

Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 3, 2011

Журнал включён в Перечень ведущих рецензируемых научных журналов и изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание учёных степеней доктора и кандидата наук

Учредитель журнала ООО Издательский дом «Камертон»
Генеральный директор ООО ИД «Камертон»
профессор Б.И. Кочуров

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор, зав. кафедрой химии Вятского государственного гуманитарного университета, зав. лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора

В.В. Гутенёв, д.т.н., профессор Российской академии государственной службы при Президенте РФ, лауреат Государственной премии РФ

Зам. главного редактора

И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией биотехнологии растений и микроорганизмов ГНУ Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН

Ответственный секретарь

С.Ю. Огородникова, к.б.н., доцент, старший научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Журнал издаётся при поддержке ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору в сфере массовых коммуникаций, связи и охраны культурного наследия
Свидетельство о регистрации ПФ № ФС 77-29059

Подписные индексы 82027, 48482 в каталоге Агентства «Роспечать»

Зарубежная подписка оформляется через фирмы-партнёры ЗАО «МК-ПЕРИОДИКА» по адресу: 129110, г. Москва, ул. Гиляровского, 39. ЗАО «МК-Периодика»
Тел.: (495) 281-91-37, 281-97-63. Факс (495) 281-37-98
E-mail: info@periodicals.ru http://www.periodicals.ru

To effect subscription it is necessary to address to one of the partners of JSC «MK-Periodica» in your country or to JSC «MK-Periodica» directly. Address: Russia, 129110, Moscow, 39, Gilyarovskiy St., JSC «MK-Periodica»

Статьи рецензируются. Перепечатка без разрешения редакции запрещена, ссылки на журнал при цитировании обязательны. Редакция не несёт ответственности за достоверность информации, содержащейся в рекламных объявлениях

Подготовлен к печати в издательстве ООО «О-Краткое» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4, оф. 3
Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru
Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова, Ирина Макарова
Фото на обложке – Дмитрий Кириллов, Александр Широких
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор Мария Зелаева
Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов

Подписано в печать 20.09.2011. Формат 60x84¹/₈. Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5. Тираж 1150 экз. Заказ № 2599.

Отпечатано в полном соответствии с качеством предоставленных материалов в ООО «Кировская областная типография» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ

Н.П. Лавёров – председатель межведомственной комиссии при Совете безопасности РФ, вице-президент РАН, академик РАН

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Грачёв – д.т.н., профессор, член-корреспондент РАН, председатель Общественного совета Федеральной службы по экологическому, техническому и атомному надзору
В.И. Холстов – д.х.н., директор Департамента реализации конвенционных обязательств Министерства промышленности и торговли РФ
В.Н. Чупис – д.ф.-м.н., директор ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии
В.Г. Ильницкий – д.э.н., директор ОАО «Научно-исследовательский проектно-изыскательский институт «Кировпроект»

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Алексеев – д.т.н., профессор Ижевского государственного университета
В.А. Антонов – к.т.н., заместитель начальника экологической безопасности ВС РФ, член-корреспондент Академии геополитических проблем, профессор Академии военных наук
С.И. Барановский – д.т.н., профессор, академик РЭА, заместитель председателя Общественного Совета «Росатома», председатель Российского экологического конгресса
Л.И. Домрачева – д.б.н., профессор Вятской государственной сельскохозяйственной академии
Г.П. Дудин – д.б.н., профессор, директор Центра инноваций Вятской государственной сельскохозяйственной академии
И.А. Жуйкова – к.г.н., доцент Вятского государственного гуманитарного университета
Л.Л. Журавлёва – д.т.н., заместитель директора ФГУ Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии
Г.М. Зенова – д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
В.И. Измалков – д.т.н., профессор Военной Академии Генштаба МО РФ
Г.Я. Кантор – к.т.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН
Б.И. Кочуров – д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН
Н.А. Киреева – д.б.н., профессор Башкирского государственного университета
М. А. Куканиев – д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Таджикистан, профессор, зав. лабораторией Института химии им. В.И. Никитина АН РТ
В.З. Латыпова – д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского государственного университета им. В.И. Ульянова-Ленина
Ли Юй – профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)
В.А. Малинников – д.т.н., профессор, ректор Московского государственного университета геодезии и картографии
А.Г. Назаров – д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного Совета «Росатома», директор экологического центра ИИЕТ РАН
А.Ф. Радченко – руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ООФР «Экосфера»)
В.П. Савиных – д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР
В.А. Сысуев – д.т.н., академик Россельхозакадемии, директор ГНУ Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
В.И. Теличенко – д.т.н., профессор, академик РААСН, ректор Московского государственного строительного университета
Т.А. Трифонова – д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
А.И. Фокин – зам. председателя Комитета Государственной Думы по природным ресурсам, природопользованию и экологии
В. П. Шапорев – д.т.н., профессор Национального технического университета «Харьковский промышленный институт»
В.Т. Юнгблуд – д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета
О.В. Яковенко – к.ф.н., заместитель начальника отдела экологии Правительства Российской Федерации

По вопросам размещения рекламы и публикации статей обращаться: 610002, г. Киров, ул. Свободы, 122, тел./факс 8 (8332) 37-02-77. E-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru 119017, г. Москва, Старомонетный пер., 29, тел./факс 8(499) 129-28-31. E-mail: info@ecoregion.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- Н. А. Киреева, А. С. Григориади, Ф. Я. Багаутдинов* Фиторемедиация как способ очищения почв, загрязнённых тяжёлыми металлами4
О. Я. Глибко Проблемы становления современной теории экологического ущерба10

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- В. В. Колесников, Н. С. Кетова, О. В. Брандлер* Возможности использования космических снимков для учёта сурков17
А. И. Фокина, Ю. Н. Зыкова, Д. Н. Данилов, Т. Я. Ашихмина, М. С. Жмак Методология изучения влияния ионов тяжёлых металлов на культуры почвенных цианобактерий21
О. А. Дячук Люминесцентный датчик для определения экотоксикантов полициклических ароматических углеводородов27

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Т. А. Михайлова, Л. В. Афанасьева, О. В. Калугина* Оценка нарушенности состояния лесов южной части водосборного бассейна оз. Байкал31
М. Л. Цепелева, В. Н. Шубина, Т. И. Кочурова Зообентос реки Погиблица в районе объекта уничтожения химического оружия «Марадыковский»39
А. С. Олькова, С. Г. Скугорева, Т. А. Адамович, Н. В. Вараксина, Т. Я. Ашихмина Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината)46
Л. В. Кондакова Сравнительный анализ альгофлоры почв экологически опасных объектов на территории Кировской области52
Е. Ю. Руденко Влияние отходов пивоварения на ферментативную активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы60

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- О. М. Плотникова, А. М. Корепин, Н. Н. Матвеев, С. Н. Луева* Биохимические показатели крови в оценке влияния метилфосфонатов на лабораторных мышей в долговременном эксперименте65
Б. Н. Мыбаева Модельные эксперименты по влиянию кадмия на структуру микробных сообществ почв г. Алматы71

РЕМЕДИАЦИЯ и РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

- Ф. М. Хабибуллина, И. З. Ибатуллина* Трансформация сообщества микромицетов в торфяно-глеевых почвах Крайнего Севера при нефтяном загрязнении76

АГРОЭКОЛОГИЯ

- А. В. Помелов, Г. И. Березин, Л. И. Домрачева* Адаптационные резервы высшего растения и почвенной альгофлоры при действии пестицидов87
А. З. Брандорф, И. А. Устюжанин, М. М. Ивойлова Изучение факторов, определяющих посещение насекомыми-опылителями клевера лугового94

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

- В. Н. Зинкин, А. В. Богомолов, И. М. Ахметзянов, П. М. Шешегов* Экологические аспекты безопасности жизнедеятельности населения, подвергающегося действию авиационного шума97

ХРОНИКА

- XVII Международная конференция «Экологическое образование и просвещение в интересах устойчивого развития»102
Международная конференция «Окружающая среда и человек: друзья или враги?»106

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS of ECOLOGY

- N. A. Kireyeva, A. S. Grigoriadi, F. Ya. Bagautdinov* Phytoremediation as a way to purificating soils contaminated with heavy metals4
- O. Ya. Glibko* Problems of establishing modern theory of environmental damage10

METHODOLOGY And METHODS of RESEARCH. MODELS And FORECASTS

- V. V. Kolesnikov, N. S. Ketova, O. V. Brandler* The possibility of using satellite images in accounting marmots17
- A. I. Fokina, Yu. N. Zikova, D. N. Danilov, T. Ya. Ashikhmina* Methods of investigating the influence of heavy metal ions on soil cyanobacteria cultures21
- O. A. D'achuck* Fluorescent sensor for polycyclic aromatic hydrocarbons toxicants27

