признаков от года к году. Этот метод позволяет увеличить объясняющую способность моделей при наличии в рядах неклиматической составляющей (Елисеева, 2007). Оказалось, что анализ последовательных разностей порядка больше первого не добавляет объяснительной силы моделям (Новикова и др., 2010). Как подтвердил содержательный анализ природы неклиматической составляющей, наиболее вероятны влияния изменения технологии возделывания – мелиорация в Пушкине (Новикова и др., 2009), изменения методологии измерения, норм высева – которые и убираются при переходе к первым разностям. В исследовании принят 5%-ный уровень значимости.

Климат регионов и его изменения. Пушкин находится в зоне достаточного увлажнения, сумма активных температур (за период выше 10 град.) 1712 °С, осадков за год – 569 мм, Екатеринино – климат резко континентальный, относится к зоне недостаточного увлажнения, среднемноголетняя сумма активных температур 2479°С, годовая сумма осадков – 502 мм, Отраднo-Кубанское – зона достаточного увлажнения, сумма активных температур 3378°С, годовая сумма осадков 568 мм по данным на конец 60-х гг. XX века.

После 70-х гг. в перечисленных регионах изменения климата происходят по-разному (рис. 1): летние температуры, суммы активных и эффективных

(превышающие 5, 10, 15 °С) растут достоверно во всех регионах, но на Кубани лишь с начала 90-х годов. Суммы осадков ведут себя по-разному: резко уменьшились в Пушкине, возросли в Екатериноино (за счет осадков мая, июня), (Сиротенко и др., 2007), в этом регионе 1975–2004 гг. наблюдалось падение летних осадков, небольшой рост весенних, не изменились на Кубани. К сожалению, данные наблюдений за сортом Краснодарский 73 в Отраднo-Кубанской относятся к периоду уменьшения сумм температур и не позволяют оценить современный уровень и тенденции изменения признаков.



а) Суммы эффективных температур за период устойчивого перехода через 15 °С



б) Суммы осадков за период устойчивого перехода температур через 15 °С
Рис. 1. Динамика характеристик периода устойчивого перехода температур через 15 °С на трех станциях

Продолжительность вегетационного периода (L) является непосредственно зависящим от климатических характеристик показателем. Лучшим предиктором оказались характеристики жаркого периода – сумма эффективных температур (ΣT_{15}) выше 15 °С и сумма осадков за этот период (ΣP_{15}). В модель включались только значимые показатели. В качестве показателя качества модели используется коэффициент детерминации R^2 :

Пушкин:	$L=110,48-0,10\Sigma T_{15}$	$R^2=0,64$
Екатериноино:	$L=85,18-0,03\Sigma T_{15}+0,04\Sigma P_{15}$	$R^2=0,52$
Отраднo-Кубанская:	$L=114,08-0,03\Sigma T_{15}$	$R^2=0,46$

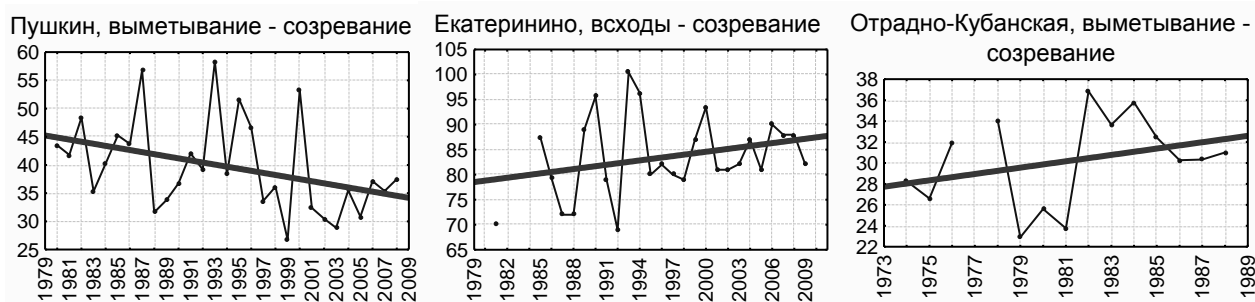


Рис. 2. Динамика продолжительностей наиболее изменчивых фаз развития овса, дни: Пушкин 1980–2009 гг., Екатеринбург 1981–2009 гг., Отрадно – Кубанская 1974–1989 гг.

Таким образом, в зоне достаточного увлажнения на продолжительность вегетации влияет сумма температур, при недостаточном увлажнении влияет и изменение количества осадков. Следует ожидать укорачивания периода вегетации в Пушкине и Отрадно-Кубанской из-за роста сумм температур, в Екатеринино тенденция неопределенна из-за противоположных направлений изменения факторов. Достоверных изменений продолжительностей вегетационного периода не отмечено, наибольшие скорости изменений фенофаз (рис. 2): в Пушкине достоверно наблюдается укорачивание периода выметывание – созревание, в Екатеринино недостоверная тенденция к росту продолжительности вегетационного периода, в Отрадно-Кубанской в период уменьшения температур наблюдался рост продолжительности периода выметывание - созревание.

Анализ высоты (Н), массы 1000 зерен и урожайности проводили по первым разностям. При этом значительно увеличиваются коэффициенты корреляции между признаками и увеличиваются объясняющие способности модели, т.к. убираются посторонние систематические линейные воздействия. В Пушкине определяющей оказалась зависимость от продолжительности фазы выметывание–созревание (ΔL_2), в Отрадно-Кубанской от продолжительности вегетационного периода или практически равноценная ей зависимость от ΔL_2 , в Екатеринино от продолжительности периода всходы-выметывание (но модель плохо обусловлена).

Пушкин:	$\Delta H = 0,63 + 1,21\Delta L_2$	$R^2 = 0,58$
Екатеринино:	$\Delta H = 0,45 + 1,35\Delta L_1$	$R^2 = 0,29$
Отрадно-Кубанская:	$\Delta H = -1,48 + 1,66\Delta L$	$R^2 = 0,68$
	или $\Delta H = -2,37 + 3,11\Delta L_2$	$R^2 = 0,62$

Таким образом, высота должна уменьшаться с ростом сумм температур.

Масса 1000 зерен (M_{1000}) оказалась слабо обусловленной погодноклиматическими условиями в Пушкине и Екатеринино. В Пушкине наиболее сильная корреляционная связь ($r=0,44$) с продолжительностью периода выметывание–созревание. В Екатеринино – отрицательная связь с осадками июня ($r=-0,53$). В Отрадно-Кубанском оказалась сильная связь с продолжительностью периода выметывание-созревание:

Отрадно-Кубанская:	$\Delta M_{1000} = -0,44 + 0,33\Delta L_2$	$R^2 = 0,70$
--------------------	--	--------------

Таким образом, можно ожидать на всех станциях уменьшения массы 1000 зерен.

Масса зерна с квадратного метра (Y) – урожайность – во всех исследованных пунктах имела наибольшие корреляции с высотой или массой 1000 зерен – больше, чем с продолжительностями периодов или непосредственно с температурами – осадками. Анализ первых разностей показал:

Пушкин:	$\Delta Y = 16,37 + 8,06 \Delta H$	$R^2 = 0,56$
Екатерино:	$\Delta Y = 0,24 + 5,36 \Delta H + 16,9 \Delta M_{1000}$	$R^2 = 0,38$
Кубань:	$\Delta Y = 41,08 + 51,38 \Delta M_{1000}$	$R^2 = 0,56$

Можно прогнозировать падение урожайности в Пушкине и Отраднo-Кубанском. Фактически (рис. 3) в Пушкине она уменьшалась до 2000-х гг., затем начала расти, синхронно с высотой и массой 1000 зерен. В Отраднo-Кубанском в период падения сумм температур урожайность росла. В Екатерино модель плохо обусловлена (меньше 50%), тенденция неопределенна, за исследованный период наблюдался недостоверный рост.



Рис. 3. Динамика массы зерна с квадратного метра, г: Пушкин 1980–2009 гг., Екатерино 1981–2009 гг., Отраднo-Кубанская 1974–1989 гг.

Выводы.

1. Изменения режима тепловлагообеспеченности летнего периода по-разному протекали в 1970–2009 гг. в трех исследованных регионах: суммы осадков в Пушкине уменьшились, в Отраднo-Кубанской – не изменились, в Екатерино – увеличились. В настоящий момент на всех трех станциях наблюдается достоверное увеличение сумм температур.

2. В районах с достаточным увлажнением на динамику хозяйственно-ценных признаков овса влияют суммы температур, в засушливом Центрально-Черноземном регионе влияет также изменение режима влагообеспеченности.

3. Продолжительность вегетационного периода определяется непосредственно климатическими факторами – уменьшается с ростом сумм температур, увеличивается с ростом сумм осадков. Высота, масса 1000 зерен и урожайность связаны с климатическими условиями опосредованно, через продолжительности фенофаз.

4. Связи высоты, массы 1000 зерен и урожайности проявляются при анализе первых разностей, т. к. существенное влияние на динамику этих признаков оказывает неклиматическая агротехническая составляющая.

5. Наблюдаемые изменения климата могут привести к укорачиванию вегетационного периода и уменьшению урожайности овса районированных ранее

сортов в Пушкине и Отраднo-Кубанской; в Екатеринино при дальнейшем увеличении количества осадков возможно удлинение вегетационного периода и увеличение урожайности.

Литература

Елисеева И. И. и др. Эконометрика. М.: Финансы и статистика, 2007. 576 с.

Новикова Л. Ю., Лоскутов И. Г., Дюбин В. Н. Анализ динамики хозяйственно ценных признаков овса сорта Боррус в условиях Северо-Запада РФ с 1980 по 2008 г. в связи с изменениями климата // Труды по прикладной ботанике, генетике и селекции. СПб.: ВИР, 2009. Т. 166. 615 с. С. 551–558.

Новикова Л. Ю., Дюбин В. Н., Лоскутов И. Г., Зуев Е. В. Анализ динамики хозяйственно – ценных признаков овса сорта Боррус и пшеницы сорта Ленинградка в условиях Ленинградской области за последние 30 лет в связи с изменениями климата // Агрометеорологическое обеспечение устойчивого развития сельского хозяйства в условиях изменения климата. Труды ГУ «ВНИИСХМ». Обнинск, 2010. Принято в печать.

Сиротенко О. Д., Павлова В. Н., Абашина Е. В. Моделирование влияния наблюдаемых и прогнозируемых изменений климата на продуктивность и устойчивость сельского хозяйства России и ближнего зарубежья // Проблемы агрометеорологии в условиях глобального изменения климата. Труды ГУ «ВНИИСХМ». Обнинск, 2007. Вып. 36. С. 45–62.

ЭФФЕКТЫ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ РТУТЬЮ НА ФУНКЦИОНАЛЬНУЮ АКТИВНОСТЬ ЛИСТЬЕВ *CHAMAENERION ANGUSTIFOLIUM*

И. Г. Захожий, И. В. Далькэ, А. Н. Низовцев, Т. К. Головки
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, zakhozhiy@ib.komisc.ru

Растения, являясь неотъемлемой частью биосферы, находятся в непрерывном взаимодействии с окружающей средой, обмениваясь с ней веществом и энергией. Различные факторы окружающей среды, воздействуя на растительный организм, вызывают в нем тот или иной отклик. В настоящее время большое внимание уделяется вопросам жизнедеятельности растений в условиях антропогенного загрязнения окружающей среды различными поллютантами, в том числе тяжелыми металлами. Одним из подходов, применяемых для оценки реакции живого растительного организма на присутствие в среде обитания загрязняющих веществ, является комплексное экофизиологическое обследование. Применение методов экофизиологии дает большой объем информации для выявления и оценки антропогенных воздействий на растительные системы, открывает возможности для разработки научных основ фиторемедиации загрязненных территорий, позволяет прогнозировать состояние нарушенных экосистем.

Ртуть не относится к необходимым растениям химическим элементам. Вместе с тем, она является одним из самых токсичных для растений металлов. В литературе приводятся результаты многих работ, направленных на выяснение механизмов действия ртути на растительные организмы (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Patra, Sharma, 2000; Israra et al., 2006; Скугорева и др., 2008). Большой интерес привлекают вопросы влияния тяжелых металлов на ассими-

ляционный аппарат растений и возможность использования эколого-физиологического подхода к биомониторингу (Головко, 2009). Проведение подобных исследований актуально для получения фундаментальных знаний о механизмах металлоустойчивости растений, а также в практическом плане для разработки мероприятий по фиторемедиации загрязненных территорий.

Целью работы было изучение воздействия хронического ртутного загрязнения почвы на функциональные характеристики фотосинтетического аппарата растений.

Объектом исследования были растения *Chamaenerion angustifolium* (L.) Moench. – многолетнее травянистое растение семейства кипрейных (Onagraceae). Отбор образцов осуществляли в период бутонизации – начала цветения растений на пробных площадках, расположенных по градиенту загрязнения почвы ртутью. Пробные площадки были заложены на отвалах бывшего золото-обогатительного цеха, расположенного на территории Национального парка «Югыд Ва» (Интинский р-н Республики Коми).

Содержание ртути в растительных и почвенных образцах определяли атомно-абсорбционным методом на спектрометр РА-915+ с приставкой ПИРО-915 (Люмекс, Россия). Измерения параметров индуцированной флуоресценции хлорофилла проводили с помощью специализированного флуориметра РАМ-2100 (Walz, Германия) на средней части листовой пластинки. Измерения интенсивности CO₂-газообмена листьев растений проводили при помощи ИК-газоанализатора LCPPro+ (ADC, Великобритания).

В результате проведенных исследований было выявлено чрезвычайно высокое содержание ртути в почве загрязненных участков (табл.). Содержание металла в корнеобитаемом слое контрольного участка составляло 104 мкг/кг почвы, а на участках № 2 и № 3 концентрация ртути превышала фоновое значение в 28 и 216 раз соответственно.

Таблица

Содержание ртути в почве и органах растений *Chamaenerion angustifolium*, мкг/кг сухой массы

Объект	Контроль	Участок № 2	Участок № 3
Почва	104	2960	22500
Листья	10	32	47
Стебли	7	21	29
Подземные органы	13	419	–

Примечание: – измерения не проводились

По содержанию Hg органы растений располагались в следующий убывающий ряд: подземные органы (корни и корневища) > листья > стебли. Выявлена положительная корреляция между содержанием металла в почве и растениях. Наряду с этим необходимо отметить выраженную барьерную функцию подземных органов *Chamaenerion angustifolium*, ограничивающих поступлению ртути в надземные органы при увеличении содержания металла в почве.

Исследования пигментного комплекса растений свидетельствует о незначительном влиянии ртутного загрязнения на содержание хлорофиллов и каро-

тиноидов в листьях *Chamaenerion angustifolium*. У растений, произрастающих на контрольном участке, содержание хлорофиллов *a* и *b* составляло 3,11 и 1,35, каротиноидов – 1,09 мг/г сухой массы. Нами не выявлено достоверных изменений содержания пигментов в листьях растений, произрастающих на загрязненных участках по сравнению с контролем.

Проведенное с привлечением метода индуцированной флуоресценции хлорофилла исследование функциональной активности фотосинтетического аппарата (ФА) свидетельствует о высокой устойчивости фотосистемы 2 (ФС 2) ФА *Chamaenerion angustifolium* к ртутному загрязнению. Величина максимального квантового выхода фотохимии ФС 2 (F_v/F_m) варьировала в пределах от 0,746 до 0,812 отн. ед. и составляла 0,746, 0,779 и 0,799 отн. ед. для растений в контроле и на участках № 2 и № 3 соответственно. Анализ световой зависимости скорости транспорта электронов в электрон-транспортной цепи ФС 2 хлоропластов *Chamaenerion angustifolium* не выявил значимых различий в эффективности использования поглощенного света в фотохимических процессах у растений в контроле и на загрязненной территории. Скорость транспорта электронов увеличивалась при возрастании освещенности до 500–700 мкмоль квантов/м²с. Максимальные значения скорости транспорта электронов в ЭТЦ ФС 2 составляли 250–300 мкмоль /м²с.

Измерения CO₂-газообмена листьев *Chamaenerion angustifolium* показало, что у растений, произрастающих на загрязненных ртутью участках, происходит существенное подавление видимого фотосинтеза. Так, если у растений в контроле максимальная скорость фиксации CO₂ составляла около 15 мкмоль/м²с, то у растений на загрязненных участках эта величина не превышала 3–6 мкмоль/м²с. Выход скорости видимого фотосинтеза на плато у растений на участках № 2 и № 3 происходил при интенсивности ФАР 250–300 мкмоль/м²с, в контроле увеличение интенсивности фотосинтеза отмечалось вплоть до 500 мкмоль/м²с ФАР. Помимо этого, нами выявлено снижение темного дыхания листьев *Chamaenerion angustifolium* с 3,6 мкмоль CO₂/м²с в контроле до 2,7 и 2,0 мкмоль CO₂/м²с на участках № 2 и № 3 соответственно.

Итак, результаты исследования свидетельствует о выраженной барьерной функции корневой системы *Chamaenerion angustifolium* при загрязнении корнеобитаемой среды ртутью, что позволяет отнести данный вид к растениям-исключателям. Вместе с тем, корневая система растений не способна полностью предотвратить поступление поллютанта из почвы в надземные органы при повышении его концентрации в корнеобитаемой среде. Увеличение концентрации ртути в листьях в 3–5 раз не оказывало заметного влияния на пигментный комплекс растений, вероятно, вследствие превышения скорости синтеза пигментов над их окислительной деструкцией. Не обнаружено изменений в состоянии ФС 2. Токсическое действие металла, поступившего в фотосинтетические ткани, проявлялось в подавлении скорости ассимиляции углерода при фотосинтезе и его окислении в дыхании, что свидетельствует о нарушении энергопластического баланса. Полученные данные свидетельствуют о перспективности использования экофизиологического подхода в биомониторинге территорий на загрязнение тяжелыми металлами.

Работа поддержана грантом программы Президиума РАН «Биологическое разнообразие» (проект: Биологическое разнообразие наземных и водных экосистем Приполярного Урала: механизмы формирования, современное состояние, прогноз естественной и антропогенной динамики).

Литература

Patra M., Sharma A. Mercury toxicity in plants // Botanical Review, 2000. V 66. P. 379–422.

Головко Т. К. Методы и подходы экологической физиологии растений для целей биомониторинга // Инновационные методы и подходы в изучении естественной и антропогенной динамики окружающей среды: Матер. всеросс. научной школы для молодежи (в 3 частях). Часть 1. Лекции. Киров: ООО «Лобань», 2009. С. 172–183.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.

Скугорева С. Г., Огородникова С. Ю., Головко Т. К., Ашихмина Т. Я. Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути / Под ред. Т. К. Головко. Екатеринбург: УрО РАН, 2008. 153 с.

Israra M., Sahia S., Dattab R., Sarkarb D. Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drummondii* // Chemosphere, 2006. Vol. 65. № 4. P. 591–598.

К ВОПРОСУ О СОВЕРШЕНСТВОВАНИИ ТЕХНОЛОГИИ ПРОИЗВОДСТВА ЦВЕТОЧНО-ДЕКОРАТИВНЫХ РАСТЕНИЙ, УСТОЙЧИВЫХ К УРБОСРЕДЕ

О. Г. Большова

*Ижевская государственная сельскохозяйственная академия, г. Ижевск,
ООО «Липецкий филиал Всероссийского общества охраны природы», г. Липецк,
destiny2011@yandex.ru*

В настоящее время механизмы адаптации растений к условиям урбосреды являются объектом пристального внимания ученых. Своеобразие природных и антропогенных факторов, влияющих на формирование городской среды, требует и современного научно-обоснованного подхода к выбору цветочно-декоративных растений для озеленения городов, включающего как подбор видов и сортов, так и совершенствование технологии производства продукции, повышающей устойчивость растений к урбосреде.

В цветочном озеленении территорий малых городов петуния занимает значительное место, причем спрос на цветочную продукцию юного возраста наблюдается с апреля по август. Цветочная рассада ранних сроков посева используется для переносных вазонов, а также в течение лета возникает необходимость ремонта и посадки новых цветников.

Целью нашей работы является изучить особенности формирования генеративных и вегетативных органов у декоративно-цветущих растений на примере петунии гибридной в различных метеорологических условиях, подобрать оптимальные сроки посева для производства цветущей рассады на территории городов центрального Черноземья.

В ходе работы изучалось влияние сроков посева семян на устойчивость и декоративные качества растений, которые определяются совокупностью следующих морфологических и биологических признаков: диаметр цветка (соцветия), высота и диаметр куста, а также возраст растений (рассады) при переходе в генеративную фазу.

В 2008–2010 гг. был заложен производственный опыт в фермерском хозяйстве «Ягодка» на территории Липецкой области. Опыт двухфакторный (фактор А – группы цветочных культур (петуния: сортовая, каскадная, крупноцветковая, мини, махровая); фактор В – сроки посева семян (20 января, 15 февраля, 11 марта, 5 апреля). Опыт закладывался в условиях защищенного грунта, включал 20 вариантов в трехкратном повторении. Для опыта использовался сортовой семенной материал со всхожестью 98 %. Грунт для выращивания петунии и элементы технологии возделывания были проведены согласно требованиям культуры. Факторы ухода за растениями были приняты как постоянные и исследованию не подвергались. За опытными растениями проводили фенологические наблюдения, морфометрический анализ побега в фазе бутонизации, оценку декоративных качеств (размер цветка), а также оценивали хозяйственно-биологические признаки. Результаты подвергнуты дисперсионному анализу с использованием пакета «Statistica 5.5».

При получении рассады важными признаками являются такие качества рассады как плотность, компактность и высота куста. Дисперсионный анализ показателей высоты и диаметра надземной части растения показал, что изучаемые факторы и их взаимодействие оказали существенное влияние на высоту растений и диаметр куста ($p < 0,05$). На момент перехода растений в генеративное состояние у всех изучаемых групп петунии статистически достоверно уменьшился диаметр надземной части растений при посеве семян в марте и апреле. Максимальный диаметр вегетирующей части рассады наблюдался в январских и февральских посевах. При этом в 2009 г., наиболее благоприятном по метеорологическим показателям, во всех вариантах сроков посева диаметр куста у всех групп растений, кроме каскадной петунии (рис.), больше соответствующих в другие годы исследования (2008 и 2010 гг.).

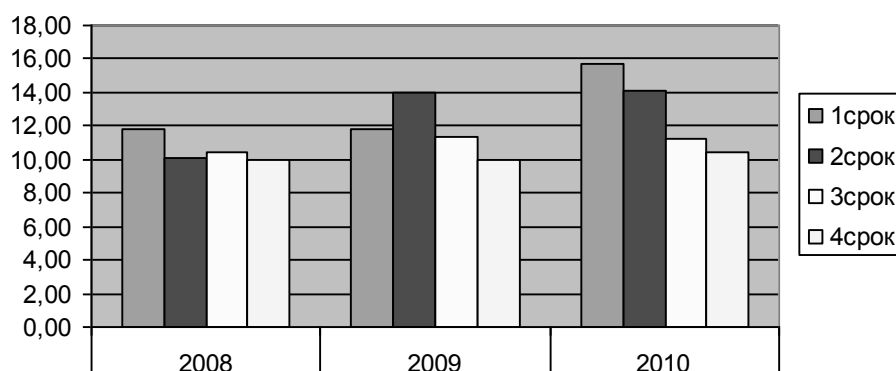


Рис. Диаметр куста петунии каскадной при различных сроках посева семян, см

Статистическая обработка данных показала, что для всех без исключения изучаемых объектов характерно увеличение высоты главного побега (Н) при апрельском посеве семян. Таким образом, сроки посева семян обеспечили достоверную прибавку высоты растений.

Перераспределение ростовых процессов, выражающееся в увеличении высоты главного побега и сокращении диаметра цветка, ведет к потере декоративности растений в условиях открытого грунта. Вытянутый главный побег при отсутствии кущения неустойчив к неблагоприятным факторам среды. Для достижения декоративности озелняемого участка потребуются применение таких агротехнических приемов, как увеличение плотности посадки, что повлечет за собой дополнительные финансовые затраты. Оптимальная высота и диаметр куста наблюдается при посеве семян в феврале – марте.

В большинстве случаев целью выращивания рассады является получение цветущей продукции. На диаметр цветка (D) петунии гибридной и сортовой существенное влияние оказали все изучаемые факторы и их взаимодействие ($p < 10^{-28}$). Для всех цветочных групп характерна схожая реакция: в вариантах второго и последующего сроков высева семян наблюдается уменьшение D цветка. Но данные значения носят только численный характер, визуально данные отличия незначительны. Например, D цветка махровой петунии уменьшился 0,4 см. Наиболее крупный цветок характерен для ранних сроков посева (январь, февраль). Метеорологические особенности третьего года исследования (2010 г.) наиболее существенно повлияли на размеры D цветка крупноцветковых групп, которые значительно сократились. Это свидетельствует о том, что в экстремальных условиях (повышенный уровень инсоляции, неблагоприятный температурный режим), миниатюрные формы цветка проявляют большую устойчивость.

Дисперсионный анализ результатов убедительно показал, что сроки перехода растений в генеративную фазу развития достоверно зависят от срока посева семян (табл.).

Таблица

Влияние срока посева семян на возраст растений петунии при переходе в генеративную фазу (Липецкая область, 2008–2010 гг.), дни

Сорта и гибриды петунии	Годы исследований	Сроки посева семян			
		январь	февраль	март	апрель
Баскин Робинс	2008	99	81	69	69
	2009	109	97	86	82
	2010	99	79	79	77
Петуния F1 крупноцветковая	2008	91	77	62	70
	2009	101	90	81	71
	2010	90	88	76	69
Петуния F1 каскадная	2008	95	80	76	76
	2009	115	92	76	76
	2010	90	85	73	72
Петуния F1 мини	2008	94	78	71	72
	2009	104	92	83	75
	2010	92	88	71	68
Петуния F1 махровая	2008	98	94	79	78
	2009	104	95	85	72
	2010	93	89	81	75

Результаты дают возможность достоверно утверждать, что наиболее поздний период бутонизации наблюдается при посеве семян в январе. В последующие сроки независимо от группы растений сроки ожидания начала цветения сокращаются. Таким образом, можно заключить, что на закладку цветочной почки сроки посева семян оказывают существенное влияние.

Заключение. Декоративные качества рассады определяются совокупностью следующих признаков: высота и диаметр куста, срок цветения и диаметр цветка (соцветия). Сочетание средней высоты и максимального диаметра цветков дает возможность получить растения, устойчивые к полеганию в открытом грунте. Наше исследование показало, что рассаду такого качества в условиях центрального Черноземья можно получить при посеве семян петунии в феврале – марте. Для получения цветущей рассады оптимальным сроком посева семян является март. Следует отметить, что в годы экстремальных метеорологических условий (высокая инсоляция теплиц, высокие температуры внешней среды) цветочные группы с наиболее крупными цветками проявляют значительную изменчивость диаметра цветка (т. е. наиболее существенные отклонения от заявленных производителям декоративных характеристик растений). Несмотря на незначительное уменьшение диаметра вегетативной надземной части растений и цветка при более поздних сроках посева семян, полученная в этих вариантах рассада имеет большое значение для использования в ранневесеннем цветочном оформлении городов, т.к. переход растений в генеративное состояние при апрельском посеве семян приходится на первую декаду июня.

ГУМИНОВЫЕ ПРЕПАРАТЫ МОДИФИЦИРУЮТ РЕАКЦИЮ ЯЧМЕНЯ НА ИОНЫ СВИНЦА

Е. А. Русских¹, Л. Н. Шихова²

¹ *ГУ ЗНИИСХ Северо-Востока им. Рудницкого, edaphic@mail.ru*

² *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Shikhova@e-kirov.ru*

Дополнительное вовлечение в биогеохимический круговорот тяжелых металлов (ТМ), в частности свинца, за счет усиливающейся антропогенной нагрузки приобретает все большее значение для функционирования природных экосистем и здоровья человека. Соединения свинца обладают высоким токсическим эффектом и способны сорбироваться и депонироваться в почве. Известно, что органическое вещество почвы аккумулирует ТМ. Основную роль в этом процессе играют гумусовые кислоты, которые можно рассматривать как детоксиканты по отношению к ионам ТМ (Лодыгин и др., 2007).

Отклонение условий среды от оптимальных для жизнедеятельности растений приводит к изменению физиологических параметров, обусловленных непосредственным действием стрессоров на клетку. Наиболее важное значение в реакции растений на стрессовое воздействие играют изменения таких физиологических процессов как прирост общей биомассы, интенсивность поглощения и утилизации минеральных элементов питания, скорость обновления внут-

риклеточных структур и органелл, новообразование и распад метаболитов. Все эти процессы являются энергозависимыми, поэтому изменения в работе фотосинтетического аппарата растений влекут за собой изменения процессов метаболизма (Варшал и др. 1999; Зеленский, 1995).

Целью исследований являлось изучение влияния гуминовых препаратов на физиолого-морфологические показатели ячменя в условиях повышенного содержания свинца в среде роста.

Объект исследований – растения ячменя сорта Новичок, выращиваемые в сосудах с песком емкостью 400 г, количество растений в сосуде – 5 штук. Длительность опыта 4 недели. Растения выращивались на полной питательной смеси Кнопа, свинец вносили в виде ацетата. Также использовали два вида препаратов гуминовых веществ (ГВ), извлеченных из твердых бытовых отходов растворами NaOH (ГВ-1) и Na₂CO₃ (ГВ-2). Препараты ГВ получены из ГНУ ВНИИСХ Микробиологии Россельхозакадемии (лаб. микробной экотехнологии). В качестве стандарта использовали препарат «Гумат + 7 микроэлементов» производства ООО «Аграрные технологии» Россия, г. Иркутск.

Схема опыта включала следующие варианты: контроль (смесь Кнопа); контроль + водный раствор (CH₃COO)₂Pb с концентрацией иона свинца 600 мг/кг. Далее вводились варианты с добавлением стандартного и испытуемых гуминовых препаратов в разведении 1:100.

Анализируемые показатели: высота растений, сухая масса листьев, ростков и корней, содержание фотосинтетических пигментов. Оценку содержания пигментов осуществляли с использованием спектрофотометра УФ-видимого диапазона UVmini-1240 производства SHIMADZU Corporation (Japan) по поглощению при длинах волн 470, 645 и 663 нм. Выделение пигментов и расчет их содержания проводили по методикам Lichtenthaler (1987) и Lichtenthaler, Bushmann (2001). В качестве экстрагента применяли 100% ацетон.

Обработка полученных данных проведена с использованием статистических программ MS Excel 2007.

В результате исследований было установлено, что высота растений под воздействием соли свинца снизилась на 20%, а в вариантах с дополнительным внесением ГВ и стандартного препарата «Гумат+7» высота растений не отличалась достоверно от контроля (рис. 1).

Сухая масса стеблей, листьев и корней уменьшилась в среднем на 33% при воздействии свинца. Применение всех изучаемых гуминовых препаратов привело к восстановлению данных параметров до контрольных значений. В варианте Pb + ГВ-1 значения даже превысили контрольные на 37, 22 и 27% соответственно, однако процент сухого вещества в стеблях, листьях и корнях снизился на 17, 10 и 28%. Эти данные говорят о значительном увеличении сырой массы растений под влиянием данного препарата, причем, в основном, это произошло за счет повышения содержания воды: в листьях и стеблях – на 50%, а в корнях – на 100%.

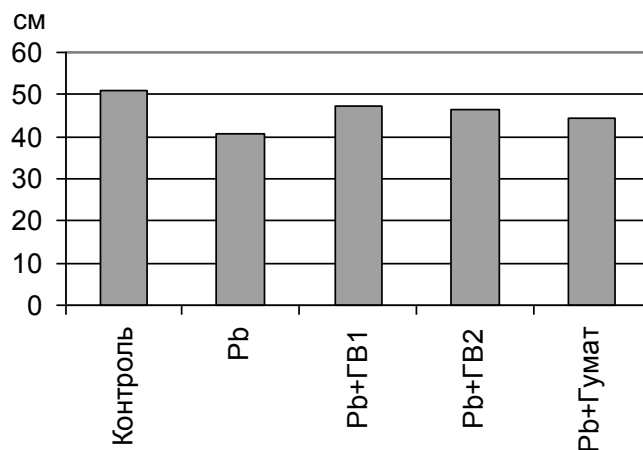


Рис. 1. Высота растений ячменя

Процентное содержание сухого вещества в стеблях, листьях и корнях ячменя показывает количество накопленной биомассы в той или иной части растения (рис. 2). В контрольном варианте большая часть накопленной биомассы сосредоточена в стеблях и корнях ячменя. Негативное воздействие свинца отражается в резком снижении процентного содержания сухого вещества в корнях растений. Применение гуминовых препаратов на данном этапе не привело к увеличению сухого вещества в корнях ячменя.

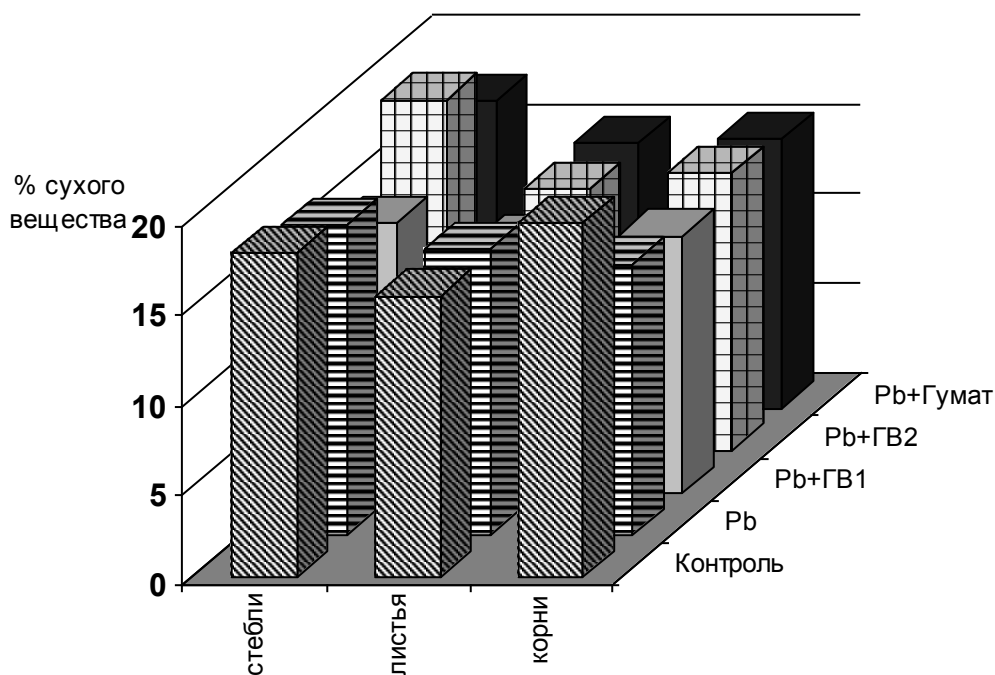


Рис. 2. Процентное содержание сухого вещества в стеблях, листьях и корнях ячменя

При внесении свинца содержание каротиноидов и хлорофиллов групп *a* и *б* увеличилось, причем отношение хлорофиллов *a/b* осталось неизменным, что говорит об их пропорциональном увеличении. Отношение $(a+b)/кар$ во всех вариантах снизилось, что говорит о большем увеличении содержания каротиноидов, чем хлорофиллов.

**Процентное содержание фотосинтетических пигментов
в листьях ячменя, %**

Вариант	Хлорофилл а, %	Хлорофилл б, %	Каротиноиды, %	Отношение хлороф. а/б %	Отношение (а+б)/кар*. %
Контроль	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Pb	120,3	118,8	143,8	100,8	82,1
Pb+ГВ-1	104,6	110,3	135,0	94,4	78,4
Pb+ГВ-2	88,6	96,9	93,1	91,1	80,5
Pb+Гумат	150,9	147,0	175,6	102,4	83,3

* (а+б) – сумма хлорофиллов а и б; кар – каротиноиды

Пигментный комплекс по-разному реагировал на внесение различных гуминовых препаратов на фоне свинца. Действие препарата ГВ-1 не привело к изменению работы фотосинтетического аппарата ячменя; действие препарата ГВ-2 проявилось в снижении содержания как хлорофиллов, так и каротиноидов до контрольных значений; наибольшие изменения в пигментном комплексе наблюдаются при действии препарата Гумат+7: в данном варианте происходит увеличение содержания пигментов. Поэтому для устранения токсического влияния ионов свинца на фотосинтетический аппарат листьев ячменя наилучшим образом подходит гуминовый препарат ГВ-2.

Таким образом, использование гуминовых препаратов на фоне свинцового стресса приводит к увеличению высоты растений и их массы до контрольных величин, но биомасса корней остается низкой. Увеличение содержания фотосинтетических пигментов на фоне свинца, возможно, обусловлено внесением полной дозы питательной смеси Кнопа, т. к. входящие в нее элементы могут снижать токсическое действие свинца. Поскольку накопление биомассы не происходит, то можно сказать, что эффективность работы хлоропластов снижена, а избыточная световая энергия, поглощенная ими, гасится каротиноидами. Гуминовые препараты на фоне свинца различно влияют на содержание фотосинтетических пигментов в листьях ячменя.

Литература

Варшал Г. М., Кощеев И. Я., Хушвахтова С. Д. и др. Комплексообразование ртути с гуминовыми кислотами как важнейший этап цикла ртути в биосфере // Геохимия, 1999. № 3. С. 269–275.

Зеленский М. И. Фотосинтетические характеристики важнейших сельскохозяйственных культур и перспективы их селекционного использования // Физиологические основы селекции растений. СПб.: Издательство ВИР, 1995. Т. II. Ч. II. С. 446–554.

Лодыгин Е. Д., Безносиков В. А., Чуков С. Н. Структурно-функциональные параметры гумусовых веществ подзолистых и болотно-подзолистых почв. СПб., 2007. 145 с.

Lichtenthaler H. K. Chlorophylls and carotenoids – pigments of photosynthetic biomembranes // Methods in Enzymology. Eds. S.P. Colowick and N.O. Kaplan. Academic Press: Sydney. 1987. P. 350–382.

Lichtenthaler H. K., Bushmann C. Extraction of Photosynthetic Tissues: chlorophylls and carotenoids // Current protocol in Food Analytical Chemistry. 2001. F4.2.1–F4.2.6.

РЕАКЦИЯ РАСТЕНИЙ ЯЧМЕНЯ НА РАЗНЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ИОНОВ МАРГАНЦА И ЖЕЛЕЗА

О. А. Зубкова

*ГНУ ЗНИИСХ Северо-Востока им. Рудницкого, г. Киров,
edaphic@mail.ru*

Марганец и железо в небольших дозах являются необходимыми элементами для роста и развития растений. Их физиологическая роль в растительных организмах связана, прежде всего, с участием данных элементов в окислительно-восстановительных процессах, в фотосинтезе растений. Кроме того, эти элементы тесно взаимосвязаны друг с другом: при недостатке марганца накапливается закисное железо, а при его избытке – окисное, в результате чего возникает хлороз растений (Лукин и др., 2006).

Негативное действие на растения может оказывать не только недостаток, но и избыток этих элементов. Более токсичными для растений являются подвижные формы марганца и железа при высоком содержании в почве, особенно при повышенной кислотности и возникновении анаэробных условий (Алексеев, 2008).

Для подзолистых и дерново-подзолистых почв Нечерноземной зоны России характерна высокая кислотность и высокое содержание Mn и Fe. В частности, содержание подвижного марганца в почвах Кировской области колеблется в широких пределах: от нескольких единиц до 100 мг/кг почвы и более, что превышает ПДК для дерново-подзолистых почв – 80 мг/кг при pH 5,1–6,0 (Пределно допустимые..., 2006). Содержание подвижного железа колеблется от нескольких единиц до 200 мг/кг и более (Шихова, 2005). В осенний и весенний периоды, когда происходит переувлажнение почвы, количество двухвалентных форм данных элементов может увеличиваться.

Сокращение объемов известкования ведет к подкислению почв, следовательно, повышается подвижность элементов. На содержание подвижных форм марганца и железа также оказывает влияние внесение удобрений. Например, внесение фосфора и калия приводит к увеличению обменных форм Mn, извлекаемых уксусноаммонийной вытяжкой по Крупскому (Панин, Королев, 2006). Поэтому определение концентраций Mn и Fe, оптимальных для роста сельскохозяйственных растений является актуальной задачей сельского хозяйства.

Подвижность Mn и Fe в почве зависит от многих факторов и внесением больших количеств солей данных элементов не всегда удается создать фактически его избыточные концентрации. Поэтому нами была проведена серия опытов в водной культуре с целью выявления дифференцирующих концентраций марганца и железа для ячменя.

В качестве тест-культуры был взят ячмень сорта Новичок. Марганец и железо вносили в виде водных солей $MnSO_4$ и $FeSO_4$, контролем служила дистиллированная вода. Семена закладывали в рулоны фильтровальной бумаги по 50 штук в каждой из трех повторностей и помещали на 5 дней в сосуды с рабо-

чими растворами. Были использованы следующие концентрации ионов Mn^{2+} : 16, 32, 64, 96, 128, 160 мг/л; ионов Fe^{2+} : 44, 60, 80, 100 и 120 мг/л.

Уровень устойчивости растений оценивали по измерениям длины корней, сухой массы проростков и корней. Величина pH растворов измерялась перед закладкой рулонов и через 5 дней.

В результате исследований было установлено, что под действием ионов марганца при концентрациях 64, 96, 128 и 160 мг/л происходило уменьшение длины корней ячменя на 10,97; 15,04; 19,98 и 34,61% соответственно по сравнению с контролем. Под влиянием концентраций ионов марганца 16 и 32 мг/л происходило увеличение длины корней на 9,32 и 10,91% соответственно (рис. 1).

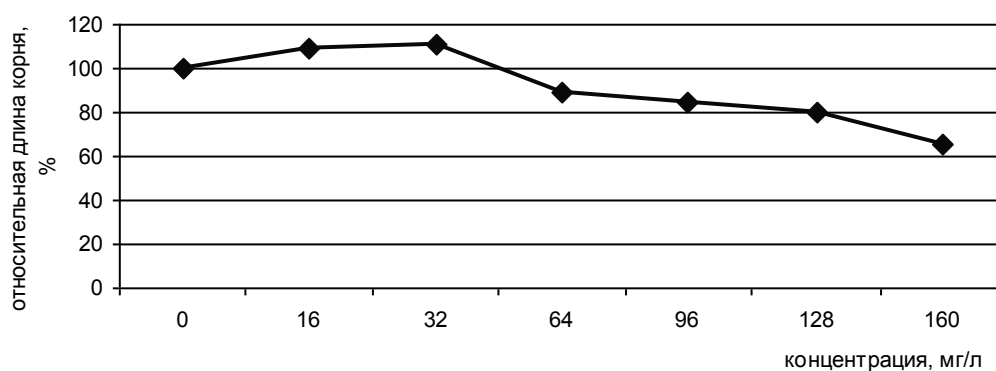


Рис. 1. Влияние различных концентраций Mn на длину корней

Под влиянием ионов железа происходило уменьшение длины корней примерно на 50% по сравнению с контролем при всех внесенных концентрациях. При этом достоверных отличий по вариантам не наблюдалось.

Другие исследователи использовали более высокие концентрации. По данным Авдониной (1969), отрицательное действие марганца на урожай большинства сельскохозяйственных культур наблюдается при содержании 300 мг/кг почвы и более. В условиях водной культуры для растений овса ионы марганца оказывали отрицательное влияние при концентрациях выше 192 мг/л (Плотникова и др., 2008). Большинство других исследователей ограничиваются качественной оценкой чувствительности растений к избытку марганца и железа (Небольсин, Небольсина 2005).

С увеличением концентрации вносимых солей марганца pH раствора изменялся незначительно в сторону подкисления, а при внесении солей железа — снижился более заметно (рис. 2 и 3). Таким образом, внесение в раствор солей данных элементов приводит к увеличению его кислотности.

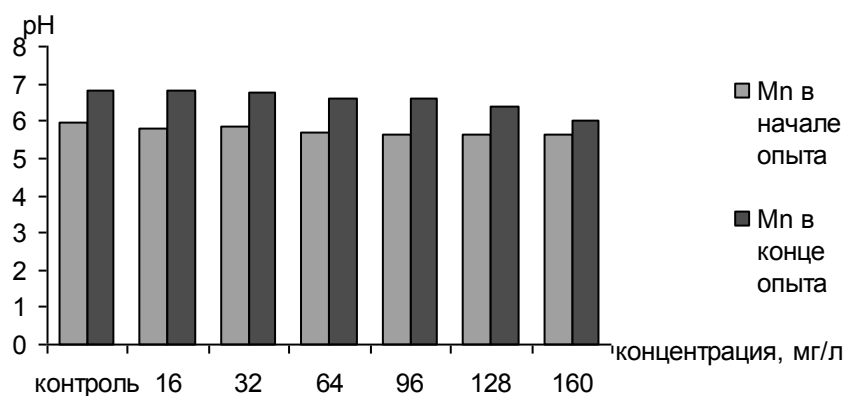


Рис. 2. Изменение рН раствора при добавлении солей Mn

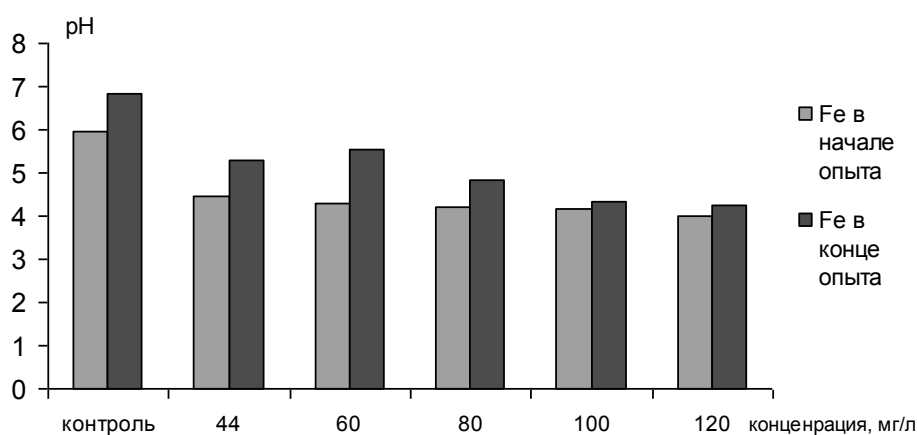


Рис. 3. Изменение рН раствора при добавлении солей Fe

Известно, что марганец и железо влияют на кислотно-щелочной баланс почвы. Внесение солей марганца и железа оказывало достоверное подкисляющее действие на почву, причем существенно возросла величина обменной кислотности (Небольсин, Небольсина, 2005). Внесение возрастающих доз Mn в темно-каштановую среднесуглинистую почву также оказывало подкисляющее действие (Панин, Королев, 2006). Авторы объясняют это комплексом факторов, основными из которых являются: внесение элементов в форме хорошо растворимых сернокислых солей, взаимодействие ионов данных элементов с алюмосиликатами или гидроксидами алюминия с выделением протонов водорода, образование сложных комплексов с органическим веществом почвы, взаимодействие между микроорганизмами почвы и гумусом с образованием гидратов окисей Mn и Fe. Наши данные подтверждают отмеченную точку зрения этих авторов.

Выводы.

1. Достоверный дифференцирующий эффект ионов Mn^{2+} на рост ячменя наблюдался при концентрациях выше 64 мг/л.

2. Дифференцирующими для ячменя являлись все вносимые концентрации ионов железа: 44, 60, 80, 100 и 120 мг/л.

3. При добавлении солей железа и марганца происходило повышение рН растворов

Литература

- Авдонин Н. С. Повышение плодородия кислых почв. М., 1969. 304 с.
- Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб., 2008. 216 с.
- Лукин С. В., Авраменко П. М., Меленцова С. В. Динамика содержания подвижных форм цинка и марганца в пахотных почвах Белгородской области // *Агрохимия*. 2006. № 7. С. 5–8.
- Небольсин А. Н., Небольсина З. П. Теоретические основы известкования почв. СПб., 2005. 252 с.
- Панин М. С., Королев А. Н. Формы соединений марганца при различных дозах его внесения в темно-каштановую почву // *Агрохимия*. 2006. № 7. С. 40–48.
- Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
- Плотникова О. М., Ларионова А. П., Воронина Е. А., Голоднова Л. В. Повышение устойчивости растений к стрессовым явлениям в условиях загрязнения почвы ионами марганца и меди внесением соломы // *Региональные проблемы природопользования и охраны окружающей среды*. Курган, 2008. С. 203–213.
- Шихова Л. Н. Содержание и динамика тяжелых металлов в почвах Северо-Востока европейской части России. Дисс. ... д-ра с.-х. наук. СПб – Пушкин, 2005. 317 с.

ДЕЙСТВИЕ ПИРОФОСФАТА НАТРИЯ НА БИОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАСТЕНИЙ

Л. С. Свинолунова¹, С. Ю. Огородникова^{1,2}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Пирофосфат натрия представляет собой фосфорсодержащее неорганическое соединение, хорошо растворимое в воде. Он используется для производства моющих, чистящих средств и эмульгаторов, применяется как реактив фосфатизации при поверхностной обработке металлов, в качестве вспомогательного реактива в гальванике, стабилизатора пероксо-соединений в текстильной промышленности, флотореагента в металлургии, разжижителя эмалей и керамических изделий, используется при обработке бурового шлама. Известно, что пирофосфат натрия образуется в качестве продукта сжигания реакционных масс на втором этапе уничтожения фосфорсодержащих отравляющих веществ и является потенциальным загрязнителем окружающей среды в ходе функционирования объектов по уничтожению фосфорсодержащих отравляющих веществ (Ашихмина, 2002).

Ранее было показано, что пирофосфат натрия (ПФН) оказывает влияние на всхожесть семян, рост проростков и накопление биомассы. Пороговой дозой, ниже которой не отмечаются токсические эффекты пирофосфата на растения ячменя, является 0,01 моль/л (Рудковская и др., 2009).

Целью работы было изучение биохимических реакций растений на действие пирофосфата натрия при разных способах обработки.

Опыты проводились в лабораторных и полевых условиях. В первой серии опытов 14-ти дневные проростки ячменя сорта «Новичок», выращенные в ла-

бораторных условиях, обрабатывали раствором ПФН (0,01 моль/л) в течение 1 часа (в раствор погружали только корневую систему растения). Во второй серии опытов дикорастущие растения (подорожник большой и одуванчик лекарственный) обрабатывали раствором ПФН (0,1 моль/л) путём распыления до полного смачивания листовой пластины растения.

Исследовали действие ПФН на растения по следующим биохимическим показателям: интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) (Лукаткин, 2002); содержание антоцианов в листьях (Муравьева, 1987); выход электролитов из корней (Огородникова, Кантор, 2008).

Биохимические реакции растений на действие ПФН зависели от концентрации ПФН, способа обработки и отличались у различных видов растений. Действие токсиканта приводило к накоплению реакционно-способных форм кислорода, которые инициируют окислительные процессы в клетках растений.

Установлено, что ПФН вызывал активацию процессов перекисного окисления липидов в растительных тканях. Через сутки после инкубации ячменя на растворе ПФН отмечали инициацию ПОЛ в корнях растений, что, по-видимому, обусловлено непосредственным контактом корневой системы с раствором токсиканта (рис. 1 а). На вторые сутки происходит восстановление интенсивности ПОЛ до уровня контрольных растений. Напротив, в листьях ячменя в первые сутки наблюдалось снижение интенсивности процессов ПОЛ, что, может быть, связано с активацией антиоксидантной системы растения. Ранее нами отмечалось, что в первые часы после действия ПФН происходит возрастание активности пероксидазы (Свинолупова, Огородникова, 2010). Далее активность ПОЛ в листьях опытных растений возрастала и на вторые сутки была выше уровня контрольных растений в 1,3 раза.

В полевых опытах отмечали сходные ответные реакции на действие ПФН. В большей степени инициация ПОЛ отмечена в листьях дикорастущих растений в первые сутки опыта (в 3,5 раза для одуванчика, в 2,4 раза для подорожника), на вторые сутки опыта происходило резкое понижение активности ПОЛ (рис. 1 б). Активность ПОЛ в корнях подорожника через 24 часа после обработки ПФН возрастала на 20%, далее происходило восстановление ее до уровня контрольных растений.

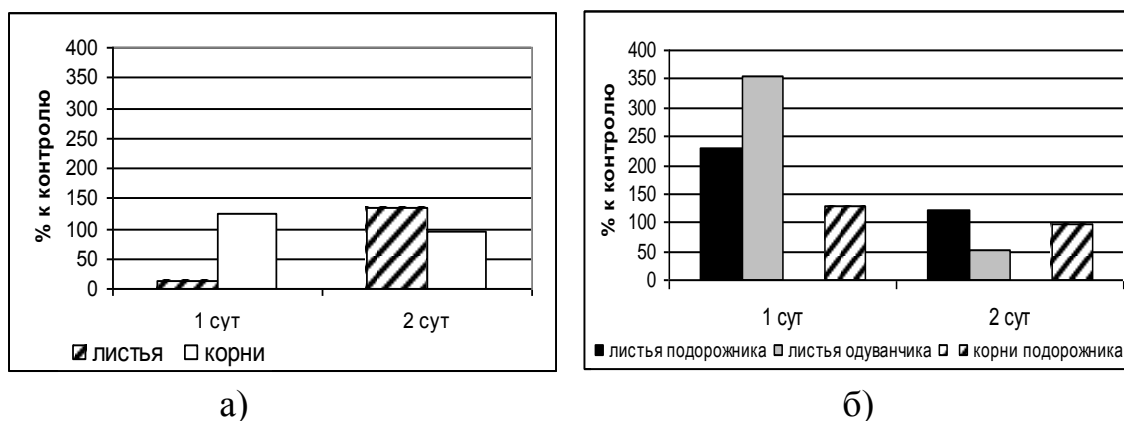


Рис. 1. Динамика изменения активности перекисного окисления липидов в растительных тканях под влиянием пирофосфата натрия а) ячмень сорта «Новичок» б) одуванчик и подорожник

Действие пирофосфата натрия вызывало активацию антиоксидантной защиты растения, которая проявилась в изменении уровня антоцианов. Возрастающие уровни антоцианов наблюдались в листьях растений, обработанных раствором ПФН. Установлено незначительное повышение содержания антоцианов в листьях ячменя через 24 часа и снижение его на вторые сутки (рис. 2 а). У дикорастущих растений, обработанных ПФН (0,1 моль/л), в первые сутки уровень антоцианов значительно возрастал. Далее происходило снижение количества антоцианов ниже уровня контрольных растений (рис. 2 б).

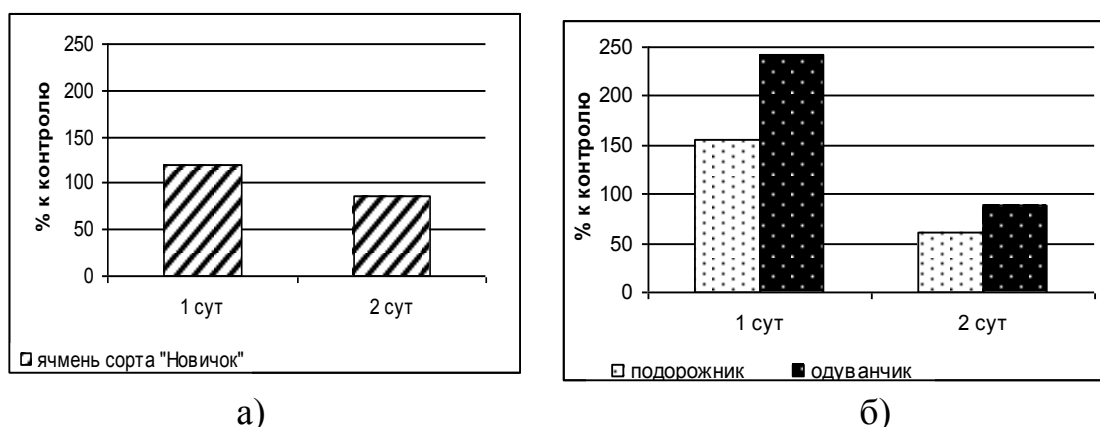


Рис. 2. Динамика изменения уровня антоцианов в листьях растений под влиянием пирофосфата натрия а) у ячменя, б) у дикорастущих растений

На действие токсиканта наблюдали еще одну неспецифическую реакцию растения – выход электролитов из корней растения. Выход электролитов является показателем, характеризующим степень повреждения клетки, и может быть использован для диагностики ее устойчивости к неблагоприятным условиям среды (Биотрансформация., 1988). Установлено, что экзоосмос электролитов из корней опытных растений ячменя возрастал уже в первые сутки, в это же время наблюдается возрастание активности ПОЛ, которое, по-видимому, и ведет к усилению выхода электролитов (рис. 3). На вторые сутки происходит снижение данного показателя, в это же время наблюдается снижение активности процессов ПОЛ. Выход электролитов из корней подорожника, обработанного токсикантом, был ниже уровня контрольных растений.



Рис. 3. Динамика выхода электролитов из корней растений под влиянием ПФН

Таким образом, в ходе модельных опытов установлено, что ПФН вызывает сходные ответные реакции у растений разных видов, которые проявляются в изменении показателей: активность ПОЛ, накопление антоцианов, выход электролитов. В то же время, в полевых условиях реакции выражены в большей степени (более высокий уровень антоцианов, большая активность процессов ПОЛ) по сравнению с опытами в лабораторных условиях, что, по-видимому, связано с разными концентрациями действующего вещества и способом обработки. Высокая чувствительность биохимических показателей растения к действию токсиканта обуславливает возможность использования их для биоиндикации территорий, подверженных действию пиррофосфата натрия.

Литература

Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

Рудковская О. Н., Сунцова Н. С., Огородникова С. Ю. Изучение эффекта малых и сверхмалых доз пиррофосфата натрия на растения // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Материалы четвертой областной научно-практической конференции молодежи. Киров, 2009. С. 104–106.

Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. Ун-та, 2002. 208 с.

Муравьева Д. А., Бубенчикова В. Н., Беликов В. В. Спектрофотометрическое определение суммы антоцианов в цветках василька синего // Фармакология, 1987. Т. 36. С. 28–29.

Огородникова С. Ю. Кантор Г.Я. Кинетика экзосмоса электролитов у проростков ячменя под действием стресс-факторов // Современная физиология растений: от молекул до экосистем: Материалы международной конференции в 3 частях. Сыктывкар, 2007. Ч. 2. С. 299–301.

Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Биохимические реакции растений на действие пиррофосфата натрия. // Наука нового века – знание молодых. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. молодых ученых, аспирантов и соискателей, посвящ. 80-летию Вятской ГСХА.: Вятская ГСХА, 2010. С. 148–152.

Биотрансформация ксенобиотиков в растениях. / С. В. Дурмишидзе, Т. В. Девдариани, Х. А. Кахнишвили, О. А. Буадзе. Тбилиси: Мецниереба, 1988. 286 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЧЕРЕНКОВ ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В БИОИНДИКАЦИИ

С. Ю. Огородникова

*Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и
Вятского государственного гуманитарного университета,
svetao_05@mail.ru*

В настоящее время для оценки качества среды существует множество методов, которые основаны на реакции живых систем. Растительные организмы являются наиболее удобными объектами для проведения мониторинговых исследований. Для оценки токсичности природных сред в качестве модельных растений используются крестоцветные, бобовые, злаковые, которые возделываются в сельском хозяйстве. Однолетние растения удобно выращивать в лабораторных условиях, изучать зависимости доза-реакция на действие токсикан-

тов. Однако, в природной среде большинство используемых в целях биотестирования видов растений не встречаются. Поэтому изучаемые ответные реакции видов сельскохозяйственных растений являются лишь моделью, которая отражает возможные изменения в растительном покрове в условиях загрязнения среды.

Для получения объективной оценки степени токсичности природных сред целесообразно использовать как однолетние, так и многолетние растения, широко распространенные в природе. Примером таких тест-объектов могут служить черенки различных древесных растений. Их применение в мониторинговых исследованиях имеет ряд преимуществ: черенкование не приносит особого вреда растениям, для токсикологических экспериментов возможно применение нескольких видов растений, подобные исследования можно проводить в зимне-весенний период.

Целью работы было изучить возможности использования черенков древесных растений в экотоксикологических исследованиях.

Опыты проводили в лабораторных условиях в весенний период. Для опыта были отобраны годовые побеги древесных растений: ольха серая (*Alnus incana* (L.) Moench), береза повислая (*Betula pendula* Roth), тополь бальзамический (*Populus balsamifera* L.). Черенки тополя были отобраны в первых числах апреля во время весенней обрезки (период покоя растений). Черенки других видов растений были отобраны в начале мая, в период активного сокодвижения и набухания почек. Длина черенков варьировала в зависимости от вида растений и составляла 25–38 см. В лабораторных условиях черенки растений помещали в растворы модельного токсиканта – метилфосфоновой кислоты разной концентрации: $5 \cdot 10^{-5}$, $5 \cdot 10^{-4}$, $5 \cdot 10^{-3}$, 0,01 моль/л (рН 2,4–3,8). С целью выделения эффекта подкисления в опыте с черенками тополя тестировали токсичность растворов МФК разной концентрации и МФК с добавлением цитратного буфера (рН 4,0–4,6). Контроль – дистиллированная вода. Наблюдения за влиянием МФК на состояние черенков березы и ольхи проводились в течение 14 дней, в опыте с черенками тополя – 30 дней. Изучали влияние МФК на следующие показатели: раскрытие почек, продолжительность распускания листьев, размеры листьев, содержание воды в листьях, количество пластидных пигментов в листьях, образование корней. Концентрацию хлорофиллов а и б и каротиноидов в листьях определяли в ацетоновой вытяжке на спектрофотометре Specol 1300 при длинах волн 662, 644 и 440,5 нм соответственно (Шлык, 1971). Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов (Лакин, 1973). На рисунке и в таблицах приведены средние арифметические величины со стандартным отклонением.