MONITORING of ANTHROPOGENICALLI DAMAGED TERRITORIES

- T. A. Mikhailova, L. V. Afanasyeva, O. V. Kalugina* Assessment of Ingury of Forest State in the Southern Part of Lake Baikal Basin31
- M. L. Tsepeleva, V. N. Shubina, T. I. Kochurova* Zoobenthos of the Pogiblitsa River in the vicinity of the Chemical Weapons Decommission Plant «Maradikovskiy»39
- A. S. Olkova, S. G. Skugoreva, T. A. Adamovitch, N. V. Varaksina, T. Ya. Ashikhmina* Assessment of water objects by means of bioassay in the zone of influence of industrial enterprises (by the example of the Kirov-Chepetsk Chemical Plant)46
- L. V. Kondakova* Comparative analysis of soil algoflora of the environmentally hazardous plants in the Kirov region52
- E. Yu. Rudenko* The Influence of brewing industry waste on enzymatic activiti of chernozem soil polluted with oil60

ECOTOXICOLOGY

- O. M. Plotnikova, A. M. Korepin, N. N. Matveyev, S. N. Luneva* Biochemical blood parameters in assessing the impact of methylphosphonate on laboratory mice in a long-term experiment65
- B. N. Mynbayeva* The model experiments of the cadmium effect on the structure of microbial communities of Almaty city soils71

REMEDATION AND RECULTIVATION

- F. M. Khabibullina, I. Z. Ibatullina* Transformation of structure and content of microbiota in peat-gleyic soils of tundra zone during the process of self-purification76

AGRICULTURAL ECOLOGY

- A. V. Pomelov, G. I. Berezin, L. I. Domracheva* Adaptation reserves of higher plants and soil algoflora under the influence of pesticides87
- A. Z. Brandorf, I. A. Ustyuzhanin, M. M. Ivoilova* The study of the determinants of insect pollinators of red clover94

SOCIAL ECOLOGY

- V. N. Zinkin, A. V. Bogomolov, I. M. Akhmetzyanov, P. M. Sheshegov* Environmental aspects of life safety of people affected by aircraft noise97

CHRONICLE

- XVII International Conference «Ecological Education for Sustainable Development»102
- International Conference «Environment: a friend or an enemy?»106

**Фиторемедиация как способ очищения почв,
загрязнённых тяжёлыми металлами**

© 2011. Н. А. Киреева¹, д.б.н., профессор, А. С. Григориади¹, к.б.н., ассистент,
Ф. Я. Багаутдинов², д.б.н., профессор,

¹Башкирский государственный университет,

²Башкирский государственный аграрный университет,

e-mail: vodop@yandex.ru, nysha111@yandex.ru

В работе представлен обзор литературных данных по изучению возможности применения метода фиторемедиации для восстановления и очищения почв, загрязнённых тяжёлыми металлами, а также процессов транслокации тяжёлых металлов из загрязнённой почвы в растения.

This paper presents a review of published data on the possibility of applying the method of phytoremediation for recovery and purification of soil contaminated with heavy metals, and the translocation processes of heavy metals from contaminated soil to plants.

Ключевые слова: почва, тяжёлые металлы, биологические методы очистки, растения-фиторемедианты

Key words: soil, heavy metals, biological methods of purification, plants-phytoremediants

В настоящее время в результате активной антропогенной деятельности происходит загрязнение окружающей среды значительным количеством разнообразных поллютантов. Наиболее опасными по токсичности и степени распространения загрязнения являются тяжёлые металлы. Металлы поступают в атмосферу в составе газов, дымов, а также техногенной пыли в результате деятельности предприятий цветной металлургии, машиностроения, химических, нефтедобывающих и нефтехимических предприятий и транспорта. В результате миграции тяжёлых металлов загрязняется почва, которая обладает способностью к их аккумуляции. Соли тяжёлых металлов (ТМ) – устойчивые к деградации соединения, поэтому проблема очистки почвы является острой задачей, особенно на территориях сельскохозяйственного назначения.

Для восстановления плодородия почвы, загрязнённой ТМ, на практике используют только две химические реакции (выщелачивание и перевод металла в трудноподвижную форму) [1]. Однако попытки рекультивации нарушенных почв только физико-химическими методами зачастую не дают желаемых результатов.

Особую роль в освобождении пахотного слоя почвы от токсикантов играет фиторемедиация, использующая объединённый ме-

таболический потенциал микроорганизмов и растений [2 – 6]. Применение биологических методов восстановления и очищения почвы обеспечивает как экологическую безопасность, так и экономическую выгоду [7]. В связи с этим весьма актуальным является изучение процессов восстановления загрязнённых почв с использованием различных растений-фиторемедиантов.

Технологии фиторемедиации более эффективны по сравнению с традиционными инженерными технологиями на стадии доочистки загрязнённых почв. При совершенствовании этого метода основное внимание уделяется отбору растений, способных трансформировать совместно с симбиотическими микроорганизмами токсичную часть поллютантов, переводя их в менее подвижную и активную форму.

На сегодняшний день выделяют несколько направлений фиторемедиационных мероприятий в зависимости от механизма воздействия на поллютант [4, 7 – 14]: фитоэкстракция (фитоаккумуляция), фитостабилизация, фитодеградация, фитоиспарение, фитостимуляция и ризодеградация.

Фитоэкстракция – поглощение, транслокация и аккумуляция загрязнителя в растении [15 – 17]. Для рекультивации окружающей среды этим методом применяют растения-гипераккумуляторы.

Фитостабилизация – перевод веществ из растворимой формы в нерастворимую в корневой зоне растений [12, 18 – 20].

Фитодеградация – «внутреннее» разрушение поллютантов растениями при участии растительных ферментов [15, 21 – 23].

Фитоиспарение – экстракция поллютанта из грунта и выделение его в газообразной форме [24 – 26].

Ризодеградация – разложение поллютантов микроорганизмами в прикорневой зоне растений [21, 27 – 28]. В процессе фиторемедиации направление ризодеградации является преимущественным при элиминации органических поллютантов из загрязнённой почвы [4, 30, 31]. Принцип этого механизма состоит в том, что разложение загрязняющих веществ производится не самим растением, а микроорганизмами, обитающими в непосредственной близости к его корням, т. е. в ризосфере [22]. Растения влияют на численность, разнообразие и активность микроорганизмов за счёт биологически активных корневых выделений [32, 33]. Микроорганизмы ризосферы более многочисленны, чем микроорганизмы почвы, лишённой растительности. Из-за более благоприятных условий обитания в ризосфере часто активнее развиваются и микроорганизмы, обладающие ферментами, необходимыми для деструкции поллютантов.

Фитомелиорация, как любой подход к восстановлению нарушенных земель, имеет свои ограничения. Растения способны выживать и давать необходимую биомассу и степень проективного покрытия лишь при относительно невысокой концентрации загрязнителя в почве. Полностью устойчивых к загрязнению видов растений нет. Можно говорить лишь о некотором пороге чувствительности растений к определённым концентрациям поллютанта.

При рекультивации загрязнённых почв большое значение имеет подбор видов растений, способных произрастать на таких землях. К растениям, используемым для фиторемедиации и ризодеградации нарушенных почв, предъявляют следующие требования [6, 34 – 36]:

- толерантность к высоким концентрациям поллютантов;
- способность поглощать и аккумулировать их в высоких концентрациях;
- способность к транспорту их из корневой системы в надземную утилизируемую биомассу;
- высокая скорость роста, достаточно крупные размеры;

- иметь большую биомассу и глубоко разрастающуюся корневую систему;

- иметь высокую сопротивляемость к болезням и вредителям;

- быть удобными для уборки и непривлекательными для животных.

Для повышения степени накопления ТМ в надземной биомассе растения следует применять эффекторы фитоэкстракции (ЭДТА, ДДДА, ДТПА и др.), которые за счёт образования прочных водорастворимых внутрикомплексных соединений с металлами будут повышать их подвижность в почве [10, 37 – 40].

Степень иммобилизации ТМ также зависит от типа удобрения, используемого для повышения плодородия загрязнённых почв. Так, на примере базилика (*Ocimum basilicum*) таиландские исследователи [41] показали, что в растениях, произрастающих на почвах, обработанных органическим удобрением в виде коровьего навоза, содержание кадмия удваивалось, в то время как внесение силикатных удобрений приводило к значительному снижению транспорта ионов металла из корней в надземную часть растения.

В настоящее время активно изучаются и выявляются виды растений, устойчивых к высокому содержанию ТМ в почве и способных к их аккумуляции (табл.). Минимальная аккумуляция металлов характерна для травянистых и древесных ксерофитов, средняя и максимальная – для мезофитов. Травянистые гигрофиты характеризуются максимальной аккумуляцией природных элементов, древесные – техногенных соединений [43 – 45]. В литературе имеются сведения, что наиболее устойчивыми растениями к повышенному содержанию ТМ в почве являются представители семейств крестоцветных, злаковых и бобовых [46, 47]. В свою очередь А. В. Линдиман с соавторами [48] выявил, что по устойчивости к загрязнению почвы свинцом исследуемые ими растения расположились следующим образом: овёс > горчица > горох > кресс-салат > рожь, а по устойчивости к загрязнению кадмием: горчица > кресс-салат > овёс > горох > рожь. Ими отмечалось, что аккумуляция кадмия была интенсивнее, чем свинца.