В первой серии опытов было изучено влияние растворов МФК и МФК с добавлением буфера (МФК+буфер) на состояние черенков тополя. Физиологический статус побегов позволил оценить влияние МФК на процессы набухания и раскрытия почек. Наблюдения, проведенные в течение 14 дней опыта, показали, что растворы МФК высокой концентрации ($5 \cdot 10^{-3}$, 0,01 моль/л) не оказывали влияние на набухание почек, но вызывали ингибирование их раскрытия. В опыте с добавлением буфера к растворам МФК также выявлена подобная зако-

номерность, однако угнетающее действие на раскрытие почек установлено только в варианте с самой высокой концентрацией МФК (0,01 моль/л). Под действием МФК с буфером ($5 \cdot 10^{-3}$ моль/л) почки набухали, листья начали разрастаться, но в течение всего периода наблюдений (30 дней) полностью не развернулись, находились в сложенном виде. В вариантах опыта на растворах с низкой концентрацией ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) МФК и МФК+буфер происходило набухание и раскрытие почек, разворачивание и разрастание листовых зачатков, листья по размеру были близки к контрольным (табл. 1).

Таблица 1

Влияние метилфосфоновой кислоты (моль/л) на линейные размеры листьев тополя (13 день опыта)

Вариант	МФК		МФК+буфер	
	Длина, см	Ширина, см	Длина, см	Ширина, см
0 (контроль)	3,2±1,3	2,4±0,8	3,0±0,6	2,00±0,4
$5 \cdot 10^{-4}$	3,10±0,4	2,0±0,5	2,80±0,5	1,90±0,5
$5 \cdot 10^{-3}$	Листья не раскрылись			
0,01				

МФК в низкой концентрации $5 \cdot 10^{-4}$ моль/л, независимо от наличия буфера, не оказывала влияния на состояние черенков тополя, происходило формирование каллуса и образование корней. Под действием высоких концентраций МФК $5 \cdot 10^{-3}$ и 0,01 моль/л и в варианте МФК+буфер (0,01 моль/л) к 30 дню опыта отмечали обезвоживание тканей, высыхание почек, засыхание черенков. Добавление буфера к раствору МФК ($5 \cdot 10^{-3}$ моль/л) приводило к смягчению токсического действия, но направленность изменений сохранилась: отмечали угнетение роста листа, снижение тургора тканей листа, засыхание нераскрывшихся почек.

Опыты на черенках тополя позволили выявить негативное действие МФК, которое проявилось в угнетении скорости раскрытия почек, роста листа, нарушении водного режима и процессов корнеобразования. Установлено, что МФК, независимо от наличия буфера оказывает токсическое действие, сила которого зависит от дозы. Присутствие буфера, ослабляло токсическое действие МФК.

Во второй серии опытов в качестве объектов исследования использованы побеги березы и ольхи, которые были отобраны в первых числах мая. В данный период в растениях активно сокодвижение, корни поглощают воду из почвы, и она по сосудам ксилемы поступает в надземную часть растений. В почках идут процессы деления клеток листового зачатка, что приводит к набуханию почек. Черенки были помещены на растворы МФК в концентрациях $5 \cdot 10^{-5}$, $5 \cdot 10^{-4}$, $5 \cdot 10^{-3}$, 0,01 моль/л (рН 2,4–3,8). Наблюдения, проведенные в течение четырех дней опыта, не выявили различий между вариантами в опыте с черенками березы. Одновременно во всех вариантах на черенках березы раскрылись почки, начали разворачиваться листья. В опыте с черенками ольхи различия между вариантами были видны уже на 2 сутки опыта. Под действием высоких концентраций МФК $5 \cdot 10^{-3}$ и 0,01 моль/л происходило торможение процессов раскры-

вания почек. В большей степени нераскрывшиеся почки были сосредоточены в верхних узлах черенков. В данных вариантах в нижних узлах побегов начали распускаться листья, но по размеру они были меньше, чем в других вариантах. Более низкие концентрации МФК не вызывали существенных изменений, на черенках все почки раскрылись, распустились и начали расти листья.

Таблица 2

Влияние метилфосфоновой кислоты (моль/л) на линейные размеры листьев (8 день опыта)

Вариант	Береза		Ольха	
	Длина, см	Ширина, см	Длина, см	Ширина, см
0 (контроль)	2,0±0,3	1,3±0,2	2,1±0,4	1,7±0,30
5·10 ⁻⁵	2,0±0,3	1,4±0,3	2,2±0,5	1,70±0,4
5·10 ⁻⁴	1,9±0,3	1,4±0,2	1,9±0,3	1,5±0,30
5·10 ⁻³	1,40±0,2	1,0±0,2	1,7±0,3	листья сложены, не развернулись
0,01	листья не раскрылись		1,2±0,3	

Установлено, что инкубирование черенков березы и ольхи на растворах МФК высокой концентрации 5·10⁻³ и 0.01 моль/л оказывало влияние на рост листовой пластинки (табл. 2). В опыте с черенками березы под действием раствора МФК (5·10⁻³ моль/л) отмечали изменение окраски листьев – побурение, отмирание клеток по краю листа, которое распространялось от края к центру листовой пластинки. Листья по размеру существенно отличались от контрольных. В варианте с черенками березы под действием самой высокой концентрации МФК (0,01 моль/л) листья не раскрылись, находились в свернутом состоянии, начали засыхать, степень некротических повреждений листьев была значительно больше, чем в варианте с 5·10⁻³ моль/л МФК. В опыте с черенками ольхи высокие дозы МФК 5·10⁻³ и 0,01 моль/л вызывали ингибирование процессов разворачивания и роста листьев. На протяжении всего периода наблюдений листья были сложены, отмечали образование краевого некроза, засыхание листьев по краю, что приводило к их деформации. В большей степени были повреждены листья в варианте с самой высокой концентрацией МФК (0,01 моль/л).

Одной из причин серьезного повреждения листьев в вариантах с высокой концентрацией МФК является нарушение водного режима. Установлено, что содержание воды в листьях зависело не только от концентрации МФК, но и от расположения листьев (табл. 3). В верхних узлах листья были в большей степени оводнены, по сравнению с листьями, расположенными в нижних узлах.

Таблица 3

Содержание воды в тканях листьев березы, (%)

Расположение листьев	МФК, моль/л				
	0 (контроль)	5·10 ⁻⁵	5·10 ⁻⁴	5·10 ⁻³	0,01
Верхние узлы	78,50±0,92	85,49±0,99	80,78±0,09	68,84±0,69	64,89±6,83
Нижние узлы		65,75±1,78	57,56±7,72	46,33±2,75	47,88±2,32

МФК оказывала влияние на пигментный комплекс листьев (рисунок). Под влиянием МФК в высокой концентрации $5 \cdot 10^{-3}$ моль/л происходило достоверное снижение уровня пластидных пигментов. Причем, практически одинаково снизилось содержание, как зеленых, так и желтых пигментов. Ранее нами были изучены эффекты МФК на пигментный комплекс травянистых растений, однако в большей степени происходило снижение уровня хлорофилла а и каротиноидов, тогда как хлорофилл б был более устойчив к действию токсиканта (Огородникова и др., 2004). Выявленные ответные реакции пигментного комплекса листьев ольхи на действие МФК, возможно, связаны с видовыми особенностями.

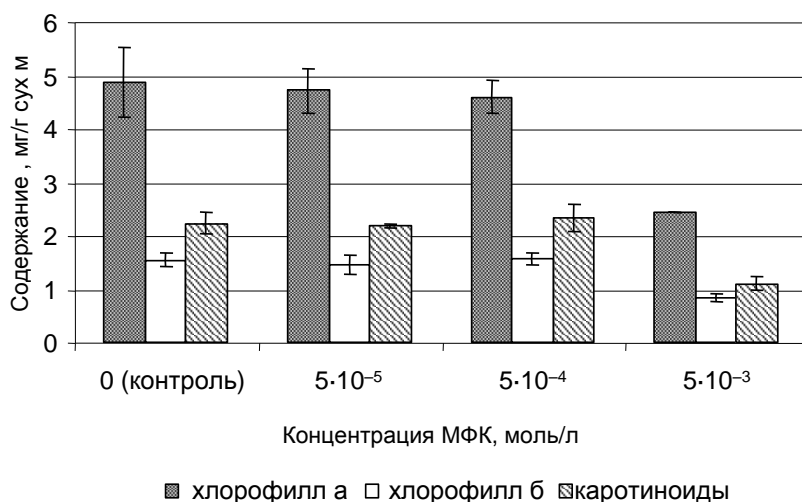


Рис. Влияние МФК на содержание пластидных пигментов в листьях ольхи

Таким образом, проведенные эксперименты показали, что черенки растений являются удобным объектом для проведения токсикологических исследований. Отмечены четкие зависимости доза-реакция, которые соотносятся с данными полученными нами ранее на других видах растений (Огородникова и др., 2004). В качестве показателей при проведении экспериментов с использованием черенков могут быть использованы: состояние почек, размеры листьев, оводненность тканей, накопление пластидных пигментов, корнеобразование. Наиболее удобны для проведения токсикологических исследований побеги деревьев с набухшими почками, ответные реакции на действие токсикантов можно наблюдать уже в первые дни эксперимента. Опыты с черенками, отобранными ранней весной, с почками, находящимися в покое, требуют большего количества времени. Среди исследованных видов растений (во второй серии опытов) чувствительной к действию МФК была ольха, береза характеризовалась большей устойчивостью. Черенки деревьев могут быть использованы в экотоксикологических исследованиях для оценки степени загрязнения почв, вод, донных осадков.

Литература

Огородникова С. Ю., Головки Т. К., Ашихмина Т. Я. Реакции растений на фосфорорганический ксенобиотик – метилфосфоновую кислоту. Сыктывкар, 2004. 24 с. (Научные доклады / Коми научный центр УрО РАН; Вып. 464).

ПЕРСПЕКТИВЫ ФИТОИНДИКАЦИИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД И СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КРЕСС-САЛАТА (*LEPIDIUM SATIVUM*)

Д. В. Зейферт

ГОУ ВПО Филиал УГНТУ, г. Стерлитамак, dseifert@mail.ru

Критерием благоприятности окружающей среды является соответствие показателей ее качества в процессе хозяйственной деятельности установленным нормативам. В отношении загрязнения это количественное сравнение компонентного состава проб с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) загрязняющих веществ. Однако, в настоящее время число веществ-загрязнителей, способных влиять на экологическое состояние биоты, превысило миллион наименований, и ежегодно синтезируется свыше четверти миллиона новых веществ (Булгаков, 2003). Потребность отыскать оптимальное соотношение между массовостью анализов различных объектов окружающей среды как важного фактора обеспечения качества жизни человека, и в то же время уменьшить экономические проблемы, связанные с этим, привела к развитию тест-методов химического анализа, включающих биологические тест-методы (биотестирование) (Туманов, 1988; Евгеньев, 1999). Кроме того, в результате преобразований в природной среде происходит синтез новых соединений, которые могут быть токсичнее исходных ингредиентов. Биотестирование не отменяет химический анализ, а дополняет его и делает мониторинг и контроль более цельными, давая точный ответ, является ли среда токсичной. При токсикологической оценке окружающей среды широко используется фитотестирование (Phytotestkit). Кресс-салат *Lepidium sativum* является одним из наиболее перспективных тест-объектов (Зейферт, 2010а). В отношении дафниевого теста, отмечено, что «хотя этот специфический количественный анализ в настоящее время используется во многих странах, технические и биологические проблемы, порожденные круглогодичным культивированием и пригодностью биологического материала, и затратами /поддержание лабораторной культуры/ ограничивают его применение небольшим количеством высоко специализированных лабораторий» (Persoone et al., 2009).

На территории Стерлитамакского промышленного узла образуется третья часть всех загрязнений, образовавшихся в Башкортостане, что делает актуальным прогноз развития экологической ситуации на данной территории и выбор наиболее эффективных решений по ее оздоровлению. Одним из современных подходов к проблеме является оценка динамики интегральной токсичности природных и сточных вод конкретной территории во времени и пространстве. Анализ динамики токсичности поверхностных вод и сточных вод ОАО «Стерлитамакский нефтехимический завод», БОС ОАО «Каустик» показал перспек-

тивность подобного подхода (Салихова и др., 2008; Зейферт, 2009, Зейферт, 2010).

При изучении действия ионов кадмия на процент проросших семян, среднюю длину проростков и их средний сухой вес выявлены достоверные различия в средней длине проростков при общей тенденции снижения данного показателя при возрастании концентрации раствора (Зейферт и др., 2010).

На БОС «Каустик» исследована фитотоксичность стоков из трех потоков: Ёрш-1 (включающий сточные воды ОАО «Каучук» и ОАО «СНХЗ») и Ёрш-2 (сточные воды ОАО «Каустик», СКОК, АО «Строймаш», «РПУ БОН», НПО «Технолог», «ВТК-1) и хозяйственно-фекальные сточные воды.

Периоды отбора проб – с ноября по май. Проведена оценка фитотоксичности для следующих параметров кресс-салата: уровень прорастания семян (VCH , в %), средняя длина проростков (L , в мм), средний сухой вес проростков (W , в мг). Исследования проводили по следующей методике: использовали неразбавленные воды и их растворы в дистиллированной воде в двукратном, четырехкратном, восьмикратном и шестнадцатикратном разбавлениях. Продолжительность опыта составляла семь дней. Проведенные исследования показали, что значимость данных параметров может существенно меняться.

Статистическую обработку данных проводили с использованием стандартных методов по программе «Statistica-5.0 for Windows». Оценку значимости различий среднеарифметических значений проводили с использованием t – критерия Стьюдента при надежности измерений ($p < 0,05$).

Все химические и токсикологические параметры были намеренно сопряжены (по стокам и времени пробоотбора), что позволяет корректно сравнивать полученные результаты и генерализовать их, построив зависимость «доза-эффект». Начальной стадией загрязнения является стимулирующий эффект (воды р. Белой), который может рассматриваться в качестве первичного этапа фитотоксичности. Предельной экологической нагрузкой является острая токсичность стоков потока «Ёрш-2». Корректирующим показателем может служить выраженность фиксируемых зависимостей (параметры уравнения регрессии).

Экологическое нормирование уровня загрязнения среднего течения р. Белой показало, что наибольшее негативное воздействие на экологическую ситуацию оказывают стоки БОС ОАО «Каустик», что соответствует результатам биотестирования (Зейферт и др., 1991).

Полученные результаты показывают, что использование тестов с кресс-салатом для оценки интегральной оценки токсичности сточных вод многокомпонентного состава может успешно применяться наряду с методами физико-химического анализа. Данный метод может использоваться как при осуществлении экологического мониторинга, так и при производственном экологическом контроле деятельности хозяйствующих субъектов.

Ограничением предлагаемого метода определения фитотоксичности является необходимость предварительной калибровки данной методики к сточным водам конкретных производств.

Литература

Булгаков Н. Г. Контроль природной среды как совокупность методов биоиндикации, экологической диагностики и нормирования // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов: Обзорная информация. ВИНТИ, 2003. № 4. С. 33–70.

Евгеньев М. И. Тест-методы и экология // Соросовский образовательный журнал, 1999. № 11. С. 29–34.

Зейферт Д. В. Связь экологической токсичности сточных вод промышленных предприятий с их химическим составом // Экологические нормы. Правила. Информация, 2009. № 9. С. 40–44.

Зейферт Д. В. Использование кресс-салата как тест-объекта для оценки токсичности природных и сточных вод Стерлитамакского промузла // Башкирский экологический Вестник, 2010. № 2. С. 39–50.

Зейферт Д. В., Петров С. С., Рудаков К. М. Экологические модификации фитоценозов высших водных растений в среднем течении р. Белой под воздействием антропогенного загрязнения // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Л.: Гидрометеоздат, 1991. С. 198–212.

Зейферт Д. В., Цыбина Л. Г., Халикова Р. Ю. Оценка различий в чувствительности различных сортов кресс-салата к действию ионов кадмия // Экологические нормы. Правила. Информация, 2010. № 9. С. 30–31.

Салихова Л., Преснякова К., Зейферт Д., Салыхова Л. Биотестирование сточных вод промышленных предприятий // Табигат, 2008. № 12. С. 15–17.

Туманов А. А. Биологические методы анализа // Аналитическая химия. 1988. Т. 43. № 1. С. 20–36.

Persoone G., Baudo R., Cotman M., Blaise C., Thompson K. Cl., Moreira-Santos M., Vollat B., Torokne A., Han T. Review on the acute *Daphnia magna* toxicity test – Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs // Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 2009. V. 393. P. 1–29.

БИОТЕСТОВАЯ ОЦЕНКА АЛЛЕЛОПАТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ЛИСТОВОГО ОПАДА РАЗЛИЧНЫХ ДРЕВЕСНЫХ ИНТРОДУЦЕНТОВ

Е. А. Кудрявцева, С. А. Розно

Самарский государственный университет, biotest@ssu.samara.ru

Листовой опад при вымывании и разложении выделяет значительное количество разнообразных соединений, в том числе и физиологически активных. Попадая на поверхность почвы, опад подвергается поэтапному разрушению при воздействии на него беспозвоночных животных, грибов, актиномицетов, бактерий. Из опада выделяется и поступает в почву значительное количество биологически активных веществ, другие соединения образуются организмами - редуцентами в ходе переработки опада. Листовой опад содержит также неорганические вещества, которые «возвращаются» при минерализации опада в почвенную среду, откуда они повторно будут извлечены корнями растений. Наконец, на поверхности отмерших листьев могут присутствовать возбудители заболеваний растений, поэтому опад плодовых деревьев обычно убирают из садов.

Аллелопатия, или химическое взаимовлияние растений, – феномен, который изучался рядом исследователей как в природных экосистемах, так и в лабораторных условиях (Аллелопатическое..., 1979; Гродзинский, 1965; Матвеев,

1994). Листовой опад древесных растений в формируемых человеком насаждениях, включающих плодовые растения, либо виды-интродуценты, приобретает особую значимость в качестве источника аллелопатически активных веществ, способных вызывать почвоутомление (Аллелопатическое..., 1979). Характерно, что опад различных древесных растений содержит неодинаковое количество водорастворимых и летучих веществ и обладает разной активностью (Розно, 1977). В условиях интродукции активность листового опада может изменяться, а виды, относящиеся к одному родовому комплексу, бывают неодинаковыми по уровню аллелопатической активности.

Наибольшую популярность в арсенале аллелопатических исследований имеют методы биотестирования, и до настоящего времени оценка активности различных выделений растений проводится с их использованием. При этом наиболее распространены биотесты на всхожесть семян (А. М. Гродзинским предложены семена редиса с. Красный с белым кончиком) и рост корней проростков (А. М. Гродзинским предложено использовать в качестве исходного материала суточные проростки кресс-салата).

Объектами нашего исследования служили 26 видов древесных растений, из которых 4 являются представителями местной флоры, а остальные 22 – интродуценты, а именно: березы бумажная и повислая, дубы черешчатый, грузинский, красный, конский каштан обыкновенный, черемуха поздняя, боярышник полумягкий, рябины гибридная, промежуточная, или скандинавская, Мужо, берекка, или молдавская, клены остролистный, завитой, полевой, серебристый, явор, калины обыкновенная, лантана, спирея вангутта, сумах оленерогий, тополя черный, или осокорь, дельтовидный, Болле, китайский пирамидальный, или Симона, красонервный, пирамидальный. Все объекты были разделены на 6 групп, в соответствии с их родовой принадлежностью, либо по сходным жизненным формам. Сбор опада проводили в дендрарии ботанического сада осенью, после опадения листьев (октябрь 2008–2009 гг.). Листовой опад просушивали и далее проводили определение активности водорастворимых, летучих выделений, миазминов и сапролинов с помощью системы биотестов.

Проведя изучение аллелопатической активности различных образцов опада, который был сформирован деревьями и кустарниками их разных родов и семейств, мы заметили некоторые общие тенденции.

Летучие фракции. На основании проделанных опытов можно утверждать, что летучие выделения листового опада не оказывали резко выраженного влияния на прорастание семян биотеста, в отличие от водорастворимых соединений, где это воздействие играло существенную роль. Миазмины из опада опада черемухи поздней вызывали угнетение прорастания семян кресс-салата как на самой ранней стадии (фаза проклевывания), так и на более поздних этапах (фаза двух настоящих листочков). Листья черемухи содержат огромное количество эфирных масел, главными компонентами которых являются терпеноиды. У «отравленных» проростков-биотестов наблюдались отставание в росте, антоциановая окраска листьев и черешков, морфологические изменения корней. Более слабое воздействие, но все же заметное, оказывали выделения опада калины обыкновенной, некоторых видов рябин.

Несколько иной эффект прослеживался в образце с опадом дуба черешчатого. «Надземная» часть проростков-биотестов была явно угнетена, имела скрученные листья, преобладала антоциановая окраска. Корни же, напротив, достигали наибольшей длины, активно шло образование боковых корней. Но тенденция к угнетению прослеживается не у всех образцов опада. Навеска листового опада сумаха оленерогого, напротив, стимулировала рост вегетативных органов кресс-салата по сравнению с контролем. Аналогичный результат наблюдали и для образцов опада конского каштана. Такой эффект отчасти объясняется наличием фенольных соединений, которые в определенных концентрациях могут вызывать удлинение стеблей и корней.

Рассматривая влияние на биотесты летучих выделений листового опада, собранного в 2008 и 2009 гг., можно говорить, что образцы, собранные осенью 2009 г. обладали большим стимулирующим эффектом по сравнению с образцами 2008. Это может быть связано как с накоплением, так и с сохранностью в опаде летучих фракций, которые способны улетучиваться и в более низких концентрациях не способны оказывать положительный эффект.

Водорастворимые фракции. В зависимости от состава и концентрации эти выделения могут в различной мере оказывать аллелопатическое воздействие на прорастание семян биотеста.

Некоторые виды древесных растений, обнаружившие устойчивость к местным условиям, обладали очень высокой активностью водорастворимых выделений из листового опада. Можно полагать, что данные породы в условиях степи будут успешно конкурировать со степными и сорными травами, подавляя прорастание их семян и рост с помощью своих выделений. Эти растения представляют несомненный интерес для степного полезащитного лесоразведения и нуждаются в более углубленном изучении.

Вытяжки из листового опада значительно сказывались на росте корней, снижая данный показатель или вовсе ингибировали прорастание семян. Наиболее агрессивное воздействие оказывают сапролины калины, березы, сумаха, клена, некоторые виды тополей. Такой эффект связан с высоким содержанием отдельных фракций и групп веществ: алкалоиды, альдегиды, фенолкарбоновые кислоты – клен; гликозиды, синильная кислота, дубильные вещества – черемуха; сапонины, флавонолы, фенолы – калина, береза.

Некоторые соединения из вытяжек опада на свету могут окисляться и превращаться в более «агрессивные» соединения. Так, в чашках Петри с водной вытяжкой дуба, стоявших в разных местах по отношению к свету, мы обнаружили различную степень угнетения роста биотестов (более заметное угнетение – при большем освещении). Вероятно, на свету дубильные вещества дуба окислялись, образуя хиноны, флобафены и другие более активные соединения. Такой же эффект наблюдали для проб с опадом некоторых видов рябин и тополей.

Литература

Аллелопатическое почвоутомление/ А. М. Гродзинский, Г. П. Богдан, Э. А. Головки и др. Под ред. А. М. Гродзинского. Киев: Наукова думка, 1979. 248 с.

Гродзинский А. М. Аллелопатия в жизни растений и их сообществ. Киев: Наукова думка, 1965. 206 с.

Матвеев Н. М. Аллелопатия как фактор экологической среды. Самара: Книжное издательство, 1994. 206 с.

Помогайбин А. В., Кавеленова Л. М., Силаева О. Н. Некоторые особенности химического состава и биологической активности листового опада видов рода орех (*Juglans* L.) при интродукции в Среднем Поволжье // Химия растительного сырья. 2002. № 4. С. 43–47.

Розно С. А. Об активности выделений древесных и кустарниковых интродуцентов дендрологического сада Куйбышевского СХИ // Вопросы лесной биоценологии, экологии и охраны природы в степной зоне. Вып. 2. Куйбышев, 1977. С. 38–41.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ АССИМИЛЯЦИОННОГО АППАРАТА ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В ГОРОДСКИХ УСЛОВИЯХ (НА ПРИМЕРЕ г. УФЫ)

И. М. Зайцева, М. А. Захарова

*Республиканский детский эколого-биологический центр
Министерства образования Республики Башкортостан,
zaitseva-im@mail.ru*

Проблема загрязнения атмосферного воздуха остается одной из наиболее острых экологических проблем. Во многих крупных промышленных центрах автомобильный транспорт является одним из ведущих источников загрязнения воздушного бассейна. Поэтому остро стоит проблема создания систем снижения загрязнения воздуха. Ведущая роль здесь отводится древесным насаждениям, так как они являются хорошими фитофильтрами, поглощая токсиканты, и очищают воздух за счет механического осаждения пылевых частиц на поверхности листовых пластин. Кроме того, древесные растения считаются надежными индикаторами загрязнения природной среды различными токсическими веществами, так как вынуждены адаптироваться к экстремальным городским условиям за счет физиолого-биохимических и анатомо-морфологических перестроек организма. Оценка этих изменений дает достоверную картину условий места произрастания растений и отражает состояние городской среды.

Целью исследования была оценка состояния листового аппарата древесных растений в условиях города Уфы. Объекты исследования – береза повислая (*Betula pendula* Roth.) и липа мелколистная (*Tilia cordata* Mill.) из числа внутриквартальных и придорожных насаждений.

Город Уфа – крупнейший город на территории Республики Башкортостан с численностью населения 1089 тыс. человек, общая площадь территории города 759 км². Уфимский промышленный центр относится к зоне с высоким уровнем загрязнения воздуха. В последние годы отмечается некоторое снижение выбросов загрязняющих веществ в атмосферу г. Уфы от стационарных источников на фоне возрастания выбросов от автотранспорта. За последние пять лет общий объем промышленных выбросов сократился с 364 до 290 тыс.т. Однако

наблюдается увеличение объемов выбросов от автомобильного транспорта на фоне снижения выбросов от стационарных источников (Государственный доклад..., 2007).

Программа проведения исследований особенностей формирования ассимиляционного аппарата составлена с учетом имеющихся рекомендаций по изучению древесных растений (Методы изучения..., 2002; A handbook..., 2003; Titus, 2004). В конце вегетационного периода (август 2010 г.) отбирались образцы листьев исследуемых древесных пород (по 20 листьев с каждой исследуемой точки). Для получения сопоставимых результатов при определении морфометрических показателей ассимиляционного аппарата все листья отбирались с нижней трети кроны с юго-западной стороны (Онучин, Козлова, 1993). Подобный подбор позволяет ограничить влияние ряда факторов (экспозиция кроны, уровень освещения, местоположение побегов), отличающиеся в кроне высокой изменчивостью (Hochbichler, 1997). Масса листьев определялась в воздушно-сухом состоянии на электронных лабораторных весах ВЛТЭ-150 (Госметр, Россия) с точностью до 0,001 г. Площадь листовой поверхности определялась с помощью программы «AreaS» 2.1 (автор Пермяков А.Н., www.ssa.ru).

Исследования показали (рис.1), что средняя масса листа и его площадь, как березы бородавчатой, так и липы мелколистной в целом выше у деревьев, произрастающих во внутриквартальных насаждениях.

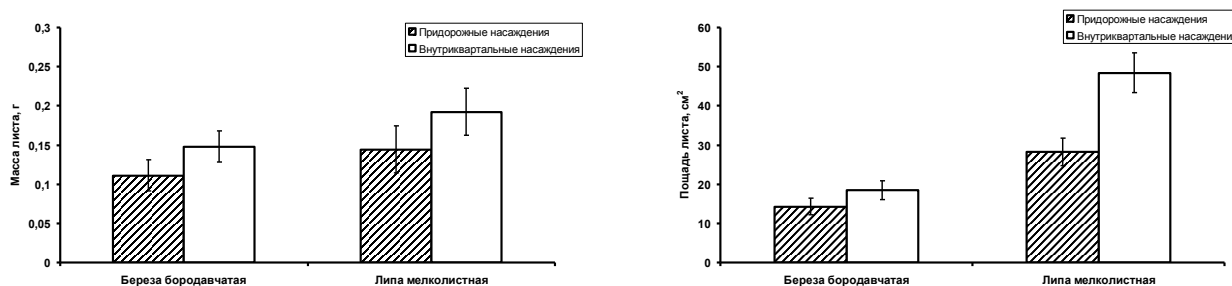


Рис. 1. Средняя масса и площадь листа березы бородавчатой и липы мелколистной в условиях г. Уфы

Однако, за исключением значений площади листа липы мелколистной (внутриквартальные насаждения – $37,02 \pm 5,02$ см², придорожные насаждения – $22,22 \pm 3,53$ см²), которые достоверно различаются между собой ($P < 0,0001$), в остальных случаях мы можем говорить о тенденциях к снижению как массы, так и площади листовой пластинки.

Оценка отношения массы листа березы повислой к его площади (рис. 2) показало, что в придорожных насаждениях, не смотря на увеличение площади листа, масса изменяется меньше ($R^2=0,6$) по сравнению с внутриквартальными насаждениями ($R^2=0,6314$).

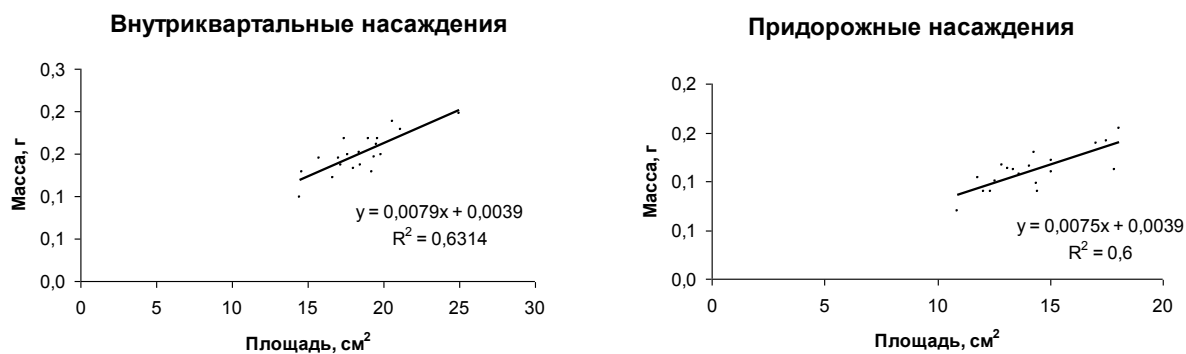


Рис. 2. Отношение массы листа березы повислой к его площади в условиях г. Уфы

Этот факт можно предположительно объяснить тем, что в придорожных насаждениях толщина листовая пластинки уменьшается по сравнению с внутриквартальными насаждениями.

Такая же картина соотношения массы листа к его площади отмечается и для насаждений липы мелколистной (рис. 3). Однако тут снижение отношения еще больше.

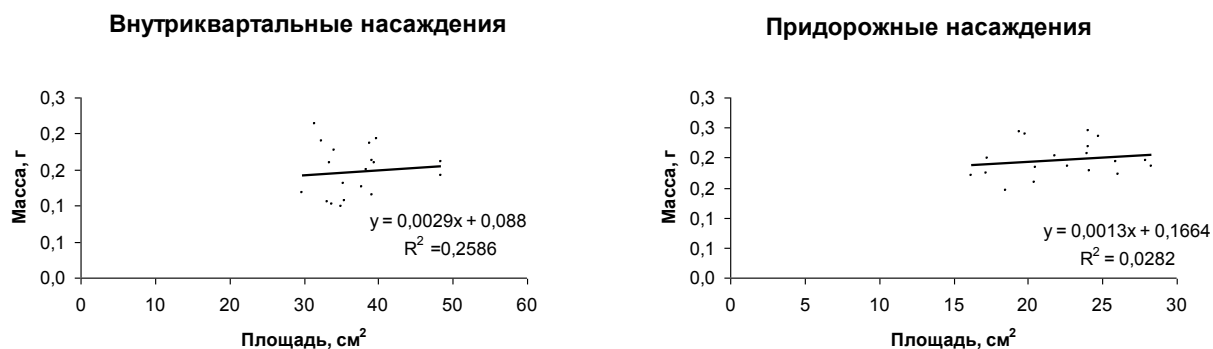


Рис. 3. Отношение массы листа липы мелколистной к его площади в условиях г. Уфы

Таким образом, по результатам проведенных исследований можно отметить, что в придорожных насаждениях отмечается снижение как массы, так и площади листовой поверхности как у березы повислой, так и липы мелколистной. У липы мелколистной такое снижение выражено больше. Также отмечается снижение соотношения массы листа к его площади. Отмеченные изменения в морфометрических показателях листового аппарата можно рассматривать как ответ на влияние автомобильного транспорта. Тот факт, что отмечаются только тенденции к снижению показателей (массы и площади листа), приводит к выводу, что исследуемые древесные породы адаптируются к загрязнению атмосферного воздуха автомобильным транспортом.

Литература

Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и окружающей природной среды Республики Башкортостан в 2006 году. Уфа, 2007. 200 с.

Методы изучения лесных сообществ / Андреева Е. Н., Баккал И. Ю., Горшков В. В. и др. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.

Онучин А. А., Козлова Л. Н. Структурно-функциональные изменения хвои сосны под влиянием поллютантов в лесостепной зоне Средней Сибири // Лесоведение. 1993. № 2. С. 39–45.

A handbook of protocols for standardised and easy measurements of plant functional traits worldwide / Cornelissen J. H. C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D. E., Reich P. B., ter Steege H., Morgan H. D., van der Heijden M. G. A., Pausas J. G., Poorter H. // Australian Journals of Botany. 2003. V. 51, N 4. P. 335–380.

Hochbichler E. Blattparameter in Buchenbeständen (*Fagus sylvatica* L.) des Wienerwaldes // Centralblatt für das gesamte Forstwesen. 1997. N 2–3. S. 63–72.

Titus S. J. Manual of forest measurements and sampling. Course prospectus and session PowerPoint slides. Department of renewable resources. University of Alberta, 2004. 488 p.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ В ОЦЕНКЕ ПОЧВОУТОМЛЕНИЯ ПОД ДЕРЕВЬЯМИ РОДА ОРЕХ В ДЕНДРАРИИ

Е. В. Фролова¹, Е. А. Помогайбин²

¹ Самарский государственный университет

² Ботанический сад Самарского государственного университета,
biotest@ssu.samara.ru

Древесные растения разных видов могут влиять на химический состав почвы различными путями. Различия в составе листового опада, статусе минерального питания, поглощения ионов корнями и их выделительной деятельности, перехвате атмосферных осадков, взаимодействии кроны с дождевой влагой и вымывании веществ из кроны, так же как и изменения микроклимата и биологических сообществ почвы, могут приводить к появлению различий в физических и химических свойствах почвы под различными древесными породами (Hagen-Thorn e.a., 2004). Внедрение видов-интродуцентов способно приводить к изменению свойств экосистем, включая важнейшие параметры почвы. Так, может быть нарушено разложение листового опада как видов-экзотов, так и местных растений, что, в свою очередь, приведет к более глубоким нарушениям функционирования экосистем. Для показателей активности 8 почвенных ферментов были обнаружены изменения, связанные с различиями химического состава опада (двух местных видов и двух интродуцентов) и последующим развитием микробных сообществ, участвующих в его расщеплении (Kourtev e.a., 2002)

Деревья рода орех в их природных местах произрастания способны вызывать почвоутомление, насыщая почву ингибиторами роста. Данное сообщение представляет результаты оценки почвоутомления под деревьями рода орех, которые проходят интродукционные испытания в ботаническом саду Самарского государственного университета. Деревья рода орех отсутствуют в природных экосистемах Самарской области, хотя имеется опыт включения отдельных видов данного рода в различные типы насаждений.

В дендрарии ботанического сада Самарского государственного университета, где отбирали почвенные пробы, под деревьями орехов присутствовал

обычный для этих частей ботанического сада травостой, крона деревьев довольно разрежена и освещенность почвы высока. Визуально резкого угнетения травостоя вблизи орехов не наблюдали. Возраст деревьев оценили исходя из сроков посадки в дендрарии: для деревьев ореха грецкого – 15 лет (молодой), 23 года (средний), 58 лет (старый); для ореха черного – 9 лет (молодой), 20 лет (средний), 39 лет (старый). Хотя деревья были различны по календарному возрасту, их можно считать принадлежащими к трем условным возрастным группам. Все деревья вступили в фазу плодоношения (генеративная стадия развития) и по видовой продолжительности жизни не могут считаться старыми, так как деревья ореха достаточно долговечны (свыше 300 лет). Мы учитывали продолжительность их влияния на почвенную среду: 10–15, 20–30, 40 лет и более.

Определение отрицательного влияния проводили на почвенных пробах с использованием метода биотестирования. В качестве фитотестов применяли проростки кресс-салата. При биотестировании, как известно, в качестве живого чувствительного прибора используются живые организмы – семена, проростки, части вегетирующих растений (Кавеленова, 2003).

Проростки кресс-салата тонко реагируют на присутствие в среде ингибиторов или стимуляторов роста. Нарастание их корней при тестировании опытных образцов изменяется по сравнению с контролем – вариантами, где проростки развиваются в контакте с дистиллированной водой. Измеряя длину корней во всех вариантах опыта, их потом выражают в процентах от показателей контроля, ростовые показатели которого составляют 100%.

Результаты биотестирования почвенных проб представлены на рис. 1. Видно, что все почвенные образцы, по сравнению с контролем, вызвали уменьшение длины корней. Самое сильное влияние оказал орех грецкий старый (50% от показателей контроля). Для ореха черного влияние проб почвы из-под орехов разного возраста слабее различалось, и, ингибирование почвой от этого дерева было слабее (от 63 до 75%).

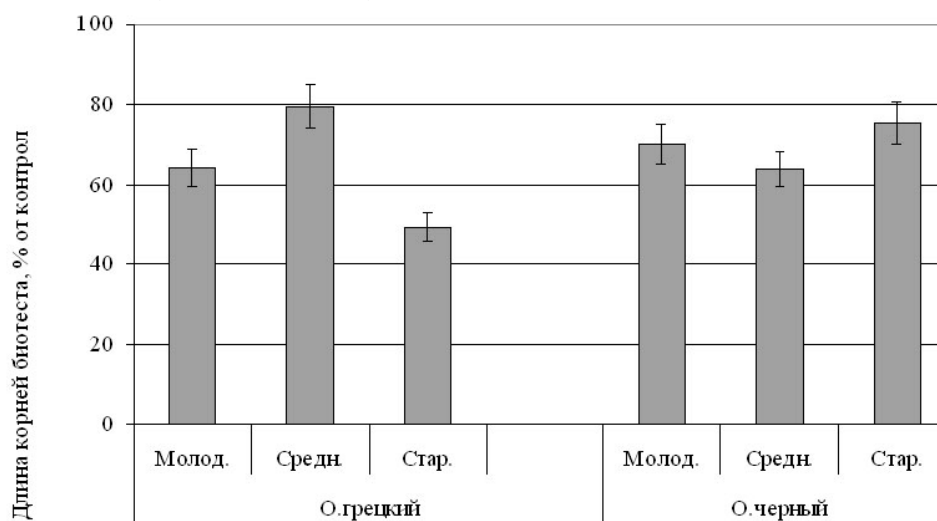


Рис. 1. Результаты биотестирования проб почвы из-под деревьев ореха грецкого и черного разного возраста

Мы рассмотрели результаты биотестирования и в другом виде – построив гистограммы распределения длин корней. В этом случае можно показать не средние значения, как на рис. 1, а полную картину. На гистограммах или графиках распределения показывается, насколько часто в каждом варианте встречались проростки с определенной длиной корней (рис. 2). Картина распределения длин корней сильнее всего менялась под воздействием почвенных образцов ореха грецкого старого и ореха черного молодого. Преобладали проростки с длиной корней 20 (о. грецкий) и 20–30 мм (о. черный).

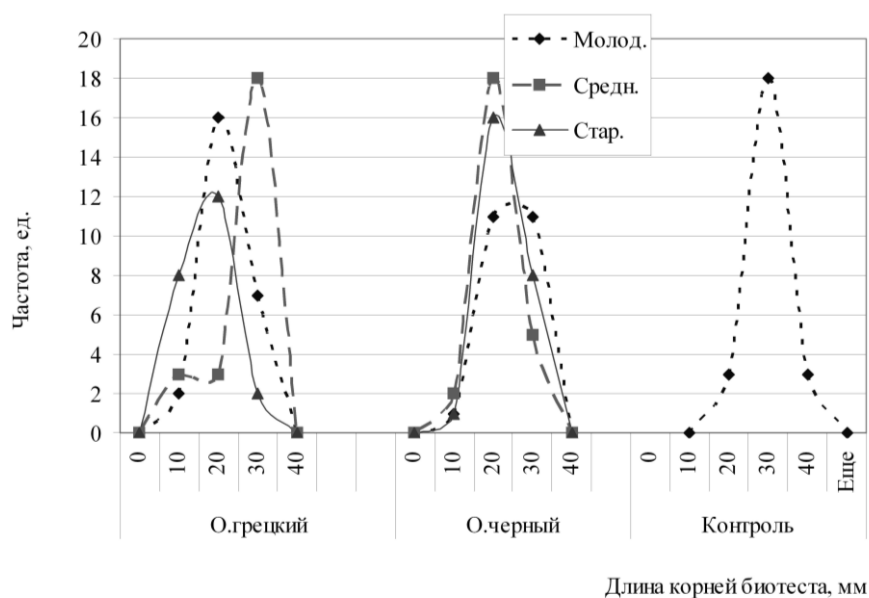


Рис. 2. Распределение длин корней биотестов при оценке почвенных проб из-под деревьев ореха разного возраста

Все почвенные образцы, по сравнению с контролем, вызвали уменьшение длины корней, самое сильное влияние оказал орех грецкий старый (50% от показателей контроля). Для ореха черного влияние проб почвы из-под орехов разного возраста слабее различалось и ингибирование почвой от этого дерева было слабее (от 63 до 75%).

Литература

Кавеленова Л. М. Проблемы организации системы фитомониторинга городской среды в условиях лесостепи. Самара: Самарский университет, 2003. 124 с.

Hagen-Thorn A., Callesen I., Armolaitis K., Nihlggerd B. The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land // *Forest Ecology and Management*. 2004. Vol. 195. No. 3. P. 373–384.

Kourtev P. S., Ehrenfeld J. G., Huang W. S. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey // *Soil Biology and Biochemistry*. 2002. Vol. 34. No. 9. P. 1207–1218.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ КОМПОНЕНТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МИКРОБНЫХ КУЛЬТУР

В. Ю. Охапкина

*Вятский государственный гуманитарный университет,
verona2205@mail.ru*

Биотестирование является важнейшим методическим подходом в экологической токсикологии. Однако до настоящего времени многие вопросы, связанные с выбором высокочувствительных индикаторных тест-объектов и спецификой их практического применения, остаются открытыми. Одним из перспективных направлений оптимизации методов биотестирования является обоснование возможности и условий использования культур различных видов бактерий в качестве биотестов.

Несмотря на то, что некоторые авторы указывают на определенные трудности работы с микробными культурами, подобное мнение является весьма субъективным. Использование бактерий в качестве тест-объектов характеризуется целым рядом преимуществ. Они могут быть стандартизованы в виде лиофилизированных или криоконсервированных культур, способных храниться в течение длительного периода времени; их жизненный цикл не подвержен сезонным колебаниям; исследования проводятся на огромном числе особей популяции, обладающих коротким репродуктивным циклом, высокой скоростью размножения и генерации новых поколений, что дает возможность наблюдать отдаленные (генотоксические) эффекты ксенобиотиков. Наряду с этим микробиотесты отличаются достаточной чувствительностью, относительной простотой использования, экспрессностью и дешевизной.

В настоящее время для оценки суммарной токсичности проб объектов внешней среды методом биотестирования предложено использовать один или несколько тест-микробов, выбор которых осуществляется обычно эмпирически, либо определяется наличием тех или иных микробных культур в коллекциях научно-исследовательских учреждений. В то же время в качестве биотестов предпочтительно использование микроорганизмов, которые широко распространены в природе, обладают высокой восприимчивостью к действию биологически активных веществ, не представляют эпидемиологической опасности для человека, хорошо изучены, неприхотливы при работе в лабораторных условиях. К их числу можно отнести бактерии родов *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Staphylococcus*, *Salmonella* и др.

Кроме того, выбор тех или иных микроорганизмов приходится соотносить с рядом объективных факторов. Так, вакцинные штаммы патогенных микроорганизмов характеризуются сравнительно более высокой (в тысячи раз) чувствительностью к внешним токсическим воздействиям, однако, они требуют специфических условий поддержания и создание специальных условий проведения исследований. В то же время, как показали проведенные ранее исследования, большинство условно-патогенных микроорганизмов (эшерихии, сальмо-

неллы, клебсиеллы, пастереллы, псевдомонады) с учетом особенностей, касающихся питательных потребностей и условий выращивания, характеризуются сравнительно высокой и сопоставимой чувствительностью к действию токсикантов (Охапкина, Дармова, 2004). Так, нами при экспериментальной отработке методов биотестирования в качестве тест-организма был успешно использован безопасный, хорошо изученный и доступный для приобретения в аптечной сети в виде стандартизованного сухого препарата-пробиотика штамм *Escherichia coli* M17 (Охапкина, Дармова, 2004).

Значительное внимание следует обратить на отработку методов и условий экспозиции тест-микроба в присутствии изучаемого токсиканта. Это касается подбора оптимальной концентрации испытуемой микробной суспензии, питательных субстратов, разводящих растворов, длительности воздействия токсиканта на культуру до момента учета необходимых показателей.

Проведенные нами опыты выявили, что наиболее целесообразным методическим подходом при биотестировании с использованием микробных культур является постановка опытов на хроническое воздействие, которое ввиду высокой скорости размножения бактерий оценивается в течение достаточно короткого периода времени (от 4,5 до 18 ч). Особого внимания требует отработка необходимого срока экспозиции бактерий в присутствии токсиканта, так как нередким является феномен, когда после первичного периода подавления тест-функции микроорганизмы адаптируются, после чего отмечается ее восстановление и даже стимуляция (обычно в случае органических токсикантов) (Охапкина, Дармова, 2004; Охапкина, Дармова, 2005).

В качестве характеристики острого токсического воздействия используют показатель 90-% гибели тест-микробов в течение времени экспозиции. В качестве характеристики хронического токсического воздействия используют показатель 50-% снижения тест-функции в течение времени экспозиции по сравнению с контролем.

Методы определения суммарной токсичности проб с использованием микроорганизмов предполагают культивирование «чистых» индикаторных культур на плотных или в жидких питательных средах при определенных условиях (температура, рН, воздухообмен, массообмен), а также учет фаз их роста, зависящих от физиологического состояния клетки (Методы общей бактериологии, 1984).

На плотных питательных средах обычно регистрируют морфологические характеристики, скорость формирования и типичность колоний микроорганизмов, выросших после экспозиции в присутствии токсиканта (Методы общей бактериологии, 1984).

Многие методы определения токсических веществ основаны на диффузии их в агаризованную среду с образованием зон угнетения или стимуляции роста микробного газона (методы дисков, блочный метод, луночный метод). Диаметр этих зон является линейной функцией концентрации определяемых веществ в некотором ее интервале.

Характер роста культуры в жидких питательных средах более однообразен, чем на поверхности твердых питательных сред. При наличии токсического

компонента в среде изменяется интенсивность и скорость размножения бактерий, что проявляется изменением оптической концентрации культуральной жидкости по сравнению с контролем. По данным нефелометрических (фотометрических) измерений строят градуировочный график зависимости интенсивности изменения оптической плотности исследуемого раствора от концентрации определяемого вещества, с помощью которого и получают результаты анализа. Продолжительность анализа с использованием быстро растущих культур составляет от 3,5–4 ч (Методы общей бактериологии, 1984).

При выборе индикаторной культуры для решения конкретной аналитической задачи следует принимать во внимание пищевые потребности организмов с целью подбора оптимального компонентного состава культуральной среды. Состав сред культивирования оказывает значимое влияние на проявление тест-функции объекта. Слишком богатые белковые питательные среды с большим количеством дополнительных факторов роста способны маскировать токсические проявления, обеднение среды до определенной степени способно значительно повысить чувствительность микробов к воздействию. Важно найти компонентный баланс среды, обеспечивающий питательные потребности микроорганизма и в то же время наиболее отчетливое проявление токсического эффекта в опыте (Охапкина, Дармова, 2004).

Работы с микроорганизмами требуют проведения испытаний с «чистыми» культурами. Это создает определенные, но преодолимые трудности в практической деятельности, так как все используемые в работе среды, реактивы и лабораторная посуда должны быть стерильными, что требует наличия в лаборатории стерилизующих устройств (автоклавов, суховоздушных шкафов). Все манипуляции с микробными культурами осуществляются с соблюдением правил асептики, обеспечивающих соблюдение стерильности.

В этой связи предварительная подготовка проб из объектов внешней среды также должна быть дополнена методами, позволяющими элиминировать сопутствующую микрофлору, которая может повлиять на результаты тестирования. Наиболее пригодной в данной связи является холодная стерилизующая фильтрация, не нарушающая химический состав испытуемых проб.

Для адекватной оценки воздействия токсиканта на тест-объект следует учитывать, прежде всего, основные биологические функции организма, такие, как жизнеспособность и размножение. Выживаемость микроорганизмов учитывают с использованием стандартной методики высева серийных разведений испытуемой культуры на плотные питательные среды в чашках Петри с последующим подсчетом числа колониеобразующих единиц. Ростовые свойства (размножение) микробов изучают при инокуляции обработанной токсикантом микробной суспензии на жидкие и в плотные питательные среды с последующей оценкой накопления биомассы по сравнению с таковым показателем в контроле.

Ввиду того, что токсическое воздействие оказывает наиболее значительное повреждающее влияние на клеточную стенку, целесообразным представляется применение тестов, основанных на изучении устойчивости предварительно обработанных токсикантами микробов к дополнительным стрессовым воздей-

ствиям (прогревание при пограничных температурах, замораживание-оттаивание, кислотный «шок») с последующей оценкой их жизнеспособности. При этом закономерным феноменом будет являться пониженная устойчивость поврежденных клеток по сравнению с интактной культурой, помещенной в такие же условия.

На оценке состояния клеточной стенки микробов основан так называемый осмооптический тест (Пшеничнов и др., 1998). Он основан на определении осмооптического эффекта в клеточной суспензии грамотрицательных бактерий, а именно на определении относительной разницы в оптической плотности бактериальной суспензии в гипотонической и гипертонической средах при равных концентрациях. По величине осмооптического эффекта для опытных и контрольных клеток рассчитывают относительное изменение осмооптического эффекта в результате действия токсического загрязнителя на цитоплазматическую мембрану.

Ряд бактерий обладает подвижностью, являющейся дифференциальным признаком и играющей значимую роль в функционировании микробной клетки. Реализация данного свойства осуществляется с помощью имеющих цитоплазматическое происхождение клеточных структур. В ходе ранее проведенных исследований было установлено, что внешние токсические влияния, механизм действия которых связан с повреждением клеточной стенки, оказывают существенное ингибирующее влияние на подвижность микробных клеток (Охапкина, Шабалин, 2008).

Большая группа тестов основана на оценке негативного влияния токсикантов на значимые ферментные системы клетки. Чрезвычайно высокой чувствительностью при определении некоторых биологически активных соединений отличается билюминесцентный метод, основанный на реакции окисления кислородом воздуха субстрата люциферина, катализируемой ферментами люциферазами. При угнетающем или стимулирующем действии каких-либо веществ на рост микроорганизмов люциферазная активность соответственно понижается или повышается. У многих бактерий изменение функционирования ферментных систем клетки под действием токсикантов внешне проявляется изменением их биосинтетической и каталитической активности (например, редукции или продукции тех или иных субстратов).

Особо важное значение приобретают опыты на микроорганизмах при необходимости оценки генотоксического действия токсикантов, так как ввиду высокой скорости генерации новых поколений эти эффекты становятся доступными для учета. Традиционным тестом является использование модельного микроорганизма аукотрофного мутанта *Salmonella typhimurium* TA 100. Мутагенный эффект оценивают по индукции образования мутаций, ведущих от аукотрофности к прототрофности данного варианта по гистидину (показатель «концентрация мутаций») (Васильева, Иваница, 2008).

Исключительно положительным моментом является высокая биотехнологичность бактерий. Современный уровень развития молекулярной биологии и генетической инженерии позволяет получать разнообразные варианты микробов с необходимыми целевыми признаками, например, с повышенной чувстви-

тельностью к тем или иным токсическим веществам и удобными системами визуального учета воздействия. Подобные мутанты, предназначенные для индикации бензола и его производных, хлорфенола, солей шестивалентного хрома, других токсикантов уже существуют (Sue Hyung Choi, Man Bock Gu, 2003; Berpo et al., 2004).

Таким образом, микроорганизмы должны рассматриваться в качестве неотъемлемого компонента системы биотестирования, используемой для мониторинга состояния окружающей среды.

Литература

Васильева Н. Ю., Иваница В. А. Выявление изменения биологических показателей модельного организма (*Salmonella typhimurium* TA 100) в зависимости от содержания в почве солей тяжелых металлов // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. 2008. Вип. 16, т. 1. С. 28–33.

Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта. М.: Мир, 1983-1984. Т. 1. 536 с. Т. 2. 472 с. Т. 3. 264 с.

Пшеничнов Р. А., Колотов В. М., Никитина Н. М. и др. Мониторинг общей токсичности и нефтепродуктами на барьерные свойства цитоплазматических мембран бактериальных клеток // Микробиология. 1998. Том 67, № 3. С. 333–337.

Охапкина В. Ю., Дармова Е. М. Использование микроорганизмов в качестве индикаторных тест-объектов в биомониторинге состояния окружающей среды // Материалы Всероссийской научной школы «Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика». Киров, 16-18 ноября 2004 года. Вып. 2. Киров, 2004. С. 239–241.

Охапкина В. Ю., Дармова Е. М. Оценка токсического действия метилфосфоновой кислоты на ростовые свойства микробов Материалы Всероссийской научной школы «Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты», Киров, 24–25 ноября 2005 года. Вып. 3. Киров, 2005. С. 79–81.

Охапкина В. Ю., Шабалин Б. А. Использование некоторых физиологических функций бактерий для оценки токсического влияния среды // Материалы Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития», Киров, 25–27 ноября 2008 г. Киров, 2008. Вып. IV. Часть 1. С. 200–201.

Sue Hyung Choi, Man Bock Gu Toxicity biomonitoring of degradation byproducts using freeze-dried recombinant bioluminescent bacteria // Analytica Chimica Act. 2003. Vol. 481, № 2. P. 229–238.

Berno E., Pereiro Marcondes D. F., Ricci Gamalero S. et al Recombinant *Esherichia coli* for the biomonitoring of benzene and his derivatives in the air // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2004. Vol. 57, № 2. P. 118–122.

СРАВНЕНИЕ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ БИОТЕСТОВ НА ОСНОВЕ ВОДОРΟΣЛЕЙ ХЛОРЕЛЛА И СЦЕНЕДЕСМУС

Е. А. Тютюкова, Ю. С. Григорьев

Сибирский федеральный университет, г. Красноярск, k777oty@bk.ru

В настоящее время в России для целей государственного экологического контроля допущено две методики биотестирования токсичности вод на водорослях – на культурах сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb.)

(Жмур, Орлова, 2007) и хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) (Григорьев, 2007). Обе методики используются во многих экологических организациях и службах, но, как правило, по отдельности. К сожалению биотест на основе широко и давно используемой одноклеточной зеленой водоросли сценедесмус имеет ряд недостатков. К ним можно отнести недостаточную оперативность, трудоемкость в исполнении и необеспеченность комплексом аппаратуры, позволяющим поддерживать стандартные условия для тест-организма.

В последнее время на кафедре экотоксикологии и микробиологии Сибирского федерального университета (СФУ) ведутся исследования, направленные, в том числе, и на решение данных проблем. Разработаны оригинальные устройства экспонирования рачков дафний (УЭР-03). Благодаря вращению кассеты с пробами воды и тест-организмов данные устройства обеспечивают активное перемешивание и аэрацию сред. Кроме того, в результате вращения создаются равные условия по температуре и освещению для всех анализируемых проб воды. Для поддержания требуемых световых и температурных условий содержания тест-организмов разработаны специализированные климатостаты.

Используя созданное оборудование, мы провели работы по модернизации существующей методики биотестирования вод на тест-культуре водоросли сценедесмус и ее сравнение с методикой биотестирования на водоросли хлорелла (Григорьев, 2007).

Водоросль хлорелла выращивалась по методике (Григорьев, 2007) в культиваторе КВ-05 на 50% среде Тамия при 36 °С. Биотестирование проводилось в культиваторе КВМ-05 в течении 22 часов при 36 °С на 2% среде Тамия, а также на широко используемых средах Успенского и Прата. Плотность засева – 70 тыс. клеток/см³. За время культивирования численность клеток в контроле возрастала в 30–35 раз.

Культуру водоросли сценедесмус выращивали на средах Успенского и Прата, а также на 1% среде Тамия при непрерывном освещении и вращении в устройствах УЭР-03. Культивирование проводилось при 25 °С, при освещенности 3500–4000 люкс в климатостате ВЗ. Плотность засева – 27 тыс. клеток/см³. Прирост числа клеток за 45 часов культивирования составил 20–25 раз.

В первой серии опытов были изучены ростовые характеристики тест-культур хлореллы и сценедесмуса при выращивании на всех трех питательных средах, рекомендованных для биотестирования. Поскольку среда Тамия обладает повышенным содержанием солей по сравнению со средами Успенского и Прата, то для снижения возможности связывания с ними токсических компонентов анализируемых проб воды с образованием труднодоступных для тест-организма комплексов, ее многократно разбавляли. При этом выбранная степень разбавления не должна лимитировать рост самих тест-культур водорослей.

Результаты экспериментов, представленные на рис. 1, показывают, что за 45 часов культивирования в устройствах УЭР-03 водоросли сценедесмус ее прирост на всех средах был близким приросту водоросли хлорелла после 22 часов выращивания на тех же средах.