Польскими исследователями [49] проводилась оценка фиторемедиационного потенциала различных зерновых и овощных в условиях кадмиевого и свинцового загрязнения почвы: красная свёкла (*Beta vulgaris var. cicla* L.), тыква (*Cucurbita pepo* L.), цикорий (*Cichorium intybus var. foliosum* Hegi), фасоль обыкновенная (*Phaseolus vulgaris* L.), ячмень

(*Hordeum vulgare* L.), капуста белокочанная (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.), кукуруза (*Zea mays* L. convar. *saccharata* Koern.), люцерна (*Medicago sativa* L.) и пастернак посевной (*Pastinaca sativa* L.).

Максимальное содержание ТМ было найдено в листьях красной свёклы, тыквы, цикория, фасоли, капусты и пастернака. В то время как свёкла и пастернак оказались теми видами растений, которые способны к максимальному накоплению свинца в растительной массе [49], Н. Гад и Х. Кандил [50] изучили влияние загрязнения почвы кобальтом на содержание этого элемента в корнях и листьях. Ими показано, что в незначительных концентрациях кобальт стимулировал рост и увеличивал продуктивность растений, а также в надземных органах металл аккумулировался лучше, чем в корнях.

Имеются данные по изучению в качестве фиторемедиантов растений люцерны (*Brassica juncea* L.), подсолнечника (*Helianthus annuus* L.), сорго (*Sorghum bicolor* L.) [40, 51, 52], зелёных овощных культур – петрушки, укропа, салата листового [53, 54], среди злаков – ярового ячменя (*Hordeum vulgare* L.), овса (*Avena sativa* L.), овсяницы (*Festuca pratensis* L.) [55, 56]. Перспективным видом для рекультивации грунтов среди многолетних злаковых растений может считаться вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* L.), который способен накапливать различные ТМ, особенно никель [57]. Также среди злаковых культур тайваньскими исследователями [58] была отмечена способность коричневого риса (*Oryza sativa* L.) аккумулировать кадмий и мышьяк из загрязнённых почв. Ещё одним гипераккумулятором кадмия является хрустальная травка (*Mesembryanthemum crystallinum* L.) [59]. Около 50 представителей рода *Alyssum* наиболее часто рассматриваются в качестве потенциальных кандидатов для фитоэкстракции никеля из загрязнённых почв [60].

По данным ряда авторов [61 – 63], показана способность кукурузы (*Zea mays* L.) и подсолнечника (*Helianthus annuus* L.) к гипераккумуляции ионов меди и никеля в условиях средней засоленности почвы (до 20 ПДК). При увеличении концентрации ТМ отмечался активный переход ионов металлов из корней в надземную растительную массу. А. С. Фёдоров [64] отмечал, что кукуруза и люцерна, произрастающие на территориях горно-обогатительных комбинатов, способны накапливать в своей биомассе медь и цинк, причём содержание металлов более чем в 1,5 раза превышало ПДК.

Большинство дикорастущих гипераккумуляторов относится к семейству крестоцветных [65]. По данным авторов [46, 66] горчица (*Brassica juncea* L.) оказалась весьма эффективным накопителем свинца, меди и никеля. К. Ахмедом с соавторами [37] было показано, что устойчивость разных видов горчицы может значительно варьировать. Ими доказано, что горчица сарептская (*Brassica juncea* L.) проявила большую устойчивость к кадмиевому загрязнению, чем горчица абиссинская (*Brassica carinata* L.), и соответственно может являться более эффективным фиторемедиантом загрязнённых почв с концентрацией кадмия до 40 мг/кг. Американские учёные из 11 исследуемых растений выделили вид декоративного растения семейства крестоцветных – иберис (*Iberis intermedia*) в качестве активного аккумулятора талия [67].

Хорошими фитоэкстрагентами ТМ из дикорастущих и сорных видов растений также являются одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg.), полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris* L.) [68]. Свинец способен накапливать также известный сорняк амброзия (*Ambrosia* sp.) [46].

Швецом А. А. [69] установлена толерантность лисохвоста вздутого (*Alopecurus ventricosus* Pers.) и овсяницы тростниковидной (*Festuca arundinacea*) к аномально высоким концентрациям цинка, свинца и меди в почве. Надземная фитомасса козлятника восточного (*Galega orientalis* Lam.) возрастала при высоких концентрациях всех изучавшихся ТМ, в том числе и кадмия.

О механизме накопления растениями и переноса ТМ из корней в надземные части известно достаточно мало. Растения слабо усваивают многие ТМ даже при их высоком содержании в почве из-за того, что они находятся в виде малорастворимых соединений. Проблему удалось решить, когда обнаружили, что поступление ТМ в растения стимулируют вещества (например, этилендиаминтетрауксусная кислота), образующие с металлами в почвенном растворе устойчивые, но растворимые комплексы соединения [46].

Таким образом, в настоящее время вопрос об эффективном применении растений для очистки загрязнённой почвы остаётся открытым и требует значительных дополнительных исследований в области изучения механизмов превращения ТМ в растительном организме, а также поиска и исследования активных гипераккумуляторов различных металлов.

Список видов растений, эффективных для применения
в качестве фиторемедиантов загрязнённой ТМ почвы [9, 42]

Вид растения	Аккумулируемый химический элемент
<i>Alyssum sp.</i> Бурачок	Ni
<i>Amaranthus retroflexus</i> L. Щирица колосистая	¹³⁷ Cs
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. Язвенник ранозаживляющий	Pb, Cd, Zn
<i>Armeria maritima</i> Willd. Армерия приморская	Pb, Cd, Zn
<i>Azolla pinnata</i> R.Br. Азолла перистая	Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Brassica canola</i> L. Рапс	¹³⁷ Cs
<i>B. juncea</i> L. Горчица сарептская	Pb, Cd, Zn, Cu, Mn, Fe, Cr, Ni, Se
<i>Datura innoxia</i> Mill. Дурман индейский	Ba
<i>Eucalyptus sp.</i> Эвкалипт	Na, As
<i>Eichornia crassipes</i> (Mart.) Solms. Эйхорния отличная или красивейшая, водяной гиацинт	Pb, Cu, Cd, As, Cr, Ni, Se
<i>Festuca arundinaceae</i> Schreb. Овсяница тростниковая	Pb, Cd, Zn
<i>Helianthus annuus</i> L. Подсолнечник маслянистый	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, U, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni
<i>Hordeum vulgare</i> L. Ячмень обыкновенный	As, Pb, Cd
<i>Hydrocotyle umbellata</i> L. Щитолистник зонтичный	Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Kochia scoparia</i> L. Кохия, или летний кипарис	¹³⁷ Cs и др. радионуклиды
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Bertol. Тонконог	Pb, Cd, Zn
<i>Lemna minor</i> L. Ряска маленькая	Pb, Cu, Cd, Fe, Hg
<i>Lolium multiflorum</i> L. Райграс многоцветковый	Pb
<i>Lupinus angustifolius</i> L. Люпин узколистный	As
<i>Phaseolus acutifolius</i> Gray. Фасоль остролистная	¹³⁷ Cs
<i>Pteris vittata</i> L. Птерис ленточный	As
<i>Secale cereale</i> L. Рожь посевная	As, Pb
<i>Zygophyllum fabago</i> L. Парнолистник обыкновенный	Pb, Zn, Cu