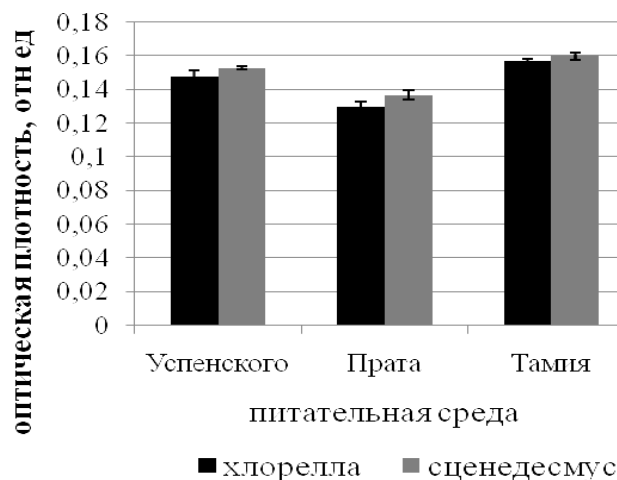


Рис. 1. Прирост тест-культур водорослей сценедесмус (45 часов) и хлорелла (22 часа) на средах Успенского, Прата и среде Тамия (1% и 2%, соот-но) в контрольных вариантах опыта

В плане биотестирования несомненный интерес представляло сравнение чувствительности обеих тест-культур к токсикантам на различных питательных средах. Для этого были использованы соли трех тяжелых металлов – сульфаты кадмия, меди и цинка

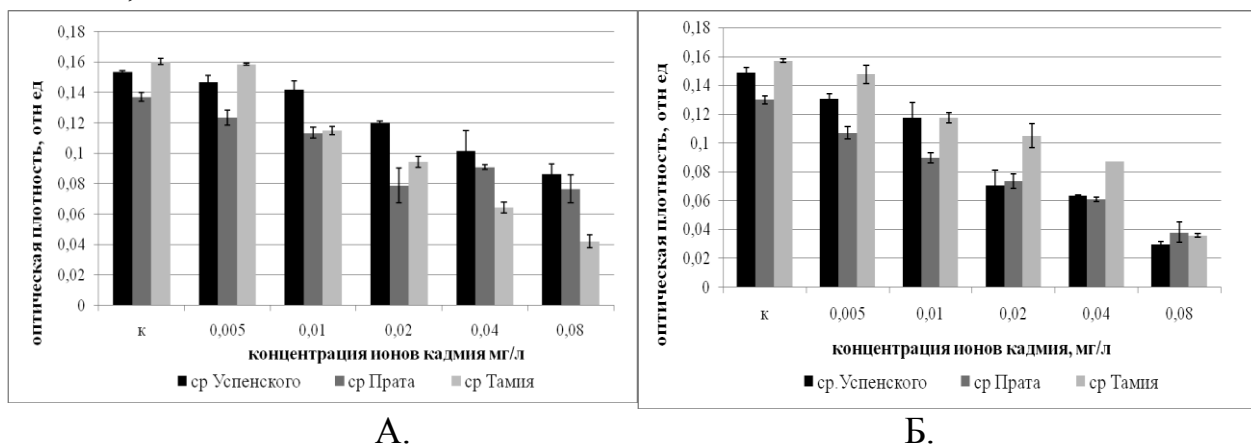


Рис. 2. Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов кадмия

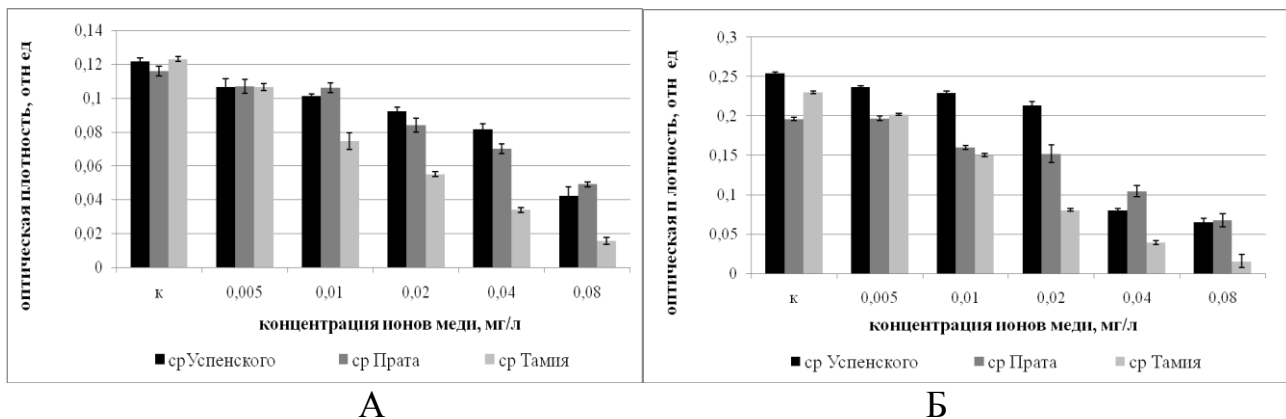


Рис. 3. Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов меди

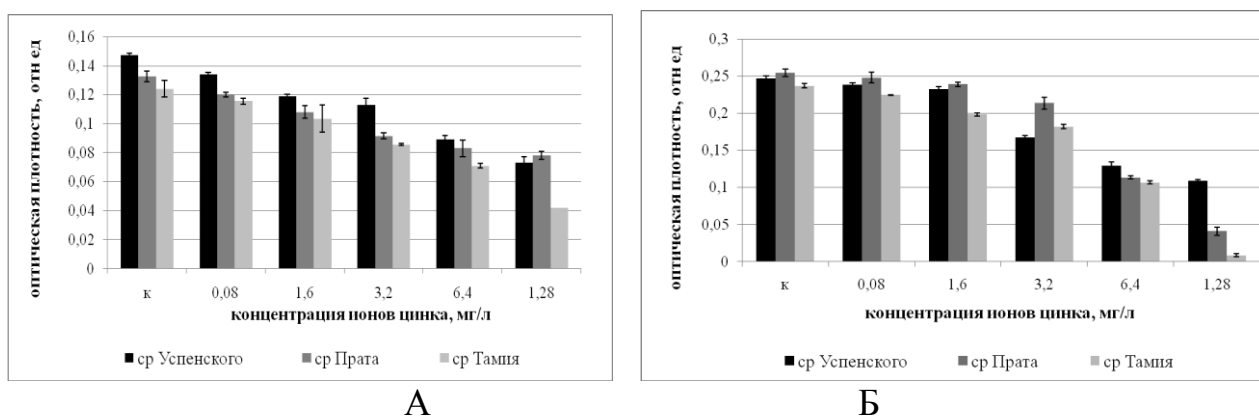


Рис. 4. Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трех питательных средах в присутствии различных концентраций ионов цинка

Результаты проведенных экспериментов (рис. 2–4) свидетельствуют, о том что с увеличением концентрации тяжелых металлов наблюдается однонаправленное снижение прироста водорослевых культур. При этом степень подавления роста водорослей хлорелла и сценедесмус была близка на всех трех питательных средах. Разница укладывалась в диапазон 20–30%.

Хорошее сходство по чувствительности данных биотестов свидетельствует о возможности их использования, не противопоставляя друг другу. Разработанная нами методика биотестирования на водоросли сценедесмус существенно сократила длительность выполнения анализа и значительно улучшила воспроизводимость токсикологического эксперимента.

Литература

Жмур Н. С., Орлова Т. Л. Методика определения токсичности вод,.... по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей, ФР. 1.39.2007.03223 М., 2007. 48.

Григорьев Ю. С. Методика определения токсичности природных и сточных вод,.... по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла; ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04, изд. 2007, 36 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ АКТИНОМИЦЕТОВ ИЗ УРБАНОЗЁМОВ г. КИРОВА

И. Г. Широких, Е. В. Соловьёва, Т. Я. Ашихмина
Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми
НЦ УрО РАН и ВятГГУ, irgenal@mail.ru

Важная роль микроорганизмов в поддержании гомеостаза любой почвенной экосистемы, а также их участие в процессах детоксикации и обеззараживания почв определяют устойчивый интерес к исследованию экологии микроорганизмов в урбано­зёмах и городских почвах. Загрязнение городской среды выбросами промышленных предприятий и автотранспорта, строительным мусором, а также токсичными ксенобиотиками, включая тяжёлые металлы, ведёт к разрушению уникального микробного разнообразия и нарушению важнейших экологических функций отдельных групп микроорганизмов.

Актиномицеты – типичные почвенные бактерии со сложным жизненным циклом, способные к формированию ветвящегося мицелия. Среди них широко распространена способность к синтезу экзогидролаз и антибиотиков – низкомолекулярных продуктов метаболизма, обладающих высокой физиологической активностью и подавляющих в малых концентрациях рост бактерий, вирусов, простейших, что делает необходимым изучение почвенных актиномицетов в городских экотопах как для оценки экологического риска, так и в связи с поиском путей улучшения экологической обстановки в промышленно развитых городах.

Несмотря на благоприятную для развития актиномицетов реакцию среды ($pH > 6$), численность мицелиальных прокариот в урбано­зёмах существенно меньше, чем в зональных дерново-подзолистых почвах фоновых территорий. Количество актиномицетов внутри города уменьшалось в зависимости от категории обследованных биотопов и степени их загрязнения тяжёлыми металлами в ряду: зона рекреации > транспортная зона > промышленная зона. Под воздействием факторов урбанизации произошли перестройки в родовой структуре комплекса почвенных актиномицетов: возросла относительная доля микромо­носпор, сократилась доля стрептомицетов; в числе типичных представителей комплекса в рекреационной зоне появились стрептовертициллы, которые в зональных почвах обнаруживались лишь как случайные и в незначительном количестве.

В урбано­земах по сравнению с зональными почвами при подщелачивании среды и увеличении суммарной нагрузки по ТМ, расширяется спектр представителей различных цветовых секций и серий стрептомицетов. Вместе с тем, способность к синтезу антибиотиков у стрептомицетов из урбано­зёмов ограничивается меньшим числом соединений, чем у изолятов из почв фоновых территорий. При сильной степени загрязнения почвенного покрова встречаются виды, образование антибиотиков которыми не описано вовсе.

Цель настоящей работы – изучение воздействия факторов городской среды на кинетические характеристики почвенных актиномицетов рода *Streptomyces*.

В модельных опытах нами исследованы 11 культур рода *Streptomyces*, изолированных из природной зональной почвы (Государственный природный заповедник «Нургуш») и 18 культур, изолированных из урбанозёмов города. Определение радиальной скорости (K_r) роста стрептомицетов проводили, выращивая культуры на среде Гаузе 1 при температуре 28⁰ С. Каждый изолят выращивали в 5 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:

$$K_r = \frac{d_2 - d_1}{t_2 - t_1}, \text{ где}$$

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.

Экспериментальные данные обработаны стандартными методами статистического анализа с использованием пакета программ Excel.

Средние значения радиальной скорости роста (K_r) при различных значениях рН для стрептомицетов из природной почвы значительно уступали средним значениям K_r , характерным для изолятов из урбанозёмов. Так, 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 (рис. а). 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. Средние значения K_r для природных изолятов возрастали от 11,37 до 26,84 мкм/час по мере подщелачивания среды, а для городских культур средние значения K_r изменялись при изменении рН среды от 5,5 до 7,5 ед. менее значительно – в пределах от 33,06 до 36,53 мкм/час.

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. Среднее значение 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 случае максимальные значения радиальной скорости роста были отмечены при концентрации ионов свинца 20 мкг/мл, а минимальные – при 10 мкг/мл (рис. в). По видимому, ответная реакция стрептомицетов на малые концентрации токсиканта может отличаться от реакции на концентрации более высокие (20–30 мкг/мл) и выражаться 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 культур, толерантность которых при 20 мкг/мл ионов свинца не исчерпывалась, в урбанозёмах составила 41%, а в фоновой почве – 18% от общего количества исследуемых представителей. Среди изолятов из фоновой почвы 36%, а из урбанозёмов только 17% не обеспечили рост в присутствии 30 мкг/мл ионов свинца.

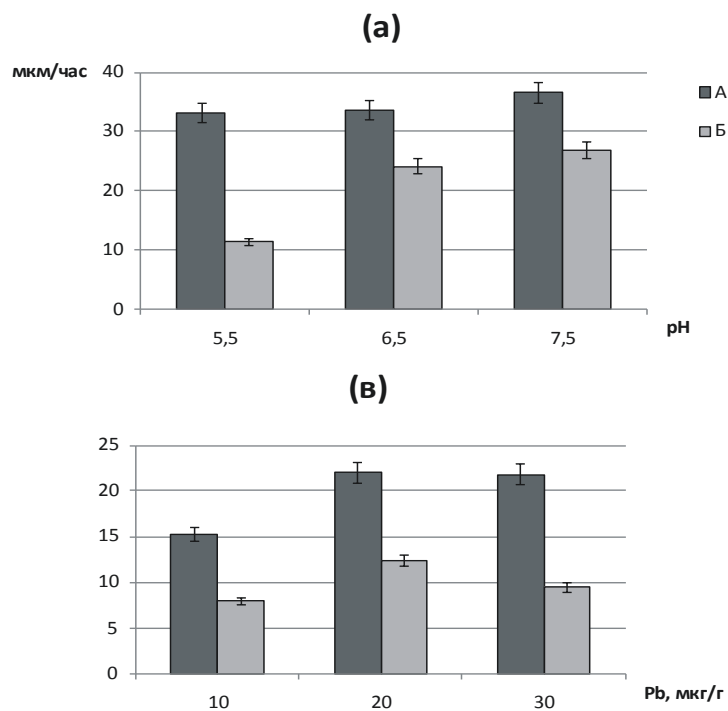


Рис. Средние значения радиальной скорости роста изолятов стрептомицетов из урбанозёмов (А) и природной почвы (Б) в зависимости от кислотности (а) и концентрации свинца (в) в среде

Полученные результаты свидетельствуют о меньшей чувствительности представителей рода *Streptomyces*, изолированных из урбанозёмов, к кислотности среды и токсичности ионов свинца и более широком диапазоне их адаптивности, по сравнению с природными популяциями стрептомицетов, распространёнными в природной зональной почве.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ БИОИНДИКАЦИИ, БИОТЕСТИРОВАНИЯ И ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПОЧВЫ В РАЙОНЕ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

С. С. Злобин¹, Н. А. Шулятьева², Е. В. Дабах^{1, 3, 4},
С. Г. Скугорева^{1, 3}, Л. И. Домрачева^{1, 3, 4}, Т. А. Адамович¹

¹ Вятский государственный гуманитарный университет, *ecolab2@gmail.com*,

² РЦГЭКиМ по Кировской области,

³ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

⁴ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@rambler.ru

В настоящее время одной из главнейших задач в области прикладной экологии является подбор экспрессных, недорогих и точных методов определения состояния почв в регионах сосредоточения опасных экологических объектов. К числу таких регионов относится Кировская область. В частности, на ее территории, в Кирово-Чепецком районе, находится химический комбинат, производящий различные минеральные удобрения. Экологическая обстановка в этом районе изучается сотрудниками лаборатории биомониторинга ИБ Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного гуманитарного университета.

Важными задачами при исследовании почв являются: комплексный химический анализ почв, сравнение видового и численного обилия почвенного микробного комплекса, выявление реакции почвенных группировок микроорганизмов на действие разнообразных поллютантов, проводимые методами биоиндикации и биотестирования. Для решения этого спектра задач необходимо использовать тот комплекс методов, который бы точно, быстро и адекватно отражал состояние почвенной экосистемы.

Цель нашей работы: используя различные методы биоиндикации и биотестирования, оценить загрязненность почв в районе Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК).

Объекты и методы. Для работы были отобраны образцы почв с 8 пробных площадок в районе КЧХК. В смешанных почвенных образцах были определены концентрации тяжелых металлов, мышьяка, рН, суммарный коэффициент химического загрязнения (Z_c). Биотестирование было проведено с использованием следующих организмов: высшее растение (пшеница сорта Ирень), культура инфузории *Paramecium caudatum*, люминесцентные генноинженерные бактерии *Escherichia coli* М – 17.

При определении фитотоксичности почвенных образцов была использована оценка энергии прорастания семян, разложенных концентрическими кругами в чашках Петри на поверхности исследуемого почвенного образца на 3-и сутки эксперимента.

Методика с использованием инфузорий основана на способности тест-объекта реагировать на присутствие в почвенных вытяжках веществ, угнетающих их жизнедеятельность и направленно перемещаются по градиенту концен-

трации этих веществ (Панфилова, Шулятьева, 2008). Параметры перемещения инфузорий определяются с помощью прибора «Биотестер – 2». Количественная оценка параметра тест – реакции выражается в индексе токсичности (Т). По величине Т пробы классифицируются на 3 группы: I – допустимая степень токсичности ($0,00 \leq T \leq 0,40$); II – умеренная степень токсичности ($0,40 < T \leq 0,70$); III – высокая степень токсичности ($T > 0,70$).

Методика с использованием *Escherichia coli* устанавливает определение острой интегральной токсичности почвенных вытяжек с использованием измерительного прибора «Биотокс – 10» и тест-системы «Эколюм» (Шулятьева, Олькова, 2008). Методика основана на определении интенсивности биолюминесценции тест-системы «Эколюм» при воздействии токсичных веществ в пробе в сравнении с контролем. Количественная оценка параметра определяется по 3-м группам в виде индекса токсичности: I – образец не токсичен (< 20), II – образец токсичен (20–49,9), образец сильно токсичен (≥ 50).

При определении численности микромицетов использовались методы посева на агаризованные питательные среды, при котором каждую выросшую колонию принимают за КОЕ, образовавшуюся из фрагмента мицелия или спор, а также метод учета длины мицелия с использованием прямого микроскопирования. Тот и другой методы позволяют определить вклад в структуру популяции микромицетов форм с окрашенным и бесцветным мицелием. Наличие меланизированных форм указывает на увеличивающееся напряжение экологической обстановки данного региона (Домрачева и др., 2008). Методом прямого микроскопирования на мазках почвенных проб также была определена численность фототрофных микроорганизмов (водоросли и цианобактерии). После этого определялась структура популяции фототрофов и микромицетов в процентном соотношении.

Результаты и обсуждения. По результатам исследования содержания тяжелых металлов были выявлены превышения ПДК (ОДК) по многим элементам. Содержание некоторых тяжелых металлов приведено в табл. 1.

Таблица 1

Содержание тяжелых металлов в пробах почв в районе КЧХК (мг/кг)

Элемент	Cu	Pb	Cd	Zn	Hg
№ пробного участка					
904	42±8	64±16	1,3±0,6	160±30	2,6±0,6
906	44±9	83±21	2,3±1,1	190±40	2,0±0,5
907	73±15	220±50	2,8±1,4	330±70	9,0±2,2
913	23±5	14±4	0,4±0,2	52±10	0,8±0,2
918	104±21	380±100	4,5±2,2	560±110	14,0±4,0
920	42±8	57±14	1,5±0,7	140±29	1,5±0,4
921	66±13	170±40	2,4±1,2	230±50	10,0±2,5
II – 13	84±17	220±60	3,1±1,6	290±60	10,0±2,5
ПДК(ОДК)	66	65	1	110	2,1

Примечание: жирным шрифтом выделены показатели, превышающие ПДК (ОДК).

По результатам химического анализа выявлено превышение ПДК по многим элементам практически во всех пробах. Особенно следует выделить пробы с участков № 907, 918, 921 и П – 13 .

Результаты биотестирования и биоиндикации почвенных проб приведены в табл. 2. Так, энергия прорастания семян показывает, что во всех пробах этот показатель намного ниже 84% (84% – энергия прорастания пшеницы сорта Ирень в контрольных условиях) и колеблется от 12 до 28%, что свидетельствует о фитотоксичности почвы для высшего растения. Но причиной такой низкой энергии прорастания является не только повышенное содержание тяжелых металлов в почве, но и значительная численность почвенных микромицетов в данных образцах (от 0,98 до 7,89 млн./г почвы). Так, на 7-е сутки, когда определяют всхожесть семян, отмечалось поражение проростков и семян плесневыми грибами.

Таблица 2

**Степень токсичности почвенных образцов
(по результатам биотестирования и биоиндикации)**

№ пробного участка	Энергия прорастания семян пшеницы, %	Содержание цианобактерий в структуре фототрофных популяций, %	Микромицеты с окрашенным мицелием, %		<i>Paramecium caudatum</i> , индекс токсичности Т	«Эколюм», значение индекса токсичности, у.е.
			Прямой учет	посев		
904	20	53,2	73,9	5,10	0,42±0,26	22,51±4,41
906	12	18,3	70,6	1,02	0,41±0,25	20,81±4,08
907	12	29,2	76,2	0,00	0,48±0,3	21,40±4,19
913	24	64,6	82,6	8,83	0,30±0,19	10,84±2.12
918	20	93,3	69,4	0,79	0,26±0,16	8,44±1,65
920	28	34,5	85,2	0,00	0,35±0,22	11,51±2,26
921	24	64,2	86,6	0,60	0,60±0,37	25,11±4,92
П – 13	14	41,9	69,7	1,26	0,65±0,40	34,80±6,82

Примечание: жирным шрифтом выделены показатели, свидетельствующие о токсичности пробы по данной группе организмов.

Биотестирование и биоиндикация при помощи инфузории *Paramecium caudatum*, тест-системы «Эколюм», а также цианобактерий и микромицетов указывают на токсичность проб № 904, 906, 907, 921, П – 13. В этих же образцах обнаружено значительное превышение концентраций тяжелых металлов.

Таким образом, по результатам комплексных анализов с использованием различных методик (химических, биоиндикационных, биотестовых) нами были выявлены наиболее загрязненные участки в районе КЧХК (пробы № 907, 918, 921, П – 13). При этом достаточно простыми, экспрессными и достоверными методами являются биоиндикация и биотестирование; в частности, структурный анализ популяций почвенных фототрофов и микромицетов с целью выявления процентного содержания цианобактерий и меланизированных микромицетов.

Литература

Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Кондакова Л. В. и др. Альго-микологические и фитотоксические комплексы при химическом загрязнении почвы // Экология и почвы. Лекции и доклады 13-ой Всероссийской школы. Т. 5. Пушкино: ОНТИ – ПНЦ – РАН, 2006. С. 88–98.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Фокина А. И. и др. Биомониторинг и биотестирование почв // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 68–105.

Панфилова И. В., Шулятьева Н. О. Биотестирование почв экспресс-методом с применением прибора «Биотестер» // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 129–130.

Шулятьева Н. О., Олькова А. С. Биотестирование почв с использованием тест-системы «Эколюм» // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 130–135.

ВЛИЯНИЕ ПОДКОЖНОГО ВВЕДЕНИЯ МЕТИЛФОСФОНОВОЙ КИСЛОТЫ НА НЕКОТОРЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ УГЛЕВОДНОГО ОБМЕНА ЛАБОРАТОРНЫХ МЫШЕЙ ЛИНИИ СВА

И. В. Савинова¹, О. М. Плотникова¹, С. Н. Лунева²

¹ РЦ СГЭКиМ по Курганской области, kurgan-rc@yandex.ru

² ФГУ «РНЦ «ВТО» им. Академика Г. А. Илизарова Росмедтехнологий»

В настоящее время в России реализуется федеральная целевая программа «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации». Согласно технологии уничтожения, конечным продуктом гидролиза таких фосфорорганических отравляющих веществ, как зарин, зоман и ви-икс, является метилфосфоновая кислота (МФК) и ее эфиры (Александров, Емельянов, 1990; Шкодич, 2004). Кроме того МФК лежит в основе многих фосфорсодержащих пестицидов, применяемых в качестве гербицидов, дефолиантов, инсектицидов, зооцидов и фунгицидов (Мельников, 1987).

Данные о влиянии МФК на теплокровных животных и человека практически отсутствуют. С учетом устойчивости МФК к действию многих факторов окружающей среды (гидролиз, фотолиз, термическое воздействие) (Савельева, 2002) особенно актуальным становится изучение влияния МФК на организм теплокровных животных и человека, в частности, на биохимические показатели углеводного обмена, которые являются необходимыми участниками метаболизма и одними из главных источников энергии.

В лаборатории экотоксикологии Регионального центра по обеспечению государственного экологического контроля и мониторинга объектов по хранению и уничтожению химического оружия по Курганской области (РЦСГЭКиМ) проводятся работы по изучению некоторых важнейших показателей углеводного обмена и энергообеспечения организма лабораторных мышей при введении различных доз МФК.

В данной работе представлены результаты изучения содержания гликогена в печени и мышцах, молочной кислоты (лактата, МК), пировиноградной кислоты (пирувата, ПВК) и активности лактатдегидрогеназы (ЛДГ) в сыворотке

крови лабораторных мышей при введении МФК в дозе 10^{-6} мг/кг (не обнаруживается в биологическом материале известными аналитическими методами).

Объектом исследования служили 60 белых лабораторных мышей линии СВА в возрасте 2 месяцев массой 24–28 грамм. Животные содержались в клетках в оптимальных условиях вивария при свободном доступе к воде и пище. Контрольной группе (15 самцов и 15 самок) подкожно вводился физиологический раствор хлорида натрия, опытной группе (15 самцов и 15 самок) – равный объем нейтрализованного физиологического раствора МФК в дозе 10^{-6} мг/кг. Спустя 72 часа после введения осуществлялась эвтаназия методом декапитации с соблюдением основных биоэтических правил.

Гликоген в тканях количественно определяли фотометрическим методом с антроновым реактивом после гидролиза кипящим 30%-ным раствором гидроксида калия и, при определении гликогена мышц, дополнительного переосаждения этанолом. Пируват определяли фотометрированием окрашенного продукта конденсации с 2,4-динитрофенилгидразином, лактат – по аттестованной в лаборатории экотоксикологии РЦ СГЭКиМ методике (Методика..., 2009). Активность ЛДГ регистрировали по уменьшению оптической плотности при восстановлении пирувата в лактат под действием НАДН (наборный метод DiaSys Diagnostic).

Результаты исследований обрабатывались с применением непараметрических методов статистики для малых выборок с принятием вероятности равной 0,05. Достоверность различий между несвязанными выборками определяли W-критерия Вилкоксона для независимых выборок (Гайдышев, 2001).

Результаты исследования по влиянию подкожного введения МФК в дозе 10^{-6} мг/кг лабораторным мышам линии СВА представлены на рис.

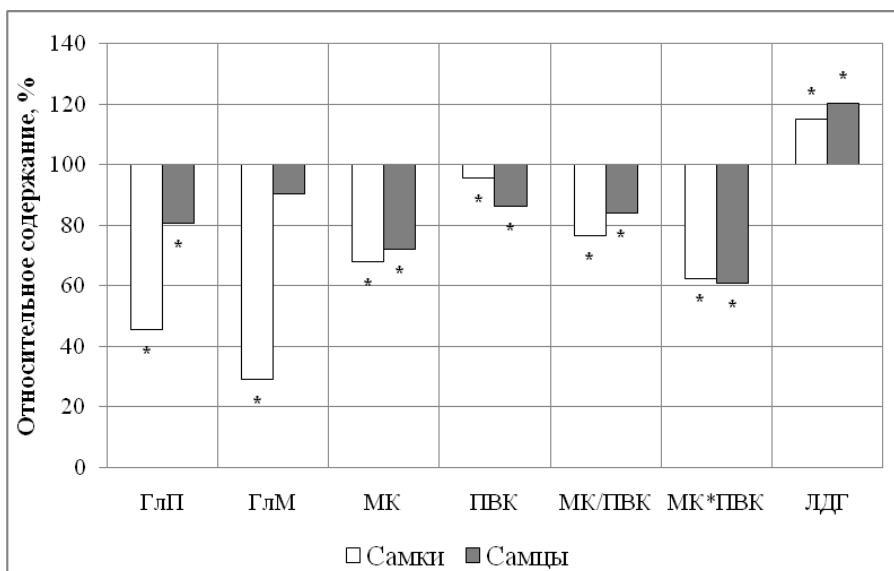


Рис. Содержание биохимических показателей самок и самцов опытной группы лабораторных мышей относительно контрольной (в %) при введении МФК в дозе 10^{-6} мг/кг.

Примечание. ГлП – гликоген печени, ГлМ – гликоген мышц, ПВК – пируват, МК – лактат, ЛДГ – лактатдегидрогеназа. * – достоверные различия с контрольной группой ($p < 0,05$)

Важную энергетическую функцию у животных и многих микроорганизмов выполняет гликоген. Нами было обнаружено уменьшение содержания гликогена в тканях в ответ на введение МФК в дозе 10^{-6} мг/кг опытной группы лабораторных мышей по сравнению с контрольными значениями, особенно выраженное у самок. Это, возможно, свидетельствует об активации гликогенолиза вследствие возросшей потребности организма в энергии (Марри, 1993).

Конечными продуктами гликолиза являются молочная и пировиноградная кислоты. Содержание молочной кислоты в сыворотке крови опытной группы лабораторных мышей снижалось на 28–32% относительно контрольной группы. В свою очередь, уровень пировиноградной кислоты в сыворотке крови опытной группы был также достоверно снижен, что может быть связано как с повышением его расхода, так и с затруднением его утилизации (Марри, 1993).

Для определения интенсивности и направленности процесса гликолиза мы рассчитывали отношение лактата и пирувата (МК/ПВК), а также их произведение (МК*ПВК) для опытной группы относительно контрольной. Нами был сделан вывод, что понижение расчетного коэффициента МК*ПВК было в большей степени связано с уменьшением относительного содержания пирувата. Таким образом, наблюдаемое накопление продуктов гликолиза свидетельствует о перераспределении анаэробных и аэробных процессов в сторону преобладания анаэробных. Выявленное понижение соотношения МК/ПВК опытной группы относительно контрольной было обусловлено уменьшением относительного содержания как лактата, так и пирувата.

Активность ЛДГ в сыворотке крови лабораторных мышей опытной группы была повышена на 15–20% относительно контрольных значений, что, возможно, свидетельствует о повышенной интенсивности процессов энергообеспечения.

Проведенное исследование подкожного введения МФК в дозе 10^{-6} мг/кг лабораторным мышам линии СВА показало, что данная доза оказывает достоверное влияние на изученные показатели углеводного обмена. Изменение показателей указывают на интенсификацию процессов энергообеспечения, а также на преобладание анаэробных процессов над аэробными.

Литература

- Александров В. Н., Емельянов В. Отравляющие вещества. М., 1990. 268 с.
- Биохимия человека / Р. Марри и др. М., 1993. Т. 1. 384 с.
- Гайдышев И. Анализ и обработка данных: специальный справочник. СПб, 2001. 752 с.
- Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии-масс-спектрологии / Е. И. Савельева и др. // Рос. хим. журн., 2002. Т. 66. № 6. С. 82–91.
- Мельников Н. Н. Пестициды. Химия, технология и применение. М., 1987. 711 с.
- Методика выполнения измерений биохимических показателей в плазме (сыворотке) крови мелких теплокровных животных фотометрическим методом. Свидетельство об аттестации ФГУП «УНИИМ» № 224.11.03.052/2009 от 17.06.2009 г.
- Шкодич П. Е., Желтобрюхов В. Ф., Клаучек В. В. Эколого-гигиенические аспекты проблемы уничтожения химического оружия. Волгоград, 2004. 326 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ОРГАНИЗМА ЛАБОРАТОРНЫХ МЫШЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ТОКСИЧНОСТИ ЭКСТРАКТОВ ПОЧВ И ГРУНТОВ

О. М. Плотникова, М. А. Григорович, Б. И. Кудрин, А. Н. Евдокимов
Региональный Центр по обеспечению государственного экологического
контроля и мониторинга объекта уничтожения химического оружия
по Курганской области, kurgan-rc@yandex.ru

Определение класса опасности токсичных отходов производства и потребления, особенно при попадании их в объекты окружающей среды, является актуальной и сложной задачей. Основные подходы к решению этой задачи определены в санитарных правилах 2003 г. (СП 2.1.7.1386-03).

В практической токсикологии можно использовать реакции системы крови млекопитающих для решения вопросов по определению степени суммарной токсичности почв или природных вод, подвергающихся техногенному и антропогенному воздействиям. У млекопитающих в ответ на воздействие токсикантов развиваются гематологические и биохимические реакции, характеризующиеся изменениями количественного и качественного состава периферической крови. Степень выраженности этих изменений определяется тяжестью токсического воздействия на организм.

Целью данной работы была оценка токсичности водных экстрактов 20 образцов почв и грунтов, взятых из мест прошлого уничтожения химических отравляющих веществ (ОВ) в Пензенской области. Результаты токсического острого и хронического воздействия экстрактов почв и грунтов определяли по морфологическим, гематологическим и биохимическим показателям крови лабораторных мышей.

Эксперимент проведен на 420 половозрелых белых лабораторных мышамсамцах *Mus. Musculus L.* массой 20–22 г в возрасте 3-х месяцев. Все животные соответствовали категории конвенционально улучшенных, клинически здоровых животных. Количество лабораторных мышей в опытных и контрольных группах составляло по 20 особей.

Согласно разделу 5.5 СП 2.1.7.1386-03 из образцов почв и грунтов готовили нативные экстракты в соотношении массы грунта и воды 1:1 и водные вытяжки первого разведения в соотношении масса грунта и воды 1:10.

В опытных группах всем мышам вводили интрагастрально нативные экстракты и растворы первого разведения в объеме 1 мл. Контрольной группе мышей вводили физиологический раствор. В остром эксперименте исследуемые растворы мышам вводили однократно и наблюдения за животными проводили в течение 7 суток. В хроническом эксперименте исследуемые растворы вводили мышам еженедельно и наблюдения за этими животными проводили в течение 30 суток с регистрацией клинических признаков отравления и сроков их гибели, если таковые имелись.

В крови лабораторных мышей определяли количество эритроцитов, лейкоцитов и лейкоцитарную формулу (МВИ № 224.11.17.025/2010). При этом

особое внимание уделялось исследованию количественных и качественных параметров гранулоцитов (нейтрофилов) и агранулоцитов (лимфоцитов). При вскрытии животных дополнительно проводили оценку состояния внутренних органов с описанием патоморфологических изменений.