Литература

1. Давыдова С.Л., Тагасова В.И. Тяжёлые металлы как супертоксиканты XXI века. М.: Изд-во РУДН, 2002. 140 с.
2. Bizilli S.P., Rugh C.L., Meagher R.B. Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants // *Nat. Biotechnol.* 2000. № 18. P. 213–217.
3. Kramer U., Chardonnens A.N. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated by trace elements // *Appl Microbiol Biotechnol.* 2001. № 55. P. 661–672.
4. Турковская О.В., Муратова А.Ю. Биодegradация органических поллютантов в корневой зоне растений // Молекулярные основы взаимоотношений ассоциированных микроорганизмов с растениями. М.: Наука, 2005. С. 180–208.
5. Суюндуков Я.Т., Миркин Б.М., Абдуллин Ш.Р., Хасанова Г.Р., Сальманова Э.Ф. Роль фитомелиорации в воспроизводстве плодородия чернозёмов Зауралья (Башкирия) // *Почвоведение.* 2007. № 10. С. 1217–1225.
6. Шестибратов К.А., Лебедев В.Г., Мирошников А.И. Лесная биотехнология: методы, технологии, перспективы // *Биотехнология.* 2008. № 5. С. 3–22.
7. Молотков И.В., Касьяненко В.А. Фиторемедиация // *НефтьГазПромышленность.* 2005. № 1 (13). С. 15–19.
8. Burken J.G., Shanks J.V., Thompson P.L. Phytoremediation and plant metabolism of explosives and nitroaromatic compounds // *Biodegradation of nitroaromatic compounds and explosives* / Eds. J.C. Spain, J.B. Hughes, H.J. Knackmuss. Washington, D.C. 2000. P. 239–275.
9. Прасад М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязнённых металлами // *Физиология растений.* 2003. Т. 50. № 5. С. 764–780.
10. Буравцев В.Н., Крылова Н.П. Современные технологические схемы фиторемедиации загрязнённых почв // *Сельскохозяйственная биология.* 2005. № 5. С. 67–74.
11. Квеситадзе Г. И., Хатисашвили Г. А., Садуншвили Т. А., Евстигнеева З.Г. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях. М.: Наука, 2005. 199 с.
12. Киреева Н.А., Бакаева М.Д. Рекультивация нарушенных земель: Учеб. пособие. Уфа: РИО БашГУ, 2005. 208 с.
13. Peer W.A., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L., Murphy A.S. Phytoremediation and hyperaccumulator plants // *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2005. P. 299–340.
14. Peuke A., Rennenberg H. Tree transgenesis – recent developments / Eds. M. Fladung, D. Ewald. Heidelberg: Springer Publ., 2006. P. 137–155.
15. Pilon-Smits E.A., Pilon M. Phytoremediation // *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol.* 2005. № 56. P. 15–39.
16. Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. Phytoremediation. // *Annu Rev. Plant Physiol. Plant Mol Biol.* 1998. № 49. P. 643–668.
17. Lombi E., Zhao F., McGrath S., Young S., Sacchi G. Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype // *New Phytol.* 2001. № 149. P. 53–60.
18. Ernst W.H. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants // *Appl Geochem.* 1996. № 11. P. 163–167.
19. Marseille F., Tiffreau C., Laboudigue A., Lecomte P. Impact of vegetation on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: a greenhouse study // *Agronomy.* 2000. № 20. P. 547–556.
20. Bouwman L.A., Bloem J., Romkens P.F., Boon G.T., Vangronsveld J. Beneficial effects of the growth of metal tolerant grass on biological and chemical parameters in copper- and zinc-contaminated sandy soils // *Minerva Biotechnologica.* 2001. № 13. P. 19–26.
21. Schnoor J.E., Licht L.A., McCutcheon S.C., Wolfe N.L., Carreira E.H. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants // *Environ. Sci. Technol.* 1995. V. 29. № 7. P. 318–323.
22. McCutcheon S.C., Schnoor J.L. Overview of phytotransformation and control of wastes // *Phytoremediation: transformation and control of contaminants.* New York: John Wiley, 2003. P. 3–58.
23. Suresh B., Ravishankar G. Phytoremediation – A novel and promising approach for environmental cleanup // *Crit Rev Biotech.* 2004. № 24. P. 97–124.
24. Terry N., Zayed A., Pilon-Smits E., Hansen D. Can plants solve the selenium problem? // *In Proc. 14-th Annu. Symp. Columbia. Univ. Missouri.* 1995. P. 63–64.
25. Newman L., Strand S., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Ruszaj M., Shurtleff B., Wilmoth J., Heilman P., Gordon M. Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars // *Environ Sci Tech.* 1997. № 31. P. 1062–1067.
26. Davis L.C., Vanderhoof S., Dana J., Selk K., Smith K., Goplen B., Erickson L.E. Movement of chlorinated solvents and other volatile organics through plants monitored by Fourier transform infrared (FT-IR) spectrometry // *J. Hazardous Subst. Research.* 1998. № 4. P. 4–26.
27. Anderson T.A., Guthrie E.A., Walton B.T. Bioremediation in the rhizosphere // *Environ. Sci. Technol.* 1993. V. 27. № 13. P. 2630–2636.
28. Kumar P.B.A.N., Motto H., Raskin I. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams // *Environ. Sci. Technol.* 1995. V. 29. P. 1239–1245.
29. Merkl N., Schultze-Kraft R., Infante C. Phytoremediation in the tropics – influence of heavy crude oil on

root morphological characteristics of graminoids // Environ. Pollut. 2005. V. 138. № 1. P. 86–91.

30. Gunter T., Dornberger U., Fritsche W. Effect of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil // Chemosphere. 1996 V. 33. P. 203–215.

31. Joner E.J., Corgie S.C., Amellal N., Leyval C. Nutritional constraints to degradation of PAN in a simulated rhizosphere // Soil Biol. Biochem. 2002. V. 34. № 6. P. 859–864.

32. Jones R., Sun W., Tang C.S., Robert F.M. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons in tropical coastal soils. II. Microbial response to plant roots and contaminant // Environ. Sci. Pollut. Research. 2004. № 11. P. 340–346.

33. Kirk J., Klironomos J., Lee H., Trevors J.T. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil // Environ Pollut. 2005. № 133. P. 455–465.

34. Яковишина Т.Ф., Столярова К.Н., Яковенко О.А. Перспективы использования фиторемедиации на загрязнённых тяжёлыми металлами почвах урбанизированных территорий // «Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон»: Материалы Всероссийской научной конференции, Санкт-Петербург. 1999. С. 156–158.

35. Medina V.F., Marmiroli M., Dietz A.C., McCutcheon S.C. Plant tolerances to contaminants // Phytoremediation: transformation and control of contaminants. New York: John Wiley, 2003. P. 189–232.

36. Панченко Л.В., Муратова А.Ю., Турковская О.В., Малаховская Л.В. Естественная и экспериментальная фиторемедиация загрязнённой тяжёлыми металлами почвы с территории нефтеперерабатывающего завода // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009. № 10. С. 585–589.

37. Ahmed K.S., Panwar B.S., Gupta S.P. Phytoremediation of cadmium-contaminated soil by Brassica species // Acta agronomica hungarica. 2001. V. 49. № 4. P. 351–360.

38. Puschenreiter M., Stroger G., Lombi E. et al. Phytoextraction of heavy metal contaminated soils with *Thlaspi goesingense* and *Amaranthus hybridus*: rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate // J. Plant nutrition Soil Sci. 2001. V. 164. P. 615–621.

39. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Фитоэкстракция тяжёлых металлов из загрязнённых почв // Агрохимия. 2003. № 3. С. 77–85.

40. Яковишина Т.Ф. Детоксикация загрязнённых тяжёлыми металлами чернозёмов обыкновенных северной степи Украины: Дис. ... канд. с.-х. наук. Днепрпетровск. 2006. 226 с.

41. Putwattana N., Kruatrachueb M., Pokethitiyooka P., Chaiyarat R. Immobilization of cadmium in soil by cow manure and silicate fertilizer, and reduced accumulation of cadmium in sweet basil (*Ocimum basilicum*) // ScienceAsia. 2010. V. 36. № 4. P. 349–354.

42. Prabha K. Padmavathiamma, Loretta Y. Li Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants // Water Air Soil Pollut. 2007. V. 184. P. 105–126.

43. Cunningham S.D., Ow D.W. Promises and prospects of phytoremediation. // Plant Physiology. 1996. V. 110. № 3. P. 715–719.

44. Прохорова Н.В., Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжёлых металлов дикорастущими и культурными растениями в степном Поволжье. Самара: Изд-во СамГУ, 1998. 131 с.

45. Salt D.E., Blaylock M., Kumar N.P. et al. Phytoremediation: a novel strategy for removal of toxic metals from environment using plant // Biotechnology. 1995. V. 13. P. 468–474.

46. Душенков В., Раскин И. Фиторемедиация: зелёная революция в экологии // Химия и жизнь – XXI век. 1999. №11–12. www.chem.msu.ru/rus/journals/chemlife/fito.html.

47. Prasad M.N.V., Freitas H. Biotechnological and bioremediation strategies for serpentine soils and mine spoils // Electron. J. Biotechnol. 1999. V. 2. № 1. P. 35–50.

48. Линдиман А.В., Шведова Л.В., Тукумова Н.В., Невский А.В. Фиторемедиация почв, содержащих тяжёлые металлы // Экология и промышленность. 2008. № 9. С. 45–47.

49. Sekara A., Poniedzialek M., Ciura J., Jedrzczyk E. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation // Polish Journal of Environmental Studies. 2005. V. 14. № 4. P. 509–516.

50. Gad N., Kandil H. The influence of cobalt on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) production // International Journal of Academic Research. 2009. V. 1. № 2. P. 52–58.

51. Peralta-Videa J. R., Gardea-Torresdey J.L., Delarosa G., Gonzales J. H., Parsons J. G., Herrera I. Effects of the growth stage on the tolerance to heavy metals in alfalfa plants (*Medicago sativa*) // Adv. Environ. Res. 2004. V. 8. № 3–4. P. 679–685.

52. Ciura J., Poniedzialek M., Sekara A., Jedrzczyk E. The possibility of using crops as metal phytoremediants // Pol. J. Environ. Stud. 2005. V. 14. № 1. P. 17–22.

53. Плеханова И.О., Кутукова Ю.Д., Обухов А.И. Накопление тяжёлых металлов сельскохозяйственными растениями при внесении осадков сточных вод // Почвоведение. 1992. № 12. С. 1530–1536.

54. Чеснокова Т.А., Шведова Л.В., Терехова А.С., Невский А.В. Влияние природы солей меди на её миграционные свойства в системе почва – растение // Экология и промышленность России. 2010. № 12. С. 34–36.

55. Tlustos P., Balik J., Pavlikova D., Szakova J. The uptake of cadmium, zinc, arsenic and lead by chosen crops // Rostlinna Vyroba. 1997. V. 43. № 10. P. 365–370.

56. Наумова Р.П., Кудряшов В.Н., Григорьева Т.В., Гафуров Р.Р., Мухаметшин И.Р., Хузяянов Р.Х., Несмелов А.А. Предварительная оценка потенциала фитореме-

диации твёрдых химических отходов // Учёные записки Казанского государственного университета. Естественные науки. 2008. Т. 150. Кн. 2. С. 156–165.

57. Маджугина Ю.Г., Кузнецов Вл.В., Шевякова Н.И. Растения полигонов захоронения бытовых отходов мегаполисов как перспективные виды для фиторемедиации // Физиология растений. 2008. Т. 55. № 3. С. 453–463.

58. Hung-Yu Lai, Shaw-Wei Su, Horng-Yuh Guo, Zueng-Sang Chen Phytoremediation and the uptake characteristics of different rice varieties growing in Cd of As-contaminated soils in Taiwan // Soil Science and Plant Nutrition. 2010. V. 56. Issue 1. P. 31–52.

59. Шевякова Н.И., Нетронина И.А., Аронова Е.Е., Кузнецов Вл.В. Распределение Cd и Fe в растениях *Mesembryanthemum crystallinum* при адаптации к Cd-стрессу // Физиология растений. 2003. Т. 50. № 5. С. 756–763.

60. Brooks R.R. Plant that hyperaccumulate heavy metals (their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining). Wallingford: CAB International, 1998. 380 p.

61. Vassilev A. Metal phytoextraction: state of art and perspectives // Bulgarian J. of Agr. Sci. 2002. V. 8. P. 125–140.

62. Писаренко Е.Н. Использование подсолнечника в качестве ремедианта загрязнённых почв // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 38–40.

63. Писаренко Е.Н., Рогачева С.М., Губина Т.И. Фиторемедиация среднесолённых земель, загрязнённых никелем и медью // Экологические проблемы промышленных городов. Саратов: СГТУ, 2007. С. 236–239.

64. Фёдоров А.С. Устойчивость почв к антропогенным воздействиям. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2008. 204 с.

65. Baker A. J.M., Reeves R.D., Mcgrath S. P. In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal accumulating plants // «In situ bioremediation», eds. by Hinchee R. E. and Olfenbittel R. E. – Stoneham, Butterworth-Heinemann, 1991. P. 539–544.

66. Петров Н.Ю., Трофимова Т.А. Фиторемедиация техногенно загрязнённых тяжёлыми металлами светлокаштановых почв южной пригородной агропромзоны г. Волгограда с помощью горчицы сарептской // Аграрный вестник Урала. 2009. № 9 (63). С. 64–65.

67. LaCoste C., Robinson B., Brooks R. Uptake of tallium by vegetables: its significance for human health, phytoremediation and phytomonitoring // J. Plant Nutrition. 2001. V. 24. № 8. P. 1205–1215.

68. Башмаков Д.И., Лукаткин А.С. Аккумуляция тяжёлых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания // Агрохимия. 2002. № 9. С. 66–71.

69. Швец А. А. Фиторемедиация загрязнённых почв // <http://shmain.ru/nauchnye-stati/fitoremediaciya-pochv.html>

УДК 574:330.15+502.3

Проблемы становления современной теории экологического ущерба

© 2011. О. Я. Глибко, к.б.н., с.н.с.,

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,
e-mail: oягли@mail.ru

Проведено изучение научной категории экологического ущерба в связи с проблемой её определения и интеграции в современной науке. Рассмотрена история вопроса, современные подходы к определению понятия ущерба, вреда и убытков окружающей среде, принципы, способы и методы оценки экологического ущерба.

The scientific category of environmental damage was studied in connection with the problem of its definition and integration in modern science. The history of the issue, current approaches to the definition of damage, harm or loss to the environment, principles, techniques and methods for assessing environmental damage are considered.

Ключевые слова: экологический ущерб, экономический ущерб, природные ресурсы

Key words: environmental damage, economical damage, natural resources

Ущерб – экономическая категория, которая вошла в экологическую науку относительно недавно и оказалась крайне востребованной. Однако при несомненном практическом

значении работ, связанных с оценкой ущерба, причиняемых человеком объектам природы, нельзя не отметить их достаточно слабую теоретическую основу. Концепция экологиче-

ского ущерба в рамках теоретической экологии до сих пор не разработана, что порождает определённые проблемы при обосновании способов оценки воздействия на окружающую среду. Таким образом, решая частные вопросы, мы не охватываем проблему в общем.

Цель настоящей работы – исследовать научную категорию экологического ущерба. В процессе работы выявлены основные концептуальные проблемы определения ущерба окружающей среде, сформулированы принципы оценки ущерба и проанализированы основные подходы к определению стоимости потерь природных ресурсов.

История

В целях научного анализа современного состояния института экологического ущерба необходимо разобраться с тем, что представляет собой отечественный и мировой опыт в этой области.

Первобытный человек уже достаточно хорошо осознавал ценность объектов природы, правда, исключительно в потребительском отношении. «Стоимость» природного объекта определялась его ресурсной значимостью и доступностью, а необходимость его защиты – сугубо с точки зрения охраны интересов собственника (общины, рода, вождя и др.). Однако и эти примитивные меры охраны природы имели непосредственное экологическое значение и, будучи закреплены в форме обычного права, были достаточно строго воспроизводимы.

Возмещение за уничтоженный или повреждённый ресурс в этот период сводилось к санкции за содеянное и, в некоторых случаях, к компенсации потерь собственнику. Возмещение вреда природе не имело самостоятельного статуса.

Первые попытки рассматривать деятельность человека как фактор нанесения вреда собственно природе как некой новой самостоятельной ценности впервые возникают в античное время. Плиний Старший (23 – 79 гг.), ссылаясь на сочинение Катона Старшего (II в. до н. э.), упоминал, что разорение почвы посредством всеобъемлющей в империи тенденции к образованию латифундий приняло угрожающий масштаб. По мнению Т. Вернера, здесь можно говорить о раннем культурно-историческом варианте тех оценок использования и ущерба, которые «зачастую имеют место тогда, когда природа в смысле развитого ландшафта сильно переоформлена посред-

ством цивилизационных мероприятий по использованию ... и изменена до такого состояния, которое ощущается как уничтожение природы» [1]. В силу определённых исторических и экономических причин эти работы не получили продолжения.

В эпоху становления русской государственности охрана природных ресурсов осуществлялась через защиту прав собственности, экономических, военных и налоговых интересов страны. В законодательстве (от Русской Правды 1016 г. до Соборного уложения 1649 г.) кара преступнику как бы заменяла собой возмещение причинённого ущерба. Постепенно обязательства вследствие причинения вреда начинают порождать двойкие последствия: возмещение убытков собственнику и материально-правовую санкцию (за вылов рыбы в чужом пруду – возместить её стоимость в двойном размере и т. п.). То есть древнейшим способом оценки и возмещения ущерба можно считать таксовый, имеющий схожую правовую природу. В штрафе, который влекло за собою правонарушение, сливались и возмещение вреда, и карательный штраф в собственном смысле. Дальнейшая эволюция этих имущественных обязательств заключается в том, что постепенно карательная функция их отпадает (переходя в руки уголовного права).

Впервые вопрос оценки ущерба, причиняемого природным объектам, вышел за рамки узкочастных интересов собственника и приобрёл общенациональное значение со второй половины XIX в., когда в ходе начинающейся «промышленной революции» сформировалось широкое движение по охране природы, которое вступило в борьбу против индустриализации и заложило основы современной природоохранной деятельности.

Теория экономической оценки природных ресурсов России сначала разрабатывалась для оценки земли в сельском хозяйстве, позднее и для других природных ресурсов [2 и др.]. При этом большая часть оценочных показателей носила внеэкономический характер, то есть не позволяла определить истинную стоимость оцениваемого объекта, так как не соответствовала принятым стандартам в данной сфере деятельности и не опиралась на общетеоретические принципы, выработанные в странах с рыночным типом экономики. В дореволюционный период специальных методик по расчёту ущербов природным экосистемам не существовало, а «методические» руководства имели рекомендательный характер и не содержали конкретных способов анализа биологи-

ческих данных объекта. При этом зачастую в законодательстве господствовал утилитарный подход, предполагающий разделение живых форм на «полезные» и «вредные». Уничтожение последних рассматривалось не как нанесение вреда, а как «общественно-полезная» деятельность (см. Правила об охоте, принятые в Российской империи 3 февраля 1892 года).