В плазме крови определяли активность ферментов - холинэстеразы (ХЭ), аланин- и аспаргатаминотрансфераз (АлТ и АсТ), лактатдегидрогеназы (ЛДГ), а также содержание субстратов – общего белка (ОБ), холестерина (ХС), мочевины (М) и глюкозы (Гл) спектрофотометрическим методом с использованием полуавтоматического биохимического анализатора «Stat Fax 3300» и наборов диагностических реагентов фирм «Вектор-Бест» и «Витал-Диагностикс» согласно ранее аттестованным нами методикам (МВИ № 224.11.03.052/2009).

В результате выполненной экспериментальной работы нами получен большой массив данных. Наиболее значимые результаты представлены в ниже приведенных таблицах и рисунке. Весь цифровой материал обработан общепринятыми статистическими методами. Использованы: средне-арифметическое (\bar{M}), ее стандартная ошибка (m) и стандартное отклонение σ . О достоверности различий сравниваемых величин судили по критерию t-Стьюдента при уровне статистической значимости $p < 0,05$ (Лакин, 1973).

Для мышей контрольной группы были определены доверительные интервалы для всех изученных гематологических и биохимических показателей при уровне значимости $p < 0,05$. Результаты исследований контрольной группы мышей позволили установить норму реакции исследуемых показателей.

Пероральное введение экстрактов первого разведения (1:10) вызвало статистически значимые патоморфологические изменения со стороны внутренних органов у 60% животных опытных групп. Наблюдалось увеличение относительной массы селезенки, сердца, печени, а также появление в лимфатических узлах и во внутренних органах единичных или множественных гнойников.

Результаты интрагастрального введения водных экстрактов одного из образцов почв в указанных двух разведениях представлен в табл. 1.

Таблица 1

Гематологические показатели мышей *Mus. Musculus L.* после введения водных экстрактов одного из образцов почвы из мест прошлого уничтожения ОБ в Пензенской области (n=20 особей)

Разведение экстракта	Показатель статистики	Эритроциты, тыс/мкл	Лейкоциты, Ед/мкл	Лейкоцитарная формула (%) *						
				п	с	Н	Э	Б	Л	М
1:1	M	8985	5775	3,8	23,8	27,5	1,3	0,0	69,0	1,8
	$\sigma \pm$	1148	435	2,8	5,9	7,6	1,0	0,0	9,1	1,7
1:10	M	9500	7375	3,0	9,8	12,8	1,0	0,0	84,3	2,0
	$\sigma \pm$	1089	1573	2,9	7,8	10,0	0,8	0,0	11,8	1,2
t		0,651	1,960	0,37	2,86	2,34	0,4		2,05	0,24
p<					0,05	0,05			0,05	

* Лейкоцитарная формула (%): Н-нейтрофилы (п-палочкоядерные, с-сегментоядерные), Э-эозинофилы, Б-базофилы, Л-лимфоциты, М-моноциты

Из табл. 1 видно, что нативный экстракт образца грунта из мест прошлого уничтожения ОВ в Пензенской области вызывал более значительные изменения гематологических показателей, чем экстракт с более низкой концентрацией (разведение 1:10). При этом выявлено статистически достоверное ($p < 0,05$) увеличение относительного числа лимфоцитов (Л) при достоверном снижении количества нейтрофилов (Н), преимущественно за счет сегментоядерных нейтрофилов (с). В норме у мышевидных грызунов нейтрофилы составляют 6–40% от всех сосчитанных лейкоцитов, а лимфоциты – 35–90% (Западнюк, 1983).

Данные биохимических исследований крови мышей после введения водных экстрактов образцов почв и грунтов из мест бывшего хранения ОВ в Пензенской области приведены в табл. 2.

Таблица 2

Биохимические показатели плазмы крови мышей *Mus. Musculus L.* после введения водных экстрактов одного из образцов почв и грунтов из мест бывшего хранения ОВ в Пензенской области (n=20 особей)

Разведе- ние	Показатель статистики	Биохимические показатели							
		ХЭ, Е/л	АлТ, Е/л	АсТ, Е/л	ЛДГ, Е/л	ОБ, г/л	ХС, ммоль/ л	М, ммоль/ л	Гл, ммоль/ л
1:1	М	4294	34,0	183	2923	52,4	1,84	5,93	7,53
	$\sigma \pm$	826	11,9	77,1	1934	7,35	0,53	2,33	4,40
1:10	М	5355	55,6	231	4027	53,7	2,20	6,20	7,80
	$\sigma \pm$	1996	17,7	60,4	596	3,44	0,21	1,33	4,84
t		0,69	1,43	0,69	0,77	0,23	0,90	0,14	0,06

Согласно данным табл. 2, биохимические показатели плазмы крови мышей, подвергшихся воздействию нативных экстрактов почв и грунтов (1:1) существенно не отличались от таковых при воздействии экстрактов первого разведения (1:10). Как и в случае с гематологическими параметрами, обращает на себя внимание высокая дисперсия значений всех изученных биохимических параметров в сравнении с контрольными животными. Факт увеличения дисперсии, скорее всего, связан с воздействием токсических агентов на организм животных, что приводит к неоднородности животных в исследуемых группах и, как следствие, к большому разбросу значений гематологических и биохимических показателей.

Для всех биохимических показателей были построены точечные диаграммы полученных результатов, позволяющие легко видеть номера образцов тех почв и грунтов, для которых значения изучаемого показателя лежит выше или ниже области нормальных значений, определенных для контрольной группы мышей. На рис. 1 представлена диаграмма средних значений активности фермента АлТ в плазме крови у 20 групп животных, из которых в 12 группах обнаружены патоморфологические изменения.

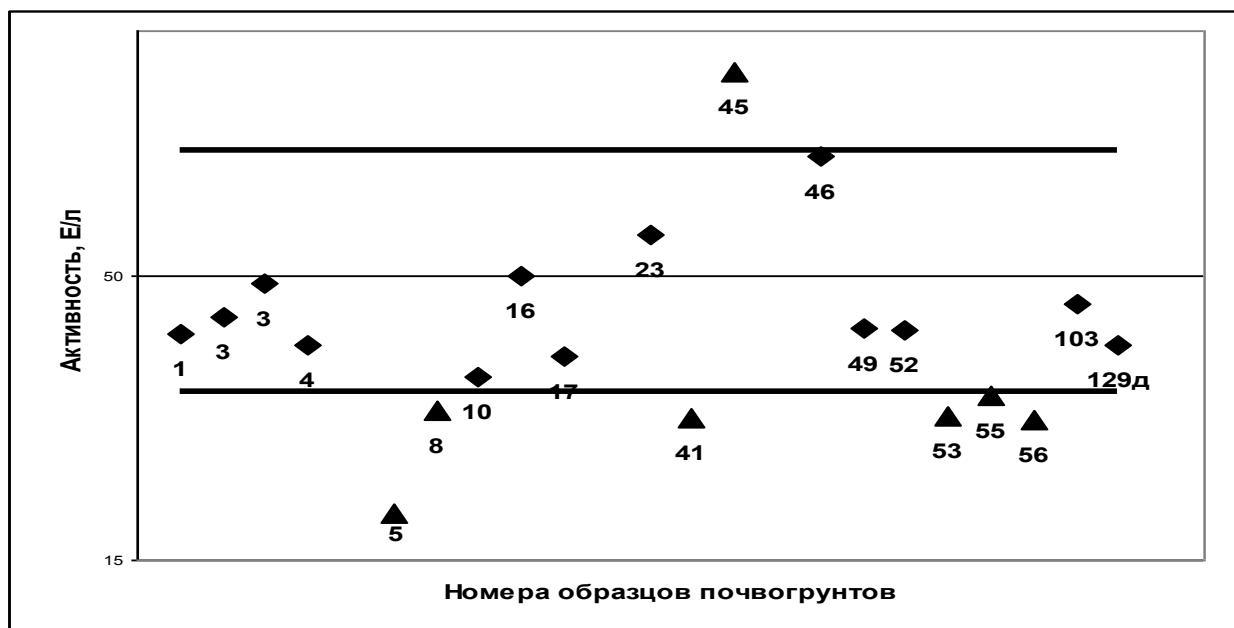


Рис. Активность АлТ в плазме крови мышей после введения экстрактов из образцов почв и грунтов из мест прошлого уничтожения ОБ в Пензенской области (линиями представлены границы доверительного интервала)

Данные рис. показывают, что основная часть значений активности АлТ лежит в доверительном интервале значений контрольных групп. Тем не менее, на долю значений, лежащих за пределами доверительного интервала (эксцессов), приходится 35% выборки. Исходя из полученных данных отмечаем, что такие изменения в активности АлТ, равно как и других изученных нами показателей, явились результатом систематического воздействия на живой организм одного или группы неблагоприятных факторов, в то время как в контрольных группах мышей на долю эксцессов приходится менее 5%.

Методы оценки воздействия по количеству накопленных в группе животных эксцессов по каждому изученному образцу почвы и грунта в рамках всех направлений проведенного исследования (патоморфологического, гематологического и биохимического) позволили нам не только оценить степень токсичности образцов почв и грунтов, но и выстроить их по рангу в зависимости от их токсичности.

Таким образом, на основании данных хронического эксперимента по оценке токсичности почв и грунтов из мест прошлого уничтожения ОБ в Пензенской области нами выявлено, что экстракты 26% образцов обладают токсическим эффектом.

Литература

- Западнюк И. П. и др. Лабораторные животные. Киев: Вища школа, 1983. 383 с.
 Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высш. школа, 1973. 343 с.
 МВИ № 224.11.03.052/2009; МВИ № 224.11.17.025/2010.
 Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления, СП 2.1.7.1386-03.

ТРОФИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ РАЧКОВ ДАФНИЙ В ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ТЕМПЕРАТУРАХ

Н. П. Лизинская, Т. Л. Шашкова, Ю. С. Григорьев
Сибирский федеральный университет, Natalja-lizinskaja@rambler.ru

Повышение эффективности охраны вод от загрязнения в значительной мере связано с применением качественно новых подходов к оценке состава и свойств отводимых сточных вод. К числу наиболее радикальных приемов, отвечающих целям водоохраны и учитывающих ее экологический аспект, относится применение интегральных методов, позволяющих проводить оценку токсичности воды. Такую оценку можно получить с помощью биотестирования – экспериментального определения токсичности воды для гидробионтов, основанного на регистрации реакций тест-организмов (Исуев, 1998). Биотестирование позволяет получать более полную характеристику качества окружающей среды за счет выявления действия на тест-организмы сразу всех содержащихся в ней вредных примесей. Вместе с тем, многие из используемых методов биотестирования недостаточно оперативны, трудоемки в исполнении и не обеспечены комплексом аппаратуры, позволяющим создать стандартные условия работы с тест-организмами и автоматизировать процесс измерения.

В настоящее время для определения токсичности вод и отходов широко применяется биотест по выживаемости рачков дафний. Вместе с тем, существуют методы, основанные на поведенческих и физиологических реакциях ракообразных, которые позволяют определить сублетальные (не вызывающие гибели) концентрации загрязняющих веществ (Брагинский, 2000). Одной из этих реакций является трофическая активность дафний, то есть величина поглощенного дафниями корма за определенный промежуток времени. Сократить длительность этого периода для получения более оперативного биотест можно уменьшая количество добавляемого корма. Однако при очень низких концентрациях клеток водоросли снижается точность измерения их содержания в среде. С другой стороны, имеются данные о том, что трофическая активность дафний повышается при увеличении температуры окружающей среды (Jager, 2003; Loiverton, 2004). В этих условиях можно при более высоких концентрациях корма, не удлиняя время анализа, более надежно регистрировать трофическую активность рачков в токсикологическом эксперименте.

В связи с этим, целью данной работы было исследование действия тяжелых металлов на трофическую активность *Daphnia magna* при повышенной температуре среды и увеличенном количестве корма

Измерение количества корма (суспензии водоросли), съеденного за период экспонирования можно осуществлять различными способами: прямым подсчетом клеток под микроскопом, с помощью автоматического счетчика частиц (Kersting, Leeuw, 1976), посредством измерения оптической плотности суспензии (Barata et al., 2008) или регистрации флуоресценции хлорофилла водоросли (Маторин и др., 1990).

В наших исследованиях для регистрации скорости питания рачков использовали изменение интенсивности нулевого уровня быстрой флуоресценции водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris*), которая добавляется в качестве корма для рачков. Величина данного показателя напрямую связана с концентрацией клеток в среде и при этом мало зависит от их физиологического состояния. Для регистрации флуоресценции в работе использовался разработанный нами компьютеризированный флуориметр «Фотон-10».

Выращивание тест-организмов и проведение биотестирования проводилось в климатостате Р2 и устройствах для экспонирования рачков УЭР-03. Применение указанного оборудования значительно облегчает процедуру постановки токсикологического опыта, устраняя проблемы, связанные с необходимостью поддержания постоянных и одинаковых условий по содержанию кислорода, температуре и световом облучению проб с тест-культурами во время выполнения биотеста.

Эксперименты проводили при температуре 20 и 28 °С. В емкости УЭРа с 50 мл культивационной воды вносилось по 10 рачков, а также ионы тяжелых металлов (Cu^{2+} , Cd^{2+} , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) в различных концентрациях. Последующие 5 часов рачки находились в прямом контакте с токсикантами. После этого в емкости с тест-организмами добавляли культуру водоросли *Chlorella vulgaris* в концентрации, эквивалентной оптической плотности 0,03 и 0,04, измеренной в приборе ИПС-03 (кювета 2 см, длина волны 560 нм). Через 17 часов экспозиции, приходящейся, в основном, на ночные часы, регистрировалась интенсивность флуоресценции хлореллы в каждой емкости. Убыль корма как показатель трофической активности дафний оценивали в сравнении с контрольными образцами, в которые не вносили рачков и токсиканты.

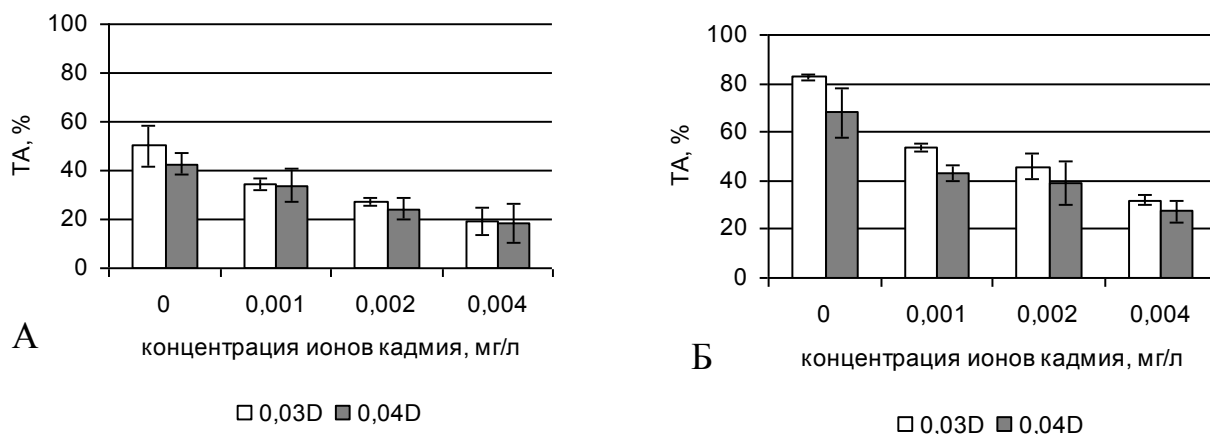


Рис. 1. Трофическая активность дафний в присутствии различных концентраций ионов кадмия при температурах 20°С (А) и 28°С (Б). 0,03D и 0,04D – количество вносимого корма

Проведенные эксперименты с использованием в качестве модельного токсиканта ионов кадмия (рис. 2) показали, что при температуре 20°С и количестве корма, эквивалентного оптической плотности суспензии 0,03 и 0,04 D, показатель трофической активности рачков дафний в контроле был невысоким,

всего лишь 50 и 40 %, соответственно, что ограничивает диапазон его реагирования на токсическое воздействие. При повышении температуры до 28°C трофическая активность рачков в контрольных образцах значительно возрастает при обеих концентрациях хлореллы. В этих условиях можно более четко проследить действие токсиканта, которое проявляется в заметном снижении количества потребленного корма.

Аналогичные опыты были проведены с другими тяжелыми металлами (рис. 2 и 3).

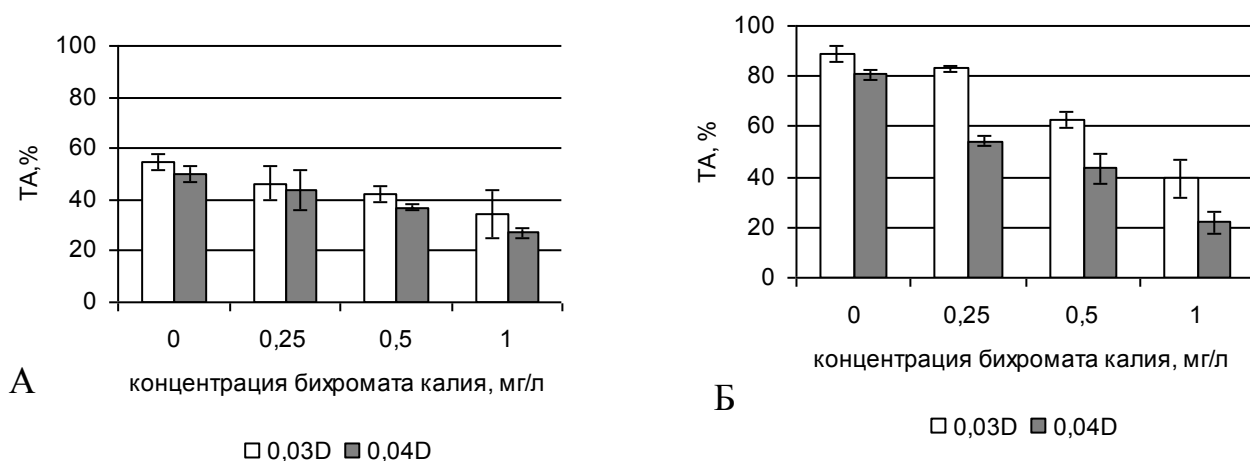


Рис. 2. Трофическая активность дафний в присутствии различных концентраций бихромата калия при температурах 20°C (А) и 28°C (Б)

Как видно из представленных данных, при повышенной температуре как в контрольных образцах, так и с добавлением токсиканта трофическая активность тест-организмов значительно увеличивается по сравнению с нормальной температурой – 20 °С. При этом более четко прослеживается действие добавляемых токсикантов – бихромата калия и ионов меди.

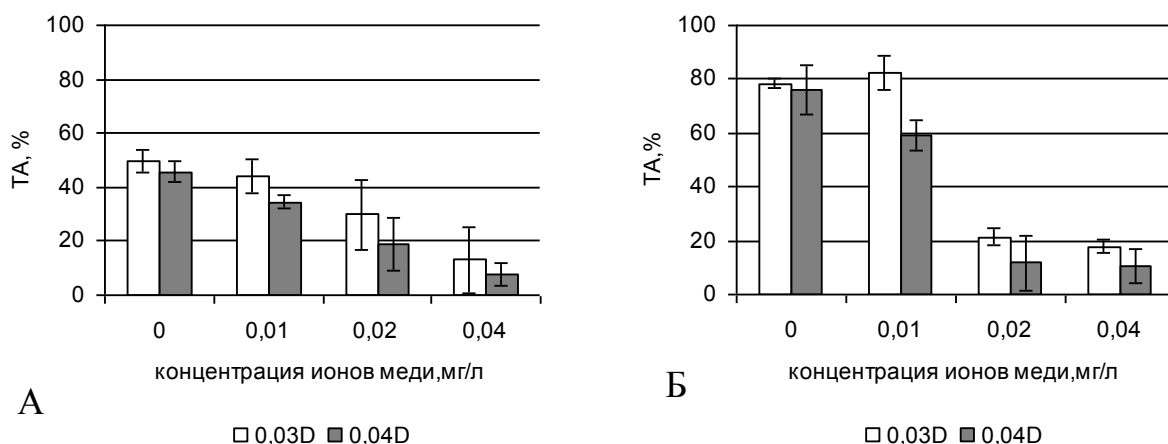


Рис. 3. Трофическая активность дафний в присутствии различных концентраций ионов меди при температурах 20°C (А) и 28°C (Б)

Таким образом, повышение температуры до 28°C существенно увеличивает скорость питания дафний, что позволяет при большем количестве вводи-

мого корма, более надежно регистрировать действие токсических веществ на данный тест-организм.

Проведенные исследования создали хорошие предпосылки для разработки оперативной методики определения токсичности воды.

Литература

Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор). // Гидробиол. журн., 2000. Т. 36. № 5. С. 50–70.

Исуев А. Р. Опыты на дафниях: Лабораторный практикум по курсу ихтиотоксикология. ДГУ, 1998. 49 с.

Маторин Д. Н., Вавилин Д. В., Венедиктов П. С. О возможности использования флуоресцентных методов для изучения питания ракообразных // Биологические науки, 1990. № 1. С. 146–152.

Barata C., Alacon P., Gutierrez-Alonso S., Riva M.C., Fernbndez C., Tarazona J. V. A *Daphnia magna* feeding bioassay as a cost effective and ecological relevant sublethal toxicity test for Environmental Risk Assessment of toxic effluents. // Science of the total environment, 2008, Jul 25.

T. Jager, R. Creyghnol. Temperature – Dependent Effects of Cadmium on *Daphnia magna*: Accumulation versus sensitivity. // Environ. Sci. Technol., 2003. 37(10), 2145–2151.

Kersting K., Leeuw W. The use of the coulter counter for measuring the feeding rates of *Daphnia magna*. // Hydrobiologia, 1976. vol. 49. 3, pp. 233–237.

B. Loiverton, M. Sundbom, T. Vrede. Separating physical and physiological effects of temperature on zooplankton feeding rate. // Aquat. Sci. 2004. № 66. pp. 123–129.

ЭКОТОКСИЧНОСТЬ СТРОИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛОВ

С. Ю. Максимовских, С. И. Афанасьева, Л. Г. Завьялова
РЦСГЭКиМ по Курганской области, kurgan-rc@yandex.ru

Объективная оценка качества окружающей среды становится все более востребованной. Организовать эффективный экологический мониторинг средствами аналитической химии не всегда возможно из-за огромного числа загрязняющих веществ и сложности химических анализов. Многие загрязняющие вещества, попадая в окружающую среду, претерпевают в ней различные превращения, усиливая при этом свое токсическое действие. Кроме того, результат комбинированного действия двух и более веществ, имеющихся в исследуемом образце в небольших количествах, предсказать достаточно сложно. Соединения нетоксичные при изолированном действии могут вызвать значительный патологический эффект при комбинированном влиянии. Поэтому для оценки токсичности воды, почвы и воздуха используют тесты на различных живых организмах, так как биотестирование дает возможность с большей степенью достоверности определить степень интегральной токсичности объекта исследования.

В лаборатории биомониторинга Регионального Центра системы государственного экологического контроля и мониторинга объектов уничтожения химического оружия по Курганской области для определения токсичности проб поверхностных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы,

осадков сточных вод и отходов используют следующие тест-объекты: *Paramecium caudatum*, люминесцентные бактерии «Эколюм», *Daphnia magna*, *Chlorella vulgaris*.

Метод определения токсичности с использованием инфузорий основан на их способности перемещаться в направлении более низкой концентрации токсических веществ (хемотаксическая реакция), избегая их вредного воздействия. Критерием токсичности является различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в пробе в верхней зоне кюветы, не содержащей токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе. По величине индекса токсичности анализируемые пробы классифицируются на 3 группы: допустимая, умеренная и высокая степень токсичности.

Метод определения токсичности с применением тест-системы «Эколюм» основан на определении изменения интенсивности биолюминесценции бактерий при воздействии химических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, по сравнению с контролем. Острое токсическое действие определяется по гашению их биолюминесценции за 30-ти минутный период экспозиции. По методике допускается три степени индекса токсичности: образец не токсичен (допустимая), токсичен и сильно токсичен.

В 2010 г. лабораторией биомониторинга и биотестирования по хемотаксической реакции инфузорий и изменению интенсивности биолюминесценции были проанализированы строительные материалы, повсеместно используемые при ремонте, строительстве зданий и сооружений.

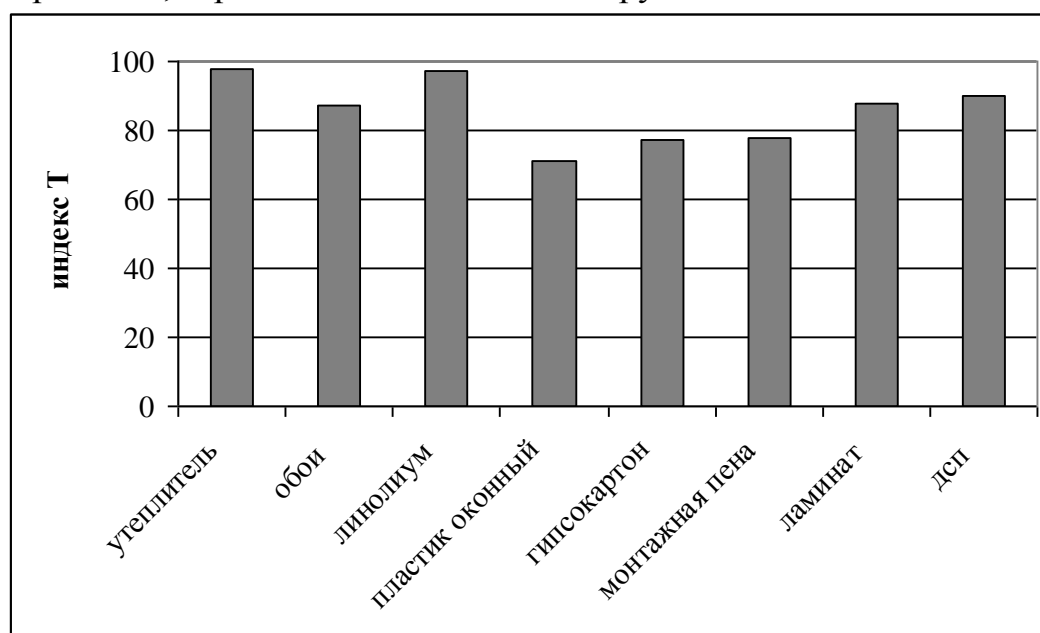


Рис. 1. Экотоксичность строительных материалов с применением тест-объекта «Эколюм» (индекс Т-индекс токсичности)

Из исследованных строительных материалов готовили водные вытяжки, в которые потом помещали тест-объекты и оценивали тест-реакции, определяя индекс токсичности образцов. На основании полученных результатов установлено, что все образцы имели сильную степень токсичности по тест-системе «Эколюм» (рис. 1). Высокую степень токсичности по тест-реакции *Paramecium*

caudatum (рис. 2) показали все варианты, кроме двух – пластик оконный и пена монтажная, которые имели умеренную степень токсичности.

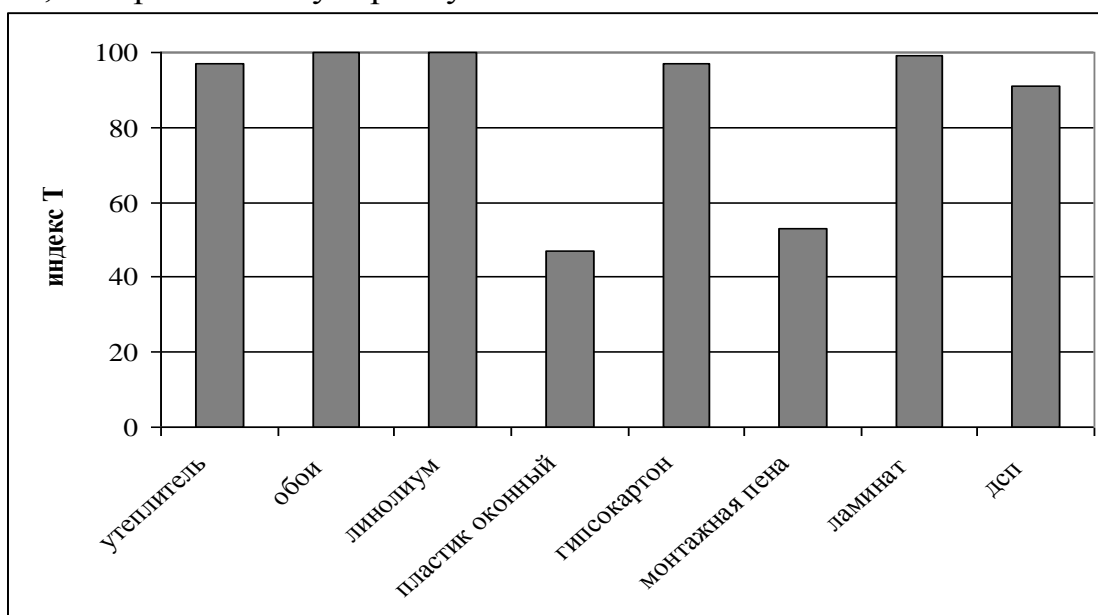


Рис. 2. Экотоксичность строительных материалов с применением тест-объекта *Paramecium caudatum* (индекс Т-индекс токсичности)

На вышеуказанные тест-системы оказали большое влияние ингредиенты, входящие в состав строительных материалов, которые мигрируют в водные вытяжки. Такая миграция ингредиентов возможна и при утилизации строительных материалов, приводя тем самым к загрязнению окружающей среды.

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что представленные образцы относятся к 3 классу токсичности.

ОПЕРАТИВНЫЕ ТЕХНОЛОГИИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ ВОД: РАЗРАБОТКА, СЕРТИФИКАЦИЯ, ВНЕДРЕНИЕ

Ю. С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет, г. Красноярск,
grig@lan.krasu.ru*

Коллектив кафедры экотоксикологии Сибирского федерального университета (ранее КрасГУ) последние два десятка лет занимается разработкой методов биоиндикации и биотестирования загрязнения окружающей среды. Их введение в систему экологического мониторинга позволяет решить многие проблемы, обусловленные огромным числом загрязняющих веществ и высокой стоимостью химико-аналитических работ. За это время удалось разработать целый комплекс новых методических приемов быстрого определения степени неблагоприятного воздействия загрязняющих веществ на живые организмы. Благодаря этому стало возможным выполнять следующие виды работ по экологическому мониторингу:

- оценка степени воздействия техногенных выбросов в атмосферу на растительность вблизи промышленных центров;
- интегральная оценка уровня загрязнения атмосферы городов и пригородных зон на основе трансплантационной лишеноиндикации;
- оперативное определение токсичности (биотестирование) природных и сточных вод на водоросли хлорелла и рачках дафний;
- слежение за технологическим режимом работы очистных сооружений и качеством очистки сточных вод;
- экспресс-анализ содержания наиболее фитотоксических веществ (цианиды, пестициды, активный хлор, тяжелые металлы и др.) в различных средах;
- оперативный контроль биологической активности некоторых лекарственных препаратов (прополис, пантокрин, абисиб, радиола, левзея и др.) с помощью биотестов;
- экспресс-анализ устойчивости клубней картофеля к болезням.

Для реализации этих методов разработан ряд оригинальных приборов и устройств. Среди них:

- климатостаты Р2, В2, В3 и В4 для выращивания и проведение биотестирования вод на рачках дафний и цериодафний и водорослях в контролируемых внешних условиях;
- устройства для экспонирования рачков УЭР-03, УЭР-04;
- культиваторы КВ-05, КВ-06 и КВМ 05 для выращивания и биотестирования воды на водоросли хлорелла;
- измеритель плотности суспензии водоросли ИПС-03 для быстрого определения количества клеток;
- компьютеризированный флуориметр Фотон 10 для измерения флуоресценции хлорофилла растительных образцов как экспресс-показателя токсического воздействия.

Однако все старания коллектива внедрить данные разработки в практику не давали сколь-либо ощутимых результатов. Оказалось, что для этого надо «все-навсего» разработать методики (регламенты) выполнения работ и аттестовать их для целей государственного экологического контроля, сертифицировать оборудования для реализации этих методик, провести маркетинговые исследования для установления рынка сбыта и организовать производство продукции. После такого «прозрения» и поняв, что самим нам с этим объемом совершенно новой для нас деятельностью не справиться, стали искать партнеров. Надо сказать, что проблема внедрения, с которой мы столкнулись, конечно, не нова, и многие научные проекты так и остались на бумаге, не воплотившись в жизнь из-за отсутствия опыта научных работников в коммерциализации своих разработок.

Первым оказалась компания ЗАО «Спецкомплектресурс 2001» (г. Москва), которая заинтересовавшись нашими разработками, предложила себя в качестве их дилера. После обсуждения условий этой деятельности в университете в 2005 г. был заключен лицензионный договор на использование одного из наших изобретений. По договору компания обязалась вести маркетинг

и обеспечить продажу значительного объема продукции, перечисляя часть полученной прибыли патентообладателям.

Следующим этапом стало оформление и производство этой продукции. Но здесь университет нам практически ни чем помочь не смог. Во-первых, он является некоммерческой организацией и потому не обладает правом тиражирования и продажи своих разработок. Во-вторых, разработка нормативно-технической документации оборудования и его аттестация должна выполняться предприятием-изготовителем. В качестве такого предприятия нами была найдена малая коммерческая фирма ООО «Омикрон» (г. Красноярск). Имея опыт в проведении аттестационных работ, новым партнером при нашем участии были составлены и утверждены ТУ на разработанные приборы, а один из измерительных приборов (ИПС-03) был внесен в Госреестр средств измерений. Производство приборов было организовано на рабочих площадях ООО «Омикрон».

И, наконец, кафедрой были разработаны и аттестованы для государственного экологического контроля (внесены в реестр природоохранной нормативной документации РФ и Федеральный реестр МВИ) три новые методики биотестирования токсичности воды:

– методика биотестирования токсичности природных и сточных вод по показателю воздействия на суточный прирост водоросли хлорелла; методика рекомендована для целей государственного экологического контроля (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04; ФР.1.31.2009.06642);

– методика биотестирования токсичности природных и сточных вод по показателю воздействия на замедленную флуоресценцию водоросли хлорелла; методика рекомендована для целей государственного экологического контроля (ПНД Ф 14.1:2:4.16-09 16.1:2.3.3.14-09; ФР.1.31.2009.06643);

– методика биотестирования токсичности природных и сточных вод по смертности рачков дафний; методика рекомендована для целей государственного экологического контроля (ПНД Ф 14.1:2:4.12-06 16.1:2.3.3.9-06; ФР.1.31.2009.06641).

По своей оперативности созданные методики существенно превосходят используемые до этого в России.

На всю эту весьма напряженную работу ушло около двух лет. Однако, как показали ее результаты, она стоила того. После четырех лет совместной работы с нашими партнерами удалось произвести и внедрить в систему Ростехнадзора, Роспотребнадзора, а также во многие ведомственные экологические лаборатории около 300 разработанных нами методик и более 800 приборов для их выполнения. В результате в России уже более половины региональных Центров лабораторного анализа и технических измерений (ЦЛАТИ) Ростехнадзора при определении токсичности природных и сточных вод и установлении класса опасности различных отходов пользуется нашими разработками.

Столь значительные объемы производства и внедрения стали возможными благодаря аренде ООО «Омикрон» дополнительных производственных площадей и привлечению к работе ЗАО «Спецкомплектресурс 2001» около 20 менеджеров для продажи оборудования по биотестированию воды. Кроме

того, наши торговые партнеры в рамках своей рекламной деятельности вкладывают значительные средства в участие в крупных научно-технических выставках, привлекая нас в качестве научных консультантов. Одновременно в целях рекламы они финансируют поездки членов кафедры, участвующих в разработке продукции, на профильные научно-технические конференции. Со своей стороны СФУ, обладая лицензией, проводит на своей базе обучение пользователей наших разработок с выдачей свидетельства государственного образца, а также выделяет гранты коллективу кафедры для создания и коммерциализации своих разработок. Студенты и аспиранты, специализирующиеся на кафедре, активно привлекаются к созданию новой продукции и имеют возможность использовать производимое оборудование и методики в научных исследованиях.

Таким образом, во многом благодаря сотрудничеству с партнерами инновационная деятельность кафедры была успешно реализована, а востребованность результатов своей научной работы создает у коллектива кафедры стимул для внедрения новых исследовательских проектов.

ПЬЕЗОКВАРЦЕВЫЕ ИМУННОСЕНСОРЫ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ АМИНОГЛИКОЗИДНЫХ АНТИБИОТИКОВ В ПИЩЕВЫХ ЦЕЛЯХ

О. В. Воронежцева, Т. Н. Ермолаева

Липецкий государственный технический университет, voronezkaya@mail.ru

Пьезокварцевые иммуносенсоры являются удобным инструментом для выявления и определения низких концентраций антибиотиков в сложных пробах. Чувствительность детектирования токсикантов в значительной степени определяется качеством рецепторного слоя, удобным и доступным расположением биомолекул для последующего комплементарного взаимодействия. Поскольку при непосредственном закреплении белковых молекул на золотой поверхности образуются неустойчивые биослои, позволяющие осуществлять лишь один или два цикла измерения, в процедуру иммобилизации включают предварительную модификацию поверхности металлического электрода сенсора (Ермолаева и др., 2010). Наиболее перспективной является модификация поверхности электродов с помощью тиолов и силанов методом самоорганизованных монослоев. В этом случае происходит не только плотное сцепление с металлом, но и уплотнение пленки вследствие поперечной сшивки с образованием прочных наноструктурированных слоев (Sara et al, 2009; Хуэпинг et al, 2010).

Проведен сравнительный анализ способов формирования положки на золотом электроде пьезокварцевого резонатора с помощью силанов и моно- и дитиолов с различными концевыми функциональными группами, образующие линкерные ножки различной длины. Установлено влияние условий генерирования рецепторного слоя на чувствительность и устойчивость пьезокварцевого иммуносенсора. Изменение морфологии поверхности в процессе получения рецепторного слоя контролировали методом атомной силовой микроскопии. Качество полученных покрытий также оценивали по массе биослоя, числу

устойчивых циклов измерений, концентрационной чувствительности. Проведена сравнительная оценка характеристик биослоя на основе цистамина, меркаптопропионовой кислоты, ангидрида S-меркаптоянтарной кислоты и 11-меркаптоундеканола, учитывая изменение массы и морфологии поверхности после нанесения слоя модификатора, кросс-реагента и закрепления гаптен-белковых конъюгатов.

Покрытия на основе цистамина и меркаптопропионовой кислоты имеют сходную структуру, однако формирование монослоя цистамина происходит вследствие разрыва дисульфидной связи и присоединения к поверхности сенсора цепочки на основе двух углеродных атомов с образованием более короткой линкерной ножки. Достоинством покрытий на основе 11- меркаптоундеканола и цистамина является более продолжительный срок эксплуатации и хранения – монослои устойчивы при соприкосновении с воздухом, водным или спиртовым растворами в течение нескольких месяцев.

Меркаптопропионовая кислота, вследствие присутствия в ее молекуле активных атомов азота, карбонильного и гидроксильного кислорода, образует сверхсшитое, тонкое, устойчивое покрытие, однако минимальные значения концентрационной чувствительности и аналитического сигнала свидетельствуют о невысокой плотности концентрации поверхностных функциональных групп, обеспечивающих связывание с биомолекулами.

При применении ангидрида S-меркаптоянтарной кислоты, из-за участия атома кислорода и присутствия в молекуле гетероцикла, формируются более тяжелые покрытия, существенно снижающие интервал определяемых содержаний антибиотиков. Поэтому ангидрид S-меркаптоянтарной кислоты может быть рекомендован для формирования только смешанных монослоев.

При определении гентамицина использовали подложки на основе аминопропилтриэтоксисилана. Было установлено, что нанесение 5%-го раствора γ -аминопропилтриэтоксисилана приводит к максимальному сглаживанию поверхностного слоя. Применение в качестве бифункционального реагента глутарового альдегида, способствует образованию гибкого линкерного мостика между силанизированной поверхностью и присоединяемой биомолекулой (Воронезцева и др., 2009).

Изучены условия определения с помощью пьезокварцевых иммуносенсоров стрептомицина, гентамицина в статическом в конкурентном формате анализа в проточно-инжекционном режиме. Для оценки качества иммунореагентов рассчитаны константы аффинности антител к конъюгатам, оптимизированы рабочие концентрации антител, соответствующие 50% - ному связыванию.

Правильность способов определения антибиотиков проверена методом «введено-найдено». Продолжительность анализа не превышает 20 мин.

Разработанные методики апробированы при анализе куриного мяса. Во всех проанализированных пробах не выявлено превышение содержания стрептомицина по сравнению с нормативными показателями для РФ, однако, содержание гентамицина в курином мясе выше по сравнению с ПДК, введенными для стран Европейского союза.

Разработанные способы определения антибиотиков в пищевых продуктах характеризуются высокой воспроизводимостью, селективностью и правильностью, поэтому могут быть рекомендованы для контроля безопасности пищевой продукции в лабораториях пищевых предприятий и санэпиднадзора.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и администрации Липецкой области (грант № 09-03-97566_p_центр_a).

Литература

Воронежцева О. В., Нартова Ю. В., Еремин С. А., Ермолаева Т. Н. Иммунохимические реакции, протекающие на поверхности пьезокварцевого сенсора при определении стрептомицина в пищевых продуктах // Сорбционные и хроматографические процессы, Воронеж, 2009. Т. 9. № 5. С. 694–702.

Ермолаева Т. Н., Калмыкова Е. Н., Нартова Ю. В. Аналитические возможности пьезокварцевых биосенсоров // М: Наука, Т. 12: Биохимические методы анализа / Под ред. Б. Б. Дзантиева. 2010. С. 277–302.

Sara A. DiBenedetto, Antonio Facchetti, Mark A. Ratner, Tobin J. Marks Molecular Self-Assembled Monolayers and Multilayers for Organic and Unconventional Inorganic Thin-Film Transistor Applications// WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Adv. Mater. 2009. V. 21. P. 1407–1433.

Xueping Ji, Jujie Ren, Ruixing Ni and Xiaohong Liu A stable and controllable Prussian blue layer electrodeposited on self-assembled monolayers for constructing highly sensitive glucose biosensor // Analyst. 2010. V. 135. P. 2092–2098.

ОЦЕНКА ГЕНО- И ФИТОТОКСИЧНОСТИ В РАЙОНАХ ЗЗМ И СЗЗ ОБЪЕКТОВ УХО

***В. Н. Чупис, Н. В. Емельянова, Н. В. Полухина,
Е. А. Танайлова, В. В. Козулин***

*Федеральное государственное учреждение
«Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии» (ФГУ ГосНИИЭНП), г. Саратов.
info@sar-ecoinst.org*

В условиях постоянно возрастающего техногенного воздействия на биосферу оценка качества среды становится принципиально важной задачей по обеспечению экологической безопасности, что особенно актуально для объектов хранения и уничтожения химического оружия. Именно здесь, возможно впервые в мировой практике, приоритетное значение придается анализу процессов трансформации опасных веществ в компонентах природной среды и механизмам их воздействия на биоту (Чупис, 2007).

Если токсическое влияние предприятий, как правило, легко выявляется, то скрытое генетическое влияние определить трудно, для этого используются специальные генетические методики, которые являются наиболее информативными для выявления продуктов деструкции, а также сверх малых доз токсикантов.

Для оценки мутагенного фона территорий, претерпевших антропогенную трансформацию, в качестве удобных тест-объектов применяются дикорастущие

растения, что объясняется их прикрепленным образом жизни, в связи с чем они постоянно подвергаются действию как глобально, так и локально распространенных загрязнителей (Реутова, Джамбетова, 2006).

Принимая во внимание то, что изменение количества ядрышек и структуры хромосом являются наиболее чувствительными критериями цитогенетического мониторинга, подобные исследования позволяют не только оценить состояние окружающей среды, но и цитогенетическое воздействие токсикантов на живые организмы. При этом разнообразие и степень аномалий в клетках зависит от физико-химических свойств загрязнителя.

В лабораториях биомониторинга и биотестирования СГЭЖиМ внедрены и прошли государственную аттестацию методы оценки генотоксичности окружающей среды. Они относительно просты, хорошо воспроизводимы и высокочувствительны. В данной работе для проведения мониторинга объекта УХО в п. Горном нами был использован в качестве тест-объекта одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg. s.l.). Для контроля использовали семена растений из экологически чистых зон (Саратовский р-н, с. Багаевка), соответствующей по своим геоклиматическим характеристикам исследуемой территории.

Во всех случаях собирали семена не менее, чем с 30 растений, на каждом растении брали по одному соцветию, на одно соцветие приходится 70–100 семян, и эти семена перемешивали. Затем семена проращивали в чашках Петри на фильтровальной бумаге в водопроводной воде в термостате при 26 °С до появления корешков длиной 5–6 мм. Корешки фиксировали в спирт-уксусной (3:1) смеси не менее 2-х часов. Проростки окрашивали ацетогемотоксилином на водяной бане в течение 10–12 минут и готовили временные давленные препараты по общепринятой методике (Калаев, Карпова, 2004). Уровень мутаций определяли с использованием анафазно-телофазного метода. Фрагменты, появляющиеся между разошедшимися к полюсам хромосомами, являются результатом либо делеций, либо отставших хромосом. «Мосты» появляются в результате формирования дицентриков (Constantin, Owens, 1982; Grant, 1978; Serres, 1978).

Для статистической обработки использовали преобразование Стьюдента-Фишера (Урбах, 1963).

Цитогенетические исследования показали, что уровень хромосомных aberrаций у всех растений, произрастающих на территории ЗЗМ и СЗЗ объекта УХО, превышает таковой у растений из условно чистой зоны. Возможно, этим и объясняется увеличение уровня фитотоксичности проб почвы в районе объекта УХО.

Токсическое влияние хорошо прослеживается при изучении всхожести семян. Всхожесть семян растений из всех загрязненных районов в 1,5–2,0 раза ниже, чем в условно чистой зоне, причем, чем выше уровень загрязнения, тем ниже всхожесть семян. Следовательно, проанализированные пробы почвы обладают фитотоксическим и генотоксическим эффектом.

Фитотоксичность определяется как свойство почвы подавлять рост и развитие растений является показателем ее загрязненности ксенобиотиками и дру-

гими токсикантами и оценивается по биологическому действию ее водного экстракта.

Фитотест является унифицированным методом и позволяет получить достоверную информацию о степени суммарного негативного воздействия как самих отравляющих веществ, так и продуктов их деструкции. Принцип основан на способности семян адекватно реагировать на экзогенное воздействие путем изменения прорастания корней, длина последних принимается за показатель тест-функции. Развитие корневой системы растений тесно связано с содержанием в почве различных органических и неорганических веществ, которые влияют на осмотическое давление клеточного сока, электрохимический потенциал мембраны некоторых органоидов и плазмалеммы, могут связываться с органическими и неорганическими веществами цитоплазмы и как следствие вызывать сдвиг физиологических функций растительного организма. Подобные изменения проявляются в стимуляции или угнетении ростовой активности как корневой системы растений, так и побега.

Фитотоксичность почвы на площадках изучаемого экополигона определяли по общепринятой методике (МР 2.1.7.2297-07). Критерием токсичности, считали ингибирование роста корней более, чем на 20% по сравнению с контролем (дистиллированная вода, рН=6,1–6,3). Для эксперимента отбирали неповрежденные семена одуванчика, всхожесть которых составляла не менее 95%. Проращивание осуществлялось в чашках Петри с фильтровальной бумагой.

В результате проведенных исследований достоверно установлено, что во всех пробах наблюдалось усиление развития корневой системы растений, это выражалось в существенном увеличении длины корней по сравнению с контролем (табл.).

Таблица

Оценка фитотоксичности почвенных вытяжек

Место взятия пробы	Средняя длина корней, мм	Средняя длина корней, % к контролю	Фитоэф-фekt, %	Тест реакция
Контроль	32,0	100	0	
141	40,1	79,8	-25,3	Эффект торможения отсутствует
19	42,9	74,6	-34,1	Эффект торможения отсутствует
Пруд посёлок 13	43,1	74,3	-34,7	Эффект торможения отсутствует
Иргиз 1 км вверх	55,9	57,3	-74,7	Эффект торможения отсутствует
Иргиз 1 км вниз	44,8	71,4	-40	Эффект торможения отсутствует
39	45,6	70,2	-42,5	Эффект торможения отсутствует
97	54,2	59,1	-69,4	Эффект торможения отсутствует

Таким образом, проведенный анализ показал, что образцы, собранные с территории СЗЗ и ЗЗМ объекта УХО 1202 п. Горный Саратовской области, не фитотоксичны и характеризуются биологической активностью, что проявлялось в стимулировании роста корней, а использованный для оценки генотоксичности тест-объект – одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg. s.l.) является чувствительным и удобным для проведения генетического мониторинга загрязнения окружающей среды в районах объектов УХО.

Литература

Калаев В. Н., Карпова С. С. Цитогенетический мониторинг: методы оценки загрязнения окружающей среды и состояния генетического аппарата организма // Воронеж, 2004. 80 с.

МР 2.1.7.2297-07. Методика определения класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности.

Реутова Н. В., Джамбетова П. М. Оптимальные тест-системы для I этапа генетического мониторинга загрязнения окружающей среды // Успехи современного естествознания. 2006. № 4. С. 77–78.

Урбах В. И. Математическая статистика для биологов и медиков. М.: Изд-во АН СССР, 1963. С. 215–217.

Чупис В. Н. Экологический мониторинг объектов уничтожения химического оружия – опыт создания и перспективы развития // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 35–41.

Constantin M. J., Owens E. T. Introduction and perspectives of plant genetic and cytogenetic assays // Mutat. Res. 1982. Vol. 99, N 1. P. 1–12.

F. J. de Serres. Utilization of higher plant systems as monitor of environmental mutagens // Environ. Health Persp. 1978. N 27. P. 3–6.

Grant W. G. Chromosome aberrations in plant as a monitoring system // Environ. Health Persp. 1978. N 27. P. 37–43.

ЭКСПРЕСС-ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ КОМПОНЕНТОВ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА КУЛЬТУРЕ КЛЕТОК МЛЕКОПИТАЮЩИХ

**В. Н. Чупис, Н. В. Емельянова, В. В. Козулин,
Е. А. Танайлова, Н. В. Полухина**

*Федеральное государственное учреждение
«Государственный научно-исследовательский институт
промышленной экологии» (ФГУ ГосНИИЭНП), г. Саратов,
info@sar-ecoinst.org*

Важным нормативным актом, регламентирующим применение биологических тест-систем для выявления экологической токсичности промышленных отходов, являются «Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды», утвержденные Приказом Министерства природных ресурсов России в 2001 г. Согласно данному документу процедура выявления класса опасности отходов для окружающей природной среды основывается не только на количественных расчетах по химическому составу содержащихся компонентов, но и на экспериментальной биологической проверке образцов.

Этот факт является отражением современных тенденций в совершенствовании системы природоохранных мероприятий, которые связаны с развитием биотической концепции нормирования вредных воздействий на природные комплексы. Существующая система аналитического контроля загрязнения окружающей среды, несмотря на ее трудоемкость (по опубликованным данным объем контроля составляет 220 млн. химических определений в год) и значительные материальные затраты (Жмур, 1997), не в состоянии гарантировать экологическую надежность природоохранных мероприятий. Предполагается, что путем оценки токсичности проб биологическими методами можно повысить экологическую результативность проводимой политики.

Оценку биологического действия окружающей среды на организм человека проводят в санитарно-токсикологических экспериментах (остром, подостром и хроническом на теплокровных животных), как это предусмотрено методологией определения класса опасности согласно СП 2.1.7.1386-03.

Высокая трудоемкость и себестоимость токсикологических исследований делает актуальным внедрение более экономичных и оперативных методик. Очевидно, что в сложившейся ситуации решение проблемы оперативного реагирования лежит в области внедрения ускоренных и более экономичных методов исследования. Из широкого спектра используемых во всем мире биологических тест-объектов наиболее адекватными моделями для оценки токсичности веществ признаются клетки млекопитающих, о чем свидетельствует высокий коэффициент корреляции (не менее 0,83) между результатами, полученными *in vivo* и *in vitro* (Clemedson et al., 1998)

При этом наиболее привлекательны кратковременные суспензионные культуры подвижных клеток, не требующие соблюдения стерильных условий и специальных технологий для поддержания и использования, что резко снижает трудоемкость и стоимость экспериментов. К таким моделям относится подвижная культура сперматозоидов быка (КСБ), производящаяся на станциях искусственного осеменения и хранящаяся в жидком азоте неограниченно долго (МР 2.1.7.2279-07). Данная методика успешно апробирована, используется и внесена в область аккредитации отдела биологических исследований ФГУ «ГосНИИЭНП».

Тестирование образцов проводится с помощью анализатора токсичности АТ-05, включающего компьютеризированный измерительный блок, анализирующий микроскопические видеоизображения суспензии, и блок пробоподготовки. Продолжительность эксперимента не превышает 3 часов. Метод не предъявляет никаких требований к стерильности используемых материалов, инструментов и оборудования.

Принцип работы анализатора основан на автоматической компьютерной обработке микровидеоизображений, осуществляемой в реальном масштабе времени. Величины подвижности суспензии сперматозоидов для контрольного и опытного образцов измеряются и запоминаются поочередно через равные промежутки времени. Процесс измерения продолжается до тех пор, пока подвижность во всех образцах не станет близкой к нулю. Анализатор выполняет роль инкубатора, где в течение всего эксперимента поддерживается постоянная

заданная температура. Оценка степени цитотоксичности делается по величине индекса токсичности I_t , равной отношению средневзвешанного времени подвижности суспензии сперматозоидов в опытном образце к средневзвешанному времени подвижности в контрольном образце. Величина I_t выражается в процентах. Индекс токсичности вычисляется автоматически. Величина I_t меньше 70% свидетельствует о цитотоксичности пробы. Коэффициент вариации I_t обычно не более 10%. Анализатор позволяет обнаруживать превышение допустимого уровня токсичности в реальном масштабе времени. Анализатор прост и мобилен, его развертывание и подготовка к работе в любом новом месте занимает менее 10 минут.

Методы, альтернативные исследованиям на теплокровных животных, получили признание и широкое распространение в мире, где в соответствии с принятыми законодательными актами произошли изменения в подходах оценки безопасности окружающей среды (Hartung et al., 2003).

В отечественной практике активно развиваются исследования возможности применения альтернативных биологических моделей и имеются положительные результаты использования альтернативных методов для оценки токсичности воды, почвы, воздуха и других объектов окружающей среды.

Сперматозоиды быка и другие культуры клеток имеют одинаковую чувствительность. Определение ингибирующих концентраций IC_{50} для различных соединений на сперматозоидах быка и фибробластах мыши (NIH 3T3) дают близкие результаты (Партихия и др., 2001).

Изучения токсичности веществ на лабораторных животных, имеет ряд недостатков. Так, иногда для достоверного выявления токсических эффектов веществ (особенно для действующих в малых дозах) необходимо проведение экспериментов на сотнях и даже тысячах лабораторных животных. Поскольку с экономической точки зрения это весьма проблематично, то в таких случаях исследования проводятся на малом количестве животных, но с использованием высоких доз токсикантов. Такой подход позволяет получить статистически достоверные результаты, однако затем требуется этап обратной экстраполяции, которая подчас существенно искажает истинную картину.

Кроме того, первичная структура и конформация рецепторов, взаимодействующих с токсикантами, различаются у представителей различных видов живых существ тем более, чем дальше отстоят друг от друга эти виды в филогенезе. В этой связи неодинаково и сродство токсикантов к рецепторам тканей различных животных и человека.

Использование культур человеческих клеток и тканей может позволить нивелировать серьезные недостатки методов, основанных на использовании различных биопробных животных.

Выбор методов, с помощью которых предполагается проводить изучение проявлений токсического процесса, как правило, осуществляют с учетом уровня организации биологического объекта (клеточный, органнй, организменный, популяционный). Если токсический эффект изучают на уровне клетки в опытах *in vitro*, то судят, прежде всего, о цитотоксичности вещества, которая проявляется:

- обратимыми структурно-функциональными изменениями клетки (изменение формы, сродства к красителям, подвижности и т. д.);
- преждевременной гибелью клетки (некроз, апоптоз);
- мутациями (генотоксичность).

Для клеток определенной группы тканей также имеет значение индукция экспрессии рецепторов. В этой связи хорошо изученной является модуляция числа рецепторов интерлейкина-2 на поверхности клеток иммунной системы. Количество этих рецепторов может быть оценено как путем определения количества связывающегося клетками вещества, так и с помощью специфических моноклональных антител. В процессе индукции иммунного ответа незрелые Т-лимфоциты стимулируются таким образом, что начинают синтезировать рецепторы интерлейкина и встраивать их в клеточную мембрану. Вследствие этого у клеток появляется способность взаимодействовать с этими биологически активными веществами, что необходимо для дальнейшей дифференциации и специализации Т-клеток.

Таким образом, из всего вышеизложенного следует, что перспективность определения токсичности компонентов природной среды определяется в первую очередь следующими факторами:

- первичная культура сперматозоидов быка в полной мере отвечает требованиям теста на цитотоксичность;
- результаты оценки цитотоксичности, получаемые на сперматозоидах быка идентичны результатам оценки цитотоксичности на других культурах клеток;
- результаты оценки цитотоксичности получают не более чем за 3 часа;
- метод позволяет испытывать нестерильные экстракты;
- метод прост и удобен для работы в соответствии с ГОСТ Р ИСО 10993.5- 99;
- внедрение данного метода в систему биологического мониторинга поможет оценить не только состояние окружающей среды, но и оценить механизмы влияния токсикантов на человека, а значит и методы борьбы с экологическими загрязнениями.

Литература

Жмур Н. С. Государственный и производственный контроль токсичности методами биотестирования в России. М.: Международный Дом сотрудничества, 1997. 114 с.

Каюмов Р. И., Еськов А. П., Ротенберг Ю. С. Токсикологическая оценка индивидуальных химических соединений и смесей сложного состава с использованием подвижного тест объекта // Бюл. Экспер. Биол. Мед. 1988. № 1. С. 48–50.

Партихия Н. В., Еськов А. П., Каюмов Р. И. Сравнительная оценка токсичности тяжелых металлов в эксперименте *in vitro* // Тез. докл. 2-го Международного конгресса по управлению отходами ВейтТэк-2001. 5–8 июня 2001 г., М.

Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления, СП 2.1.7.1386-03.

ФР.1.31.2009.06301(ПНД Ф 14.1:2:4:15-09, 16.1:2:2.3:3.13-09) Методика выполнения измерений индекса токсичности почв, почвогрунтов, вод и отходов по изменению подвижности половых клеток млекопитающих *in vitro*.

Экспресс-оценка токсичности отходов производства и потребления на культуре клеток млекопитающих. Методические рекомендации. МР 2.1.7. 2279-07.

Clemenson C., VcFarlane-AbduLLa, Anderson M. et al. MEIC evaluation of acute systemic toxicity // ATLA, 1998, V. 26.Suppl. I. P. 93–183.

ОСОБЕННОСТИ КРИТЕРИАЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ И МЕДИКО-БИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

Н. И. Хотько, В. Н. Чупис

*ФГУ «Саратовский государственный НИИ промышленной экологии»,
info@sar-ecoinst.org*

Стабильность экологического равновесия и нормального функционирования территории находится в зависимости от внешней и внутренней антропогенной нагрузки. К первой относятся биогеохимические нарушения, возникающие под влиянием внешней загрязняющей нагрузки, являющейся следствием межрегионального атмосферного рассеивания технофильных элементов. Ко второй – антропогенные изменения, обусловленные непосредственным контактом природы и человека.

Клеточный и молекулярный уровни организации живого наиболее чувствительны к воздействию антропогенных факторов и являются наиболее подходящими для оперативного мониторинга и ранней диагностики изменений окружающей среды. В целом же достаточно полная оценка откликов биоты на воздействие антропогенных факторов может быть достигнута при изучении всех уровней иерархически организованных биологических систем от молекулярного до биоценотического.

В этой связи возникает необходимость выявления несложно контролируемых показателей, позволяющих диагностировать экологически опасный уровень химического воздействия на ранних стадиях до наступления необратимых изменений. Такие подходы, в первую очередь, к индикации возможных изменений в почве, воде, растительности, атмосфере, определены соответствующими ведомственными методическими разработками (Чупис и др., 2009).

Для полного анализа управляемой ситуации необходима не только сравнительная, но и критериальная оценка, т.е. достаточна ли степень достигнутого улучшения ситуации.

Критериальная оценка предполагает определение основных характеристик управляемой системы (критериев), на основании которых производится анализ её состояния. При этом для сложной системы характерна детализация критериев на каждом уровне, т. е. подсистема, может выступать в качестве показателей системы в целом; в свою очередь, элемент подсистемы может быть критерием её функционирования и т. д. Например, критерием для экологической (медико-биологической) ситуации, как системы, может быть состояние здоровья населения, как подсистемы. В свою очередь, в качестве критерия здо-

ровья определённой группы населения может быть состояние иммунной защиты организма. Такое состояние может быть оценено наличием тех или иных иммуноглобулинов, иммунокомпетентных клеток.

Таким образом, обсуждая проблему критериальной оценки медико-экологической (санитарно-эпидемической) ситуации, необходимо заметить, что речь идёт о системе критериев, дополняющих друг друга и с разной степенью детализации характеризующих состояние элементов системы и их взаимосвязи. Вместе с тем, необходимо выделять приоритетные критерии, используемые для управления санитарно-эпидемической ситуацией. При этом представляется целесообразным учитывать следующие признаки: информативность; доступность определения; адекватность ситуации; значимость; надёжность; своевременность.