Первые специальные методики по оценке экологического ущерба появляются только в советское время в 1960-е гг. (вскоре после принятия Закона РСФСР об охране природы 1960 г. и в его развитие). Как правило, они носили по большей части описательный характер, не содержали конкретных механизмов расчёта ущерба и рассматривались скорее как рекомендации для определения величины ущерба. В качестве примера можно привести Методику подсчёта ущерба, нанесённого рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоёмы сточных вод и других отходов (утверждена Минрыбхозом СССР 16.08.1967 № 30-1-11), действующую до сих пор.

Абсолютное большинство методических документов в сфере охраны природных объектов появляется начиная со второй половины 1970-х гг. Они уже гораздо более взвешенно и обстоятельно подходят к вопросу расчёта ущерба. Используются математические методы подсчёта, в частности, уравнения для вычисления ущерба отдельно по разным видам и группам организмов, широко применяются коэффициенты промыслового возврата и плодовитости, рассчитывается косвенный ущерб от антропогенных воздействий. При определении итоговой величины ущерба учитываются и затраты на мероприятия капитального характера в целях восполнения биологических потерь. Так, в 1988–1989 гг. были утверждены документы, создавшие современную методическую основу для проведения работ по оценке ущерба водным биоресурсам.

С середины 1990-х гг. начался современный этап в разработке методико-технической документации по расчёту экологических ущербов. В это время большое значение придаётся совершенствованию общей методологии оценки вреда, а также оценке ущерба природе от нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей промышленности.

Современное состояние теории экологического ущерба

Определение понятий. В литературе многие теоретические вопросы оценки и возме-

нения вреда окружающей среде освещены достаточно слабо. Нет единого понимания, что есть экологический ущерб. Зачастую данную категорию вообще не воспринимают как самостоятельную, заменяя её «экономическим ущербом». Также недостаточно чётко разграничены близкие в смысловом отношении понятия «вред», «ущерб» и «убытки» окружающей среде, которые зачастую используются как синонимы.

Как ни странно, нет единой позиции в данном отношении и в действующем законодательстве. Так, если в Конституции Российской Федерации провозглашается право граждан на возмещение *ущерба*, причинённого экологическими правонарушениями их здоровью или имуществу (ст. 42), то в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» в ст. 77–79 применительно к окружающей среде используется термин *«вред»*. Водный кодекс РФ от 1995 г. оперировал категорией «ущерб водным объектам» (ст. 131), новый Водный кодекс (2007) вновь обращается к категории вреда (ст.ст. 24, 69). В отношении материальных потерь в 1-й части Гражданского кодекса РФ употребляется понятие *«убытки»*. И, наконец, в Федеральном законе «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» в ст.ст. 2 и 53 используются категории «вред» и «ущерб».

Описанная проблема существует и в международном праве. Здесь основной языковой инструментарий связан с понятием экологического ущерба, но при всём этом его определение не дано ни в одном действующем международном акте [3].

Для того чтобы разобраться в данном вопросе, обратимся к истокам. Экономика, «прародительница» указанной проблемы, трактует вред как родовое понятие, производными и составными которого являются «ущерб» и «убытки».

Согласно Федеральному закону «Об охране окружающей среды», *вред окружающей среде* есть негативное её изменение в результате загрязнения, повлекшее за собой деградацию естественных экологических систем и истощение природных ресурсов. Ряд подзаконных нормативных актов расширяет данное определение, подводя под него любые негативные изменения в окружающей природной среде, вызванные антропогенной деятельностью, возникшие в результате загрязнения природной среды, истощения природных ресурсов, повреждения или разрушения экосистем (Методические указания по оценке и возмещению

вреда, нанесённого окружающей природной среде в результате экологических правонарушений, утверждённые Госкомэкологии 06.09.1999 г., далее – Методические указания).

Понятие «убытки» применительно к экологическим отношениям включает в себя потери конкретных природопользователей, вызванные ущербом, нанесённым окружающей среде, а также неполученные доходы, которые это лицо получило бы при обычных условиях гражданского оборота, если бы его право не было нарушено (упущенная выгода) (п. 2.3. Методических указаний). Таким образом, говорить об убытках в отношении экосистем совершенно не верно. По сути, это исключительно экономическая категория, поскольку выражает материальное отношение субъекта, чьи интересы пострадали от ухудшения состояния среды как ресурса. Можно сказать, что экосистема может претерпевать ущерб, но не может нести убытки.

Следует отметить, что в последние годы законодатель всё чаще оперирует именно категорией вреда окружающей среде и всё меньше обращается к понятию ущерба. С другой стороны, в научной литературе, а также в международном и иностранном праве чаще используется понятие «экологический ущерб» [3, 4].

Дать однозначное определение экологическому ущербу невозможно. По словам Ж. Мартена, «мы не знаем и не можем точно знать, что представляет собой экологический ущерб» [5]. Мы понимаем под *ущербом* ту часть вреда и убытков окружающей среде, которая подлежит оценке и, следовательно, выступает исковой величиной при решении вопросов определения масштабов антропогенного воздействия.

В научной и учебной литературе принято, что экологический ущерб выражается в форме прямых и косвенных потерь в природной среде [6]. Так, при уничтожении нерестилиц прямые потери связаны с гибелью нерестующих особей, икры и личинок, а косвенные обусловлены недополученной продукцией воспроизводства.

Важный методологический вопрос – определение понятий экологического и экономического (имущественного) ущерба. Изначально указанные категории разграничивались, оставаясь, однако, тесно связанными. В методических документах экологический ущерб определялся как «натуральный» и выражался величиной абсолютных потерь того или иного природного ресурса. При этом он зачастую не носил самостоятельного значения и рассматривался как величина промежуточная при

расчётах ущерба экономического, который выражался в денежном эквиваленте (в руб.). Расчёт экономического ущерба производился путём умножения величины натурального ущерба на некоторый коэффициент, отражающий среднюю цену продукции в расчёте на единицу сырья (ресурса). Господствовала точка зрения, что эти виды ущербов в принципе взаимно переводимы и экологический ущерб может быть определён в том числе и по методике расчёта ущерба экономического (в качестве промежуточной величины). Тем более что экологический ущерб характеризовался лишь некоторой весьма общей величиной, применение которой для оценки степени повреждения экосистемы или её отдельных структурных частей было затруднительно (например, ущербы водным биоресурсам выражались общей биомассой без характеристики видовых потерь).

В 1990-е гг. из науки в практику экологических отношений пришло понимание ценности экосистем и её элементов самих по себе. В условиях нестабильности курса валют и, что важно, уровня цен на то или иное природное сырьё стоимостная оценка ущерба очень быстро теряла своё значение. Возникла необходимость пересмотреть традиционный подход к оценке вреда.

В настоящее время появляются попытки, отказавшись от самостоятельного статуса экологического и экономического ущербов, вывести категорию так называемого эколого-экономического ущерба. На том основании, что обе формы ущерба предназначены для «как можно более полного восстановления всех неблагоприятных изменений» экосистемы, делается вывод, что «обе формы ущерба оценивают две стороны одного и того же явления» [7]. Эти попытки, по сути, знаменуют возврат к пониманию экологического ущерба как некоего условного, малозначащего показателя.

По нашему мнению, экологический ущерб является совершенно самостоятельной категорией. Различия в трактовке характеризуемых форм ущерба выявляются методом анализа их компонентов. Коренное отличие состоит в отношении к материальным потерям в экосистемах: с точки зрения экономики (стоимостная оценка) или экологии (учет средообразующего значения). Экономический ущерб включает потери товарной продукции, порчу, утрату имущества, продукции, урожая и пр.; экологический ущерб – загрязнение, истощение природных экосистем, разрушение экологических связей и пр. Никогда потери в окружающей

среде не могут получить полной стоимостной оценки. Например, Л. А. Кудерский в отношении рыбных ресурсов отмечает: «Роль рыб в экологических процессах при современных экономических методах оценки природных ресурсов не может быть выражена каким-либо стоимостным показателем. ... К сожалению, отмеченная особенность часто практически не учитывается при оценках современного состояния эксплуатации водоёмов и их биологических ресурсов и разработках прогнозов преобразования водных экосистем под воздействием антропогенных факторов» [8].