Информативность показывает количество элементов и связей между ними, о состоянии которых можно судить по данному критерию. При этом возможно увеличение информативности по средствам группировки показателей и их унификации при помощи весовых коэффициентов (см. «Теоретические и методические основы гигиенической оценки реальной нагрузки воздействия химических факторов окружающей среды на организм», М., 1995) в алгоритме постановки донозологического диагноза.

Адекватность критерия связана с тем, что по своим санитарно – эпидемическим характеристикам каждая ситуация обладает характерными только для неё признаками. Поэтому невозможно рекомендовать какие-то универсальные критерии, характерные для всех ситуаций. Большую помощь в выборе приоритетных критериев санитарно-гигиенической ситуации может оказать медико-экологическое районирование, принципиальной чертой которого является то, что его основу составляет местные, характерные территории, особенности причинно-следственных связей между состоянием здоровья населения и факторами, его определяющими. Естественно, что к числу приоритетных критериев должны быть отнесены те, которые отражают данную медико-экологическую ситуацию. Значимость критерия медико-экологической ситуации определяется вкладом оцениваемого элемента системы в формирования медико-демографической и социально-экономической обстановки, а также влиянием этого элемента на дестабилизацию всей системы.

Значимость элемента определяется при помощи экспертных оценок и может значительно варьировать в зависимости от состояния системы в целом и её характеристик. Например, для природных очагов инфекций критерии, связанные с циркуляцией возбудителя (возбудителей) и переносчика (переносчиков), будут иметь всегда большую значимость, чем для других территорий. В определении значимости факторов окружающей среды важную роль играют критерии опасности, т. е. возможности воздействия определённого фактора на состояние здоровья населения. Поэтому при управлении состоянием среды обитания приоритет отдаётся снижению и исключению наиболее опасных факторов вредного воздействия (химические, радиоактивные вещества и т. п.).

Надёжность критерия определяется его устойчивостью как индикатора состояния системы, его определённым местом в комплексе причинно-

следственных связей. Например, уровень содержания ксенобиотиков в крови и органах-мишенях достаточно надёжно характеризует индивидуальную нагрузку на организм, в то время как концентрация того же вещества в слюне и моче зависит от ряда других факторов (состояние мочевыделительной системы, уровень депонирования в организме и пр.) Надёжность критерия повышается при комплексной оценке ряда взаимодополняющих показателей, но это ведёт к увеличению трудоёмкости и затрат. Доступность и простота определения играет важную роль для оценки медико-экологической ситуации на больших территориях, что часто имеет место в деятельности природоохранной и санитарно-эпидемиологической служб.

В настоящее время разработано достаточно тест-систем и способов оценки состояния здоровья людей, например, значение соотношения гематологических и биохимических показателей при гигиенической оценке состояния неспецифической резистентности; определение иммуноглобулинов; эволюция иммунологических показателей (ПЦР, серологические реакции) при респираторных инфекциях и т. д. Однако практически все из них требуют специальных исследований. Перспективно использование маркерных показателей, например, при помощи факторного анализа, цитогенетических тестов, что позволяет выбрать доступные средства для оценки состояния здоровья населения, не снижая информативных критериев.

Выбор критериев для управления медико-экологической ситуацией целесообразно осуществлять с учётом всех перечисленных признаков. При этом допустимо определение приоритетных критериев с возможным изменением приоритетности по мере коррекции экологической обстановки. Количественным выражением критериев служат различные показатели. В качестве целевых или критериальных показателей могут использоваться национальные, региональные или групповые стандарты или рекомендуемые уровни. Если в качестве критерия принимаются загрязнения окружающей среды, то показателем будут концентрация вредного вещества, а целевым, критерием может быть предельно доступная концентрация того же вещества в объектах среды обитания. При оценке состояния здоровья, очевидно, что показателями будут уровни заболеваемости и смертности различных видов (общей, по возрастной, по причинам и т. д.).

Относительно целевых показателей, то они могут быть определены несколькими способами, приведёнными нами (Хотько и др., 2009; Чупис и др., 2010) в специальных публикациях.

Таким образом, целью управления медико-экологической ситуацией является такое состояние системы, при котором отдельные её элементы и причинно-следственные связи будут характеризоваться комплексом показателей, соответствующих целевым уровням.

Проблема выборов критериев для определения целевых уровней имеют огромное значение при управлении медико-экологической ситуацией. Ошибка в выявлении критериев, приоритетных для конкретной санитарно-эпидемической ситуации, может существенно снизить эффективность управленческих решений, привести к выбору неправильной стратегии и тактике обеспе-

чения санитарно-эпидемического благополучия населения и устойчивого развития курируемых административных территорий.

Литература

Хотько Н. И., Чупис В. Н., Дмитриев А. П. и др. К методологии критериальной оценки экологического благополучия и состояния здоровья населения. // Сб. статей IX международн. Научно-практич. конференция «Экологическая безопасность регионов и риск от техногенных аварий и катастроф». Пенза, 2009. С. 74–77.

Чупис В. Н., Ларин И. Н., Емельянова Н. В., Хотько Н. И. К проблеме менеджмента лабораторий системы государственного контроля и мониторинга // Сб. статей IX международн. научно-практич. конференция «Экологическая безопасность регионов и риск от техногенных аварий и катастроф». Пенза, 2009. С. 90–93.

Чупис В. Н., Хотько Н. И., Дмитриев А. П. Региональная экологическая ситуация в связи с состоянием здоровья населения // I-ая. Международная научно-практич. конфер. «Акт. Проблемы охраны природы, окружающей среды и рационального природопользования» Чебоксары, 2010. С. 67–72.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ПОЧВ СЕЛЬХОЗУГОДИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИДРОБИОНТОВ

*А. П. Баранов, С. А. Шафаревич, М. И. Лунёв
ВНИИ агрохимии им. Д. Н. Прянишникова, milunev@yandex.ru*

В процессе использования в сельскохозяйственном производстве различных средств химизации, а также в результате воздействия на агроэкосистемы техногенных и коммунально-бытовых источников происходит загрязнение почв сельскохозяйственных угодий химическими токсикантами различной природы. Контроль эколого-токсикологического состояния сельхозугодий осуществляется в рамках агроэкологического мониторинга (АЭМ), проводимого различными государственными и ведомственными службами. Химико-аналитическое обеспечение АЭМ в настоящее время осуществляется преимущественно с использованием физико-химических методов анализа. Вместе с тем, в последнее время все больше внимания обращают на методы биотестирования как инструмент интегральной оценки эколого-токсикологического состояния тестируемого объекта. Это обусловлено тем обстоятельством, что характер загрязнения объектов контроля становится все более сложным, число компонентов-загрязнителей становится больше, усложняется их взаимодействие, и в этой ситуации характеризовать общее загрязнение объекта содержанием одного или даже нескольких компонентов оказывается недостаточным. Более достоверную картину дают методы, фиксирующие некое интегральное свойство токсикантов. Одним из вариантов таких методов и является биотестирование.

Среди агротоксикантов заметное место занимают остаточные количества пестицидов и их метаболиты. Наиболее остро проблема загрязнения почв этими токсикантами проявляется в местах хранения и захоронения устаревших пестицидных препаратов. В этой связи нами предпринята попытка оценить метод определения загрязнений почвы пестицидами с помощью гидробионтов.

Исследования проводили с использованием прибора БиоЛаТ-30, позволяющего определять степень токсичности и/или биологическую ценность различных объектов на инфузориях *Paramecium caudatum* и *Tetrahymena pyriformis*.

Известные методики включают процедуру водной экстракции из почв (Экотоксикологическая оценка ..., 2007). Однако многие пестициды имеют низкую растворимость в воде, что обуславливает особенности их поведения в окружающей среде, в частности, скорость деградации (табл. 1). Это свойство является лимитирующим фактором и при проведении анализов на гидробионтах.

При биотестировании водных суспензий одноклеточные гидробионты проявляют реакцию лишь на растворенное количество пестицида. Последующее увеличение концентрации токсиканта не приводит к ожидаемому эффекту (увеличению смертности) и снижает качество анализа (мутная проба хуже «распознается» прибором, что приводит к увеличению ошибки).

Таблица 1

**Растворимость отдельных пестицидов в воде
и их персистентность в почве**

Пестицид	ДДТ	линдан	метафос	атразин	фозалон	прометрин
Растворимость, мкг/мл	< 1	7	55	70	10	33
Период распада в почве	10 лет и более	2–3 года	до 1-го месяца	до 3-х месяцев	до 10 суток	до 2-х месяцев

На примере линдана по результатам биотестирования было показано, что реакция тест-организмов стабилизируется при достижении концентрации токсиканта в воде, близкой к пределу его растворимости (рис.).

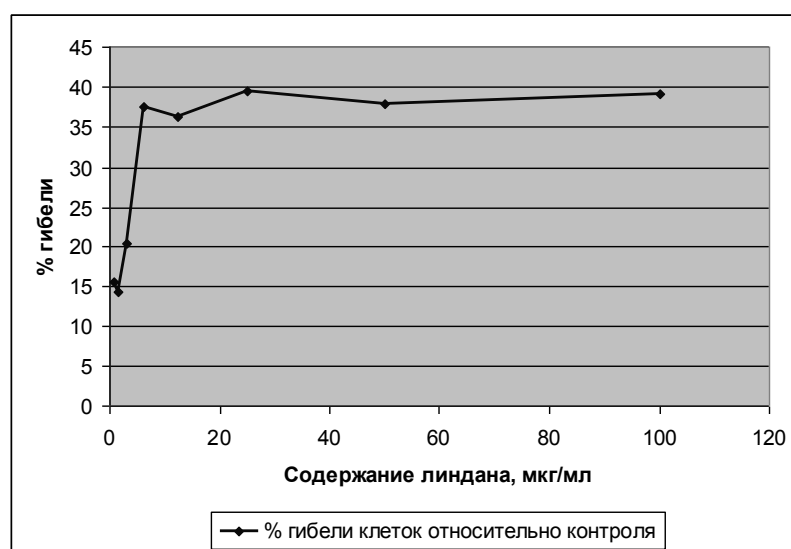


Рис. Биотестирование водных суспензий и растворов линдана на культуре инфузорий *Tetrahymena pyriformis* при 24-часовой экспозиции в лог.фазе

В методике биотестирования на инфузориях для увеличения растворимости и степени извлечения пестицидов из почвы использовали водноацетоновый раствор (Методика ..., 2006). Конечный раствор, подготовленный для биоте-

стирования, содержит 1,25% ацетона. Такой уровень концентрации ацетона обусловлен высокой чувствительностью гидробионтов к органическим растворителям. Проведенные нами эксперименты по сравнению реакции гидробионтов в водных и 1,25%-ых ацетоновых растворах, однако, не выявили существенных различий в тест-реакциях. Это можно объяснить длительностью суточной экспозиции биотестирования, при которой происходило испарение ацетона и образование суспензии токсиканта.

В наших экспериментах почвенные образцы экстрагировали водноацетоновой смесью (1:1) и после упаривания досуха переводили в водную суспензию для биотестирования. Из полученных результатов (табл. 2) следует, что образцы с 1 по 5 содержат суспензию ГХЦГ и дают близкие эффекты. Начиная с образца 6 концентрация токсиканта в растворе, по-видимому, стала снижаться. В этом варианте и далее реакция инфузорий соответствует зависимости доза-эффект, так как весь токсикант находится в растворе.

Таблица 2

Результаты суточного биотестирования на тест-культуре *Tetrahymena pyriformis* (лог.фаза) экстрактов из модельных образцов почвы

Вариант	Число живых клеток
Контроль (0,1% р-р KCl)	600–650
образец № 1 – 200мкг/мл	200–250
№ 2 – 100мкг/мл	200–250
№ 3 – 50мкг/мл	200–250
№ 4 – 25мкг/мл	200–250
№ 5 – 12,5мкг/мл	200–250
№ 6 – 6,25мкг/мл	300–365
№ 7 – 3,125мкг/мл	320–340

Полученные результаты дают основание сделать вывод о необходимости последовательного разведения суспензии, полученной при растворении в воде сухого остатка водно-ацетонового экстракта. Это дает возможность получить адекватную тест-реакцию инфузорий и рассчитать в конечном итоге оценку класса опасности токсикантов в почве.

Сравнительные эксперименты с пестицидами из хлорорганического и фосфорорганического классов показали чувствительность, обусловленную характером токсического действия вещества и его растворимостью в воде (табл. 3).

Таблица 3

Сравнение чувствительности инфузорий к токсикантам разных классов (LD₅₀ линдана 88-270 мг/кг, рогора – 500–600 мг/кг)

Концентрация линдана в воде, мкг/мл	0,75	1,5	3,1	6,2	–	–	–
Процент гибели клеток по отношению к контролю	15,6	14,3	26,5	39,4	–	–	–
Концентрация рогора в воде, мкг/мл	3,8	7,5	15	30	75	150	300
Процент гибели клеток по отношению к контролю	8,1	8,0	12,9	30,4	30,6	45,8	59,7

Таким образом, использование метода комплексной оценки почвенной загрязненности пестицидами с применением биотестирования на гидробионтах должно включать: 1) полную экстракцию токсикантов из почвы и поэтапное разведение водной суспензии; 2) включение в схему биотестирования наряду с простейшими многоклеточных тест-организмов.

Литература

Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg. Федеральный реестр ФР.1.39.2006.02506. М.: МГУ, 2006.

Экотоксикологическая оценка объектов окружающей среды методами биотестирования // Сб. материалов для учебного курса повышения квалификации / Под ред. В. А. Тереховой. М.: МГУ, 2007.

О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ *DROSOPHILA MELANOGASTER* ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

*А. И. Семячков*¹, *А. М. Марвин*², *В. А. Почечун*¹

¹ *Уральский государственный горный университет,*

² *Уральский государственный университет им. А. М. Горького,*
Semyachkov.A@ursmu.ru

Загрязнение окружающей среды является опасным природно-техногенным процессом. Практически во всех городах Среднего Урала имеются рудники, мобилизовавшие тяжелые металлы в виде пылевых выбросов, сбросов сточных вод и отходов производства. Неблагоприятная экологическая ситуация еще более усугубилась в связи со строительством перерабатывающих комплексов: Кировград, Ревда, Красноуральск – далеко не полный перечень городов, сформированных на базе перерабатывающих комбинатов. Халькофильные и сидерофильные элементы от горнодобывающей промышленности имеют высокую миграционную способность и заражают собой окружающую среду. Это относится к состоянию всех элементов ландшафта, включающих снежный покров, почвенный слой, природные воды и живое вещество. В настоящее время разработаны критерии оценки загрязнения практически для всех компонентов окружающей среды – атмосферный воздух, природные воды (поверхностные и подземные), почвы. Это различные нормативные показатели (санитарно-гигиенические и экологические), характеризующие меру возможного воздействия человека на природу, и исходные (фоновые) характеристики. Однако в литературе нет данных, которые возможно бы было использовать в качестве критериев оценки экологического состояния живого вещества той или иной территории.

Целью работы является разработка нормативов биологического тест-объекта для дальнейшего использования полученных данных при ведении комплексного экологического мониторинга и оценки экологического состояния окружающей среды в районах с интенсивной техногенной нагрузкой.

Для экологической оценки конкретного вещества на биологический объект используются различные критерии, которые позволяют дать количественную характеристику его мутагенного и токсического эффектов. Для *Drosophila melanogaster* наиболее приемлемы такой комплексный показатель, как изменение в процессах морфогенеза крыла. С помощью такого рода критериев возможно установление предельно допустимых концентраций меди для модельной тест-системы *Drosophila melanogaster*. Если полученные предельно допустимые концентрации модельной тест-системы сопоставимы с ПДК, установленными для человека, это указывает на то, что ее возможно исследовать для оценки экологического состояния окружающей среды. Опыты проводились по наиболее распространенному элементу, поступающему в окружающую среду от предприятий меднорудной промышленности – меди. Поступление меди в организм тест-объекта осуществлялось с водой. Для этого были выбраны три концентрации сульфата меди, а именно 5 мг/дм³ (Cu^{2+} – 2,4 мг/дм³, SO_4^{2-} – 2,6 мг/дм³), 2,5 мг/дм³ (Cu^{2+} – 1,19 мг/дм³, SO_4^{2-} – 1,3 мг/дм³) и 1,2 мг/дм³ (Cu^{2+} – 0,57 мг/дм³, SO_4^{2-} – 0,63 мг/дм³).

Для анализа процессов морфогенеза крыла и его количественной оценки приготавливались препараты крыльев имаго родителей, выращенных на среде с концентрацией CuSO_4 1,2 и 2,5 мг/дм³. С помощью рисовального аппарата крылья переносились на бумагу и сравнивались с контролем.

Влияние меди на соматические клетки. В ходе исследований с использованием различных концентраций CuSO_4 были осуществлены эксперименты влияния меди на процессы морфогенеза крыла. Как известно, уже начиная с эмбрионального периода развития, закладываются зачатки органов имаго в виде так называемых имагенальных дисков. В период метаморфоза имагенальные диски дифференцируются в различные структуры взрослой особи. В период личиночного роста имагенальные диски растут, увеличиваются в размерах, но не обнаруживают каких-либо видимых структур. Тем не менее, установлено, что в дисках уже прошли процессы детерминации для образования видимых структур имаго. Наибольший интерес представлял крыловой имагенальный диск, самый крупный по своим размерам. Крыловой диск, как и все имагенальные диски, несмотря на то, что он внешне не дифференцирован, тем не менее, процессы детерминации происходят во время постэмбриональной стадии развития (в III личиночный период). Поэтому, если осуществить повреждения такого крылового диска в этот период развития, или даже раньше, то при вылете имаго можно обнаружить различные повреждения крыла.

В 30-е годы немецким генетиком Р. Гольдшмидтом впервые были осуществлены опыты подобного рода. Р. Гольдшмидт использовал в своих экспериментах на дрозофиле не только высокую температуру, но и другие факторы экологического стресса, в первую очередь химические вещества.

При обработке дрозофилы II и III периода личиночного развития различными химическими веществами, Р. Гольдшмидт наблюдал многочисленные повреждения различных структур имаго, в том числе и крыла. Все они получили название хемоморфозы.

Хемоморфозы по своему внешнему виду очень напоминали известные мутации, однако, в отличие от них не наследовались.

Частота возникновения хемоморфозов очень сильно варьировала в зависимости от концентрации и природы вещества, иногда достигая 100%. В основе возникновения хемоморфозов лежат представления о так называемых чувствительных периодах, при совпадении которых с химическим воздействием и наблюдается соответствующий эффект.

Ярким примером таких хемоморфозов, применительно к человеку, является появление талидомидных детей, у которых отсутствуют верхние или нижние конечности.

Для оценки подобного эффекта при воздействии меди на модельную систему использовался метод сравнения общей площади крыла и площади отдельных ячеек.

Влияние соединений меди на соматические клетки в ходе онтогенеза было прослежено при изучении процессов с использованием родительских форм, при концентрации CuSO_4 1,2 мг/дм³ и 2,5 мг/дм³. При минимальной концентрации CuSO_4 никаких морфологических изменений не наблюдалось, и результаты эксперимента были сопоставимы с контролем.

При максимальной концентрации CuSO_4 , как видно из рис. 1, общая площадь крыла в опыте достоверно меньше таковой в контроле как у самок, так и у самцов. Однако анализ площади отдельных ячеек крыла в целом обнаруживает уменьшение по данному показателю среди ряда ячеек. Обращает на себя внимание, что наибольшее различие обнаруживается по 24 и 25 ячейке.

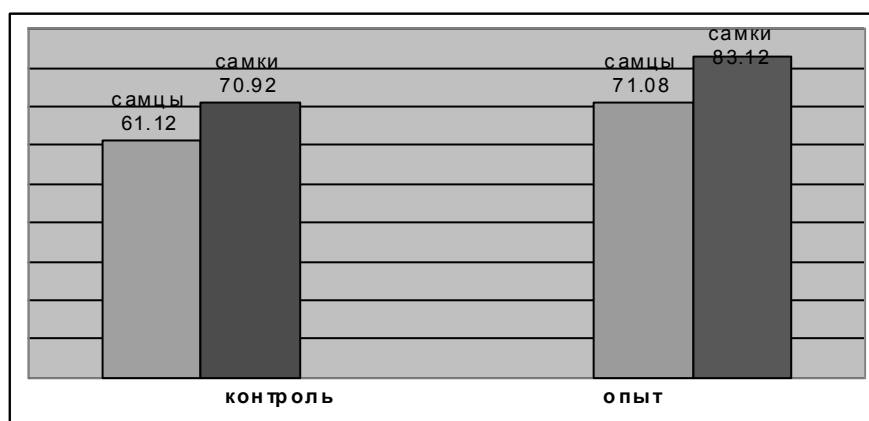


Рис. 1. Общая площадь крыла в контроле и в опыте ($1 \cdot 10^{-9}$ м²)

S24 включает в себя вторую заднюю ячейку, которая относится к первому компартменту, в то время как S25 включает в себя центральный участок крыла и относится к совершенно другому компартменту (рис. 2). В отношении второй задней ячейки прослеживается следующая закономерность.

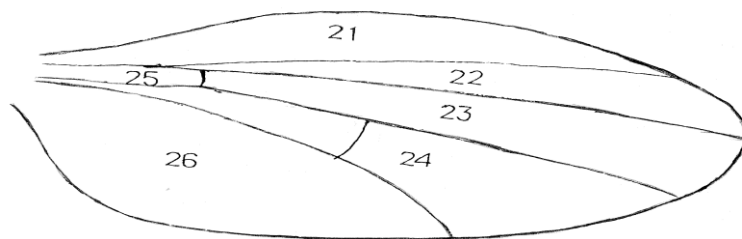


Рис. 2. Крыловая пластинка дрозофилы

На фоне снижения общей площади крыла и большинства ячеек в опыте наблюдается увеличение площади 24 ячейки, в то время как центральная зона крыла претерпевает почти трехкратное уменьшение.

Такого рода изменения не были обнаружены, судя по данным лаборатории генетики, даже в случае анализа морфологических мутаций. Это свидетельствует о том, что соединение меди при концентрации $2,5 \text{ мг/дм}^3$ оказали влияние на морфогенез крыла еще в период детерминации, обуславливающий процесс компартментализации в процессе метаморфоза. Можно высказать предположение о том, что подобного рода результаты базируются на молекулярно-генетической основе.

Биологический эффект при использовании CuSO_4 демонстрирует довольно сложную картину повреждения на разных этапах развития организма в зависимости от концентрации и свидетельствует об определенной мутагенной активности данного соединения. При максимальной концентрации, превышающей ПДК по водам хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения в 2,4 раза, наблюдается существенное влияние меди на организм изучаемой тест-системы. При концентрации меди $1,19 \text{ мг/дм}^3$ наблюдаются определенные изменения в организме *Drosophila melanogaster*. При более низкой концентрации, которая составляет $0,57 \text{ мг/дм}^3$, таких изменений не обнаружено, и результаты эксперимента максимально приближены к контролю.

Таким образом, данная тест-система реагирует на изменение окружающей среды, по тем же критериям, что и человек. Поэтому *Drosophila melanogaster* как биологический тест-объект возможен к применению для биоиндикации и экологической оценки территории.

Литература

Семячков А. И., Почечун В. А., Советкин В. Л. Теория, методика и практика геоэкологической оценки окружающей среды горно-металлургических комплексов: Учебное пособие / Под ред. Ю. Г. Ярошенко. Екатеринбург: Изд-во УГГУ, 2006. 78 с.

Хвостова В. В., Голубовский М. Д., Корочкин Л. И. Дрозофила в экспериментальной генетике. Новосибирск: Наука, 1978.

ВЛИЯНИЕ РЕЖИМА КОРМЛЕНИЯ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ И ПЛОДОВИТОСТЬ ЦЕРИОДАФНИЙ В УСТРОЙСТВЕ ДЛЯ ЭКСПОНИРОВАНИЯ РАЧКОВ

Ю. Н. Агилова, Ю. С. Григорьев

Сибирский федеральный университет, a_yulya@inbox.ru

В настоящее время при биотестировании вод широко используется методика на цериодафниях (*Ceriodaphnia affinis*). Данные тест-организмы легко культивируются, имеют короткий жизненный цикл, высокую скорость размножения, позволяют получать чистые линии и партеногенетическое потомство (Брагинский, 1972). Известно также, что плодовитость и выживаемость рачков цериодафний зависит от многих факторов – температуры, освещенности и несомненно пищевого рациона. Соблюдение режима кормления — одно из основных условий получения удовлетворительных результатов биотестирования, так как обильное кормление может привести к снижению чувствительности тест-организмов, засорению фильтрующего аппарата цериодафний и сокращению содержания растворенного кислорода в среде культивирования. В свою очередь, недостаточное питание приводит к неадекватному реагированию цериодафний на воздействие токсических веществ (Жмур, 2007).

Чаще всего цериодафний кормят путем внесения в культуру рачков ежедневно суспензию дрожжей и раз в неделю – суспензию микроводорослей (Руководство ..., 2002). Некоторые исследователи полагают, что при таком типе кормления из-за обилия дрожжевых клеток может возникать дефицит кислорода и поэтому необходимо увеличить долю водорослей в рационе питания рачков (Жмур, 2007). Вместе с тем, недостаток кислорода в среде при любом режиме кормления можно исключить, если содержать тест-организмы при проведении биотестирования в устройствах экспонирования рачков, разработанных в СФУ (Григорьев, Шашкова, 2006).

В связи с этим в данной работе были проведены исследования по установлению характера влияния режимов кормления на плодовитости и выживаемости цериодафний, при их содержании в устройстве для экспонирования рачков (УЭР-04). Данный прибор, кроме активного поддержания равновесной концентрации кислорода в культуральной среде, создает одинаковые условия для всех тестируемых проб. Обеспечение стандартных условий проведения токсикологического эксперимента при биотестировании токсичности вод является важнейшим условием достоверности получаемых результатов. Равенство условий и, прежде всего аэрации, обеспечивается за счет вращения кассеты с пробами тестируемой воды. При этом скорость вращения (6–8 оборотов в минуту) не оказывает травмирующего действия на рачков. Сами устройства устанавливаются в климатостат Р2, где поддерживается требуемая температура и световой режим при заданном фотопериоде.

На базе этого оборудования ранее была разработана и аттестована методика биотестирования вод по показателю выживаемость дафний (Григорьев, Шашкова, 2006). В настоящее время нами исследуется возможность проведения

токсикологических экспериментов в устройствах экспонирования рачков на цериодафниях (*Ceriodaphnia affinis*).

Маточная культура цериодафний выращивалась в стеклянных стаканах при температуре $+25\pm 1$ °С и освещении лампами дневного света 800–1000 люкс при фотопериоде 12+12 часов. Эти условия обеспечивались климатостатом Р2, в котором также размещались устройства УЭР-04. Во вращающуюся кассету УЭРа наклонно устанавливалось до 40 пробирок с пробами воды объемом 30 см³. В каждую из этих емкостей вносилось по два рачка цериодафний. В качестве культивационной воды использовали отстоянную водопроводную воду. Для тестирования брали половозрелые особи с выводковыми камерами, заполненными эмбрионами.

Кормление цериодафний осуществлялось суспензиями дрожжей и водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). Водоросль хлорелла выращивались в культиваторе КВ-06 при непрерывном искусственном освещении в 10% среде Тамия. Для кормления использовали суспензию водоросли, которую после осаждения центрифугированием ресуспензировали в культивационной воде. Оптическую плотность суспензии доводили с помощью измерителя ИПС-03 (кювета диаметром 2 см, длина волны 560 нм) до величины 0,2. 4 мл полученных взвеси клеток вносили после предварительного тщательного перемешивания в пробирки, где находились тест-организмы в 26 мл культивационной воды.

Для приготовления дрожжевой суспензии свежие или сухие хлебопекарные дрожжи заливались культивационной водой. После набухания суспензия тщательно перемешивалась. Для кормления использовался слабомутный верхний слой после отстаивания дрожжевой суспензии. Для кормления взвесь доводили до оптической плотности 0,2 и также вносили в пробирки по 4 мл.

Для комбинированного кормления брали из отдельно заготовленных суспензий по 0,5 мл водоросли и 3,5 мл дрожжей или же по 0,5 дрожжей и 3,5 водоросли хлорелла и вносили в экспонируемые пробы с рачками. Всего изучалось 4 варианта кормления рачков – одна суспензия дрожжей или водоросли, и комбинированное питание, состоящие из смесей 1:7 дрожжей и хлореллы или 1:7 хлореллы и дрожжей.

Опыт проводили в течении 8 суток. Ежедневно во всех вариантах кормления проводили учет смертности и количество родившейся молоди. В этот период каждые двое суток производили смену тестируемой воды.

Исследования показали, что при кормлении только суспензий водоросли показатель рождаемости был ниже, чем при кормлении одними дрожжами и при этом отмечалось смертность в маточной культуре. В варианте кормления только дрожжами количество молоди на одну самку составляло в среднем 15 рачков. При комбинированном кормлении тест-организмов плодовитость была выше на 25%, чем при кормлении одними дрожжами. Наибольшее отрождение молоди имело место при кормлении рачков смесью хлореллы и дрожжами в пропорции 1:7. В этом случае одна самка в среднем производила 23 науплия, а максимальное значение прироста молоди отмечалось на четвертый день. При кормлении только водорослью наибольший выход потомства наблюдается на 5–6 сутки.

Таким образом, оптимальным рационом для кормления цериодафний является смесь хлореллы и дрожжей в пропорции 1:7, при котором достигается высокая плодовитость самок и не наблюдается смертность рачков в маточной культуре.

Литература

Брагинский Л. П. Пестициды и жизнь водоемов. Киев: Наук. думка, 1972. 227 с.

Григорьев Ю. С., Шашкова Т. Л. Способ биотестирования токсичности воды на низших ракообразных животных, патент на изобретение № 2377560, опубл. 27.12.2009. Бюл. № 36

Григорьев Ю. С., Шашкова Т. Л. Методика определения токсичности воды и ... по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus. 2006, 48 с., ПНД Ф 14.1:2:4.12-06 16.1:2.3.3.9-06, ФР.1.31.2009.06641

Жмур Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. ФР.1.39.2007.03221, 2-е изд., испр. и доп. М.: АКВАРОС, 2007. 56 с.

Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА–Природа, 2002. 118 с.

Научное издание

Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации

Материалы

Всероссийской научно-практической конференции

с международным участием

1–2 декабря 2010 г.

ВЫПУСК VIII

Редакторы: Т. Я. Ашихмина, Н. М. Алалыкина

Верстка: Е. М. Кардакова

Допечатная подготовка: ООО «Лобань»

Подписано к печати Формат 60x84 1/16.
Бумага офсетная. Гарнитура Times. Печать офсетная
Усл. п. л. 14,5. Тираж 180 экз. Заказ № 579

Вятский государственный гуманитарный университет,
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26.

Отпечатано в типографии «Лобань», г. Киров, ул. Большевиков, 50.