Принципы оценки экологического ущерба сформулированы с учётом современных достижений экологии и свойств природных объектов. Основные принципы, которые лежат в основе работ по определению ущерба окружающей среде, можно свести к следующему. Основопологающий принцип – принцип потенциального вреда любой хозяйственной или иной деятельности, связанной с воздействием на природные ресурсы. Важно учитывать также:

- под «потерями» в окружающей природной среде не следует понимать только непосредственное сокращение того или иного природного ресурса. Иногда антропогенные воздействия могут приводить и к существенному росту (как в абсолютном, так и в относительном отношении) компонента среды, что ни в коем случае нельзя считать позитивным процессом;

- при любой антропогенной деятельности объектом воздействия выступают не отдельные природные элементы, а экосистема (экосистемы) в целом, т. е. непременно учитываются межорганизменные связи и их изменения;

- любое воздействие рассматривается как системное, когда либо сам фактор влияния многокомпонентен, либо он становится таковым при взаимодействии с другими экологическими факторами. При этом необходим учёт индивидуальных факториальных особенностей экосистемы или, если это невозможно, региональных особенностей;

- при расчёте ущерба за основу берётся принцип восстановления, т. е. величина ущерба определяется затратами на восстановление первичного (или близкого к таковому) состояния экосистемы;

- при невозможности учёта всех прямых и косвенных последствий воздействия определяются наиболее значимые потери в отношении компонента экосистемы, в первую очередь претерпевшего негативные изменения (принцип уязвимого звена).

- прямые потери оцениваются с достаточной точностью (в отношении биологических потерь – не менее 95%), что касается косвенных потерь, то их оценка носит укрупненный характер. Косвенные потери учитываются в общей величине ущерба, только если их наступление можно прогнозировать с определённой (рассчитываемой) степенью вероятности (принцип доказанности).

- немаловажное значение имеет учёт потерь во времени: оценка периода воздействия и возможного периода восстановления экосистемы. При этом в итоге оценочных работ важно получить не максимально возможную величину ущерба, а наиболее обоснованную с точки зрения применяемых методов и подходов.

Подходы к оценке экологического ущерба. Анализ действующих методик оценки ущерба биоресурсам показывает, что при их разработке за основу брались стандартные экономические подходы с учётом особенностей, присущих природным объектам (не имеют себестоимостной оценки, не обладают признаком дискретности, средообразующее значение, трудность в определении «периода амортизации» и др.). Причём в отношении оценки стоимости природных ресурсов и объектов до сих пор господствуют экономические подходы, базирующиеся на общей экономической ценности (стоимости), затратах, ренте, балльных оценках, нормативах, рыночных оценках, косвенных оценках, альтернативной стоимости [9, 10].

Величина *общей экономической ценности* представляется как стоимость использования, прямая и косвенная, потенциальная (стоимость отложенной альтернативы), и стоимость неиспользования природных ресурсов [9, 11].

Затратные методы оценки, получившие развитие в 1950-х гг., включают две модификации. Согласно первой, оценка производится по затратам, связанным с эксплуатацией природного ресурса; вторая касается затрат, направленных на его воспроизводство или воссоздание. Так, Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причинённого водным биоресурсам загрязнением водохозяйственных водоёмов (утверждена Минрыбхозом СССР 01.11.1988 г., далее – Временная методика), говорит, что ущерб водным биоресурсам включает стоимость мероприятий по восстановлению исходного состояния природных популяций через строительство рыбохозяйственных объектов (заводов).

В отечественной практике указанный подход получил распространение при определении величины платы за использование биоресурсов и при оценке фактического и потенциального экологического ущерба [12].

Рентные методы оценки стали развиваться почти одновременно с затратными, но в основном объектом работ здесь выступают земельные ресурсы. К нему примыкает *доходный* метод. Так, указанная Временная методика ущерб от гибели нерестилища определяет потерями икры и личинок и молоди за всё время до восстановления нерестилища по коэффициентам промыслового возврата в половозрелые особи по средней промысловой массе соответствующего вида.

Балльный способ оценки основан на установлении градации качества природных ресурсов путём присвоения им определённого индекса, балла или ранга. Суть метода сводится к попытке количественной оценки качества путём применения субъективных оценочных параметров [13].

К *нормативным* методам можно отнести все виды оценок, связанные с разработкой такс и штрафов за незаконную добычу и уничтожение объектов животного и растительного мира. Данные показатели трудно считать оценочными, так как в их основе лежат некоторые абстрактные представления о том, сколько допустимо взыскивать с нарушителей за причинённый ущерб. Отметим, что таксовый метод применим только при уничтожении отдельных живых организмов. Подобные факты ущерба имеют место при незаконной охоте, рыбной ловле или при гибели живых организмов от источников повышенной опасности.

Рыночные методы оценки сегодня находят всё большее применение, однако следует отметить, что они ориентированы на наличие рынков на тот или иной тип ресурса, близких к рынкам с совершенной конкуренцией. Данные методы наиболее подходят для определения стоимости природных ресурсов, непосредственно употребляемых человеком. Однако такой подход не может нас полностью устраивать, поскольку определяется соотношением между спросом и предложением на рынке и касается в основном товаров, обладающих оборотоспособностью. Биологические ресурсы не обладают полной оборотоспособностью, их предложение на рынке всегда ограничено возможностями естественного воспроизводства, что не учитывает рыночный подход (при применении его в «чистом» виде).

Косвенные методы оценки, получившие развитие в западных странах, основаны на социологических способах исследований. К ним относят методы, связанные с анкетированием и опросами населения о возможной стоимости природных объектов, затратах времени и финансовых средств для достижения места отдыха на природе. Отработаны процедуры расчёта транспортно-путевых затрат, субъективной оценки («готовности платить»), гедонистического ценообразования («оценивание наслаждения») и готовности получить компенсацию. Правда, значения, полученные с использованием косвенных методов, достаточно условны по ряду объективных причин.

Так, С. П. Китаев предложил оценивать косвенный ущерб рыбным запасам от загрязнения на основе учёта основных характеристик водной экосистемы (биомассы планктона, бентоса, Р/В-коэффициентов, коэффициентов выедания кормовой базы и кормовых коэффициентов пищевых объектов). Указывая, что точность определения подобных показателей сравнительно низка и связана с большим объёмом исследовательских работ, автор предлагает использовать стандартизированные данные, полученные в результате многолетних исследований, на основе разработанных им таблиц [14].

Альтернативная стоимость природного ресурса определяется с учётом прибыли, которая могла бы быть обеспечена его использованием в других целях. Наиболее развитым методом альтернативно-стоимостного оценивания является доходный метод или метод капитализации дохода [9].

В современной науке появилось много новых методов оценки экологического ущерба, в том числе сочетающих указанные выше подходы. Это *метод анализа ожиданий* (экологического риска) [7], *метод анализа антропогенных сукцессий*, основанный на концепции устойчивости экосистем [15], методы моделирования, критических экологических параметров и др. Эти методы имеют ряд преимуществ перед традиционными. Например, они способны учитывать многофакторность и многовариантность воздействия на экосистему, неодинаковую экологическую значимость различных территорий и акваторий, просчитывать ущерб как на период воздействия, так и, в некоторых случаях, на период восстановления экосистемы до исходного состояния.

Указанные методы не лишены и недостатков. Они не всегда способны оценить все составляющие ущерба, для достоверной оценки

требуют большого количества фактических данных. Некоторые, как, например, метод анализа ожиданий, разрабатывались изначально для оценки экономического ущерба (ущерба, убытков, экологических издержек конкретных природопользователей) и зачастую не дают возможности определения натуральных потерь. При анализе возможных сценариев развития события (древо событий) мы гипотетически встаём перед ситуацией, когда количество сценариев обратно пропорционально изученности экосистемы и экологической опасности хозяйственной деятельности. Т. е. в смысловом отношении достоверность анализа всё равно ограничена суммой наших знаний об объекте исследования.

Заключение

Экологический ущерб – важнейшая категория современной теоретической и прикладной экологии. Подход к пониманию того, что можно считать ущербом, во многом обуславливает направление и характер оценочных работ. Несмотря на достаточно большую работу по созданию методических основ оценки экологического ущерба, большинство вопросов в этом отношении ещё не решено. Главная причина этого видится в том, что ещё не до конца отработана теоретическая концепция экологического ущерба. Разработанные и внедрённые методы оценки ущербов природным ресурсам до сих пор практически не связаны между собой, не имеют единой методологической основы и носят сугубо отраслевой характер.

В рамках прикладной экологии традиционный экономический подход к категориям вреда, ущерба и убытков не оправдан. Экологический ущерб – важнейшая составная часть вреда окружающей среде, оценивающая прямые и косвенные потери природных ресурсов и подлежащая количественной оценке. Убытки окружающей среде должны рассматриваться в рамках гражданских отношений вне рамок оценки воздействия на окружающую среду.

Одной из главных проблем в теоретическом отношении является разграничение понятий экологического и экономического ущерба. Ввиду особенностей природных объектов при оценке наносимого им вреда не могут быть реализованы в чистом виде стандартные экономические подходы к оценке стоимости имущества, такие как рыночный, доходный, затратный. Сформулированные рядом исследователей и закреплённые в законодательстве принципы оценки экологического ущерба учитывают достижения современной экологии, но также требуют совершенствования.

Литература

1. Вернер Теобальд. Экология как эрзац-религия и вопрос её рациональной обоснованности // Вопросы философии. 2003. № 12. С. 93–98.
2. Минц А.А. Экономическая оценка естественных ресурсов (научно-методические проблемы учёта географических различий в эффективности использования). М.: Мысль, 1972. 303 с.
3. Черных В.Д., Яжлев И.К., Гончаренко В.Л. Развитие экологического законодательства в Европейском сообществе и перспективы его сближения с природоохранным законодательством Российской Федерации // Экология и промышленность России. № 11. 2004. С. 23–25.
4. Серов Г.П. Правовое регулирование экологической безопасности при осуществлении промышленной и иных видов деятельности. М.: Изд-во «Ось-89», 1998. 224 с.
5. Martin, Gilles. Le dommage ecologique en droit interne, communautaire et compar // Rapport introductif. Ed. Economica. 1992. P. 8.
6. Экологическое право России: Учебник / Под ред. В.Д. Ермакова и А.Я. Сухарева. М.: Изд-во «Триада. Лтд», 1997. 480 с.
7. Максимова Т.В. Метод оценки эколого-экономического ущерба от воздействия горнопромышленных предприятий на основе риск-анализа. Диссертация на соиск. уч. ст. канд. биол. наук. Санкт-Петербург. 2006. 244 с.
8. Кудерский Л.А. Антропогенное влияние на экосистемы внутренних водоёмов и их рыбное население // Методы оценки иррациональной эксплуатации рыбных запасов водохранилищ. Вып. 310. СПб: ГосНИОРХ, 1991. С. 3–12.
9. Экономическая оценка биоразнообразия / Под ред. С.Н. Бобылева и А.А. Тишкова. М.: Глобальный экологический фонд, 1999. 110 с.
10. Boyd, James, Caballero, Kathryn, Simpson, R. David. The Law and Economics of Habitat Conservation. Resources for the Future. Washington. 1999.
11. Хачатуров Т.С. Экономика природопользования. М.: Наука, 1987. 254 с.
12. Миско К.М. Ресурсный потенциал региона (теоретические и методические аспекты исследования). М.: Наука, 1991. 92 с.
13. Новиков М.А. Применение ГИС-технологий для комплексного анализа экологического состояния крупных континентальных водоёмов (на примере Белого моря) // Экологическое состояние континентальных водоёмов северных территорий. СПб.: Наука, 2005. С. 334–341.
14. Китаев С.П. К методике оценки ущерба рыбным запасам при загрязнении водоёмов // Биологические ресурсы водоёмов бассейна Балтийского моря: Тез. докладов XXIII науч. конф. по изуч. вопросов Прибалтики. Петрозаводск: КНЦ АН СССР, 1991. С. 187–190.
15. Фёдоров В.Д. Концепция устойчивости экологических систем // Всесторонний анализ окружающей природной среды: Тр. сов.-амер. симпоз. ГМС. Л.-Тбилиси, 1975. С. 207–217.

Возможности использования космических снимков для учёта сурков

© 2011. В. В. Колесников¹, к.б.н., зав. отделом,
Н. С. Кетова¹, аспирант, О. В. Брандлер², к.б.н., с.н.с.,

¹Всероссийский научно-исследовательский институт охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б.М. Житкова Россельхозакадемии,

²Институт биологии развития им. Н. К. Кольцова РАН,
e-mail: wild-res@mail.ru; np-kirov@mail.ru; rusmarmot@yandex.ru

Приведены результаты идентификации поселений сурка в различных частях Монголии с использованием 10 спутниковых изображений и изучения соответствующих участков ландшафта в природе. Общее количество сурковых семей в колонии может быть вычислено при использовании среднего числа нор на семейном участке для типа ландшафта.

10 satellite images of different parts of Mongolia were used for studying the possibility of marmot burrow identification. Corresponding sites of the landscape have been studied in the nature. The total of marmots families in a colony can be calculated taking into account an average number of holes on a family site for definite landscape type.

Ключевые слова: сурки, сурчины, космические снимки

Key words: marmots, the release of soil from burrows, satellite imagery

Существующие методики учёта сурков (*Marmota*) основаны на прямом наблюдении и подсчёте числа семейных групп и особей в них на местности, либо тотально по местобитаниям сурков, либо с последующей экстраполяцией [1]. Применительно к большим территориям эти методы требуют больших трудозатрат. Более прогрессивным и эффективным может стать метод, основанный на принципе учёта популяций сурков с использованием спутниковых или аэрофотоснимков. Ранее попытки оценить ресурсы степного сурка по аэрофотоснимкам были предприняты в Казахстане [2 – 5]. Однако эти перспективные работы не были продолжены.

Целью наших исследований является оценка возможности использования космических снимков для выделения границ поселений сурков и попытка оценки плотности населения этих поселений. Для этого нужно выяснить, можно ли на снимках распознать сурчины и привлечь к подсчёту сурчин ГИС-программы для персональных компьютеров, а также выделить семейные участки сурков.

Объекты и методы исследования

Анализ был сделан по десяти космическим снимкам поверхности Земли на территории Монголии, с разрешением 60 см в одном пикселе для территории 5х5 км каждый, пре-

доставляемым в свободном доступе компанией Google (США) (рис. 1, см. цветную вставку). Все снимки сделаны в весеннем и ранне-летнем аспекте. Имеющиеся 10 снимков охватывали следующие ландшафты: равнины и долины рек (участки на пяти снимках), пологие склоны с уклоном не более 15° (участки на семи снимках), крутые склоны с уклоном 20–45° (участки на четырёх снимках), вершины гор (участки на двух снимках, крупнокаменистые осыпи (участки на трёх снимках).

Во время полевых работ проведено картирование нор сурков с применением GPS-навигаторов с определением их принадлежности к семейным участкам по ранее разработанным методикам [6]. Закартированные норы с выбросами грунта (сурчины) разделялись на три категории в зависимости от размера выброса и заметности на поверхности Земли. Категории 1 соответствуют сурчины более 10 м в диаметре (крупные), 2 – от 3 до 10 м (средние), 3 – менее 3 м (мелкие). Проведено обследование поселений сурков с подсчётом жилых и нежилых семейных участков, определением типа местообитаний, их границ и режима сезонного использования участка семейными группами сурков на пробных площадях, охваченных снимками. Отмечались координаты заметных ориентиров на местности и объектов сходной морфологии (норы пищух, сусликов, полевок Брандта). Обследовано 10 мо-

дельных площадок, которые отражены на космических снимках, расположенных в горных ландшафтах Монгольского Алтая, Хангая, в окрестностях Улан-Батора и в степных выровненных ландшафтах по левому и правому берегу р. Керулена.

Для обработки космических снимков обычно используют специализированные программные комплексы, такие как ERDAS IMAGINE (разработчик ERDAS Inc.), ENVI (разработчик ITT Visual Information Solution), PHOTOMOD (разработчик «Ракурс») и другие. Все эти программы обладают большими функциональными возможностями и включают в себя набор инструментов для проведения полного цикла обработки данных от орто-трансформирования и пространственной привязки изображения до получения необходимой информации и её интеграции с данными ГИС. Однако для наших целей нет нужды в полноценной комплексной обработке космических снимков. Поэтому мы выбрали свободно-распространяемую программу Easy Trace v. 7.99 PRO FREE. Её возможностей вполне достаточно для первичной обработки растрового изображения, выделения и анализа требуемых объектов. Методика работы с растровыми изображениями достаточно проста. После обработки исходного растрового изображения (рис. 2, см. цветную вкладку) для получения более контрастного изображения и выделения тематического чёрно-белого раstra были выделены нужные нам объекты (сурчины) (рис. 3, см. цветную вкладку).

При автоматической векторизации на снимках выделялись полигоны с однотипными ландшафтами и однотипной освещённостью (рис. 4, см. цветную вкладку).

В выбранных полигонах путём фильтрации векторных объектов по площади выделяли объекты, удовлетворяющие свойствам сурчин нужного размера, и производили отбраковку сомнительных объектов (рис. 5, см. цветную вкладку).

Результаты и их обсуждение

Из литературных источников [2 – 5] известно, что в степных условиях сурчины достаточно надёжно распознаются на аэрофотоснимках масштаба 1:25 000 и 1:10 000. Снимки масштаба 1:10 000 с пространственным разрешением 30 см можно увеличить до масштаба 1:1000. На снимках такого масштаба, даже панхроматических, можно не только распознать сурчины в степных ландшафтах, но и

дифференцировать их по категориям. Кроме того, по аэроснимкам существует возможность распознавать жилые и необитаемые сурчины по распределению более тёмных тонов, соответствующих зарастанию покинутых сурчин, как в условиях нормального выпаса, так и в условиях перевыпаса скота [4]. В литературе встречаются попытки оценки состояния популяции по виду сурчин на фотоснимках, однако не описана возможность распознавания семейных участков сурков по аэрофотоснимкам.

Сурчины обычно выглядят как невысокий (около полуметра высотой) округлый холмик более светлого грунта, иногда поросший более высокой, редкой и неоднородной растительностью. Формируется он за несколько лет в результате роющей деятельности семейных групп сурков. На снимках с разрешением 60 см они неплохо видны, поскольку состоят из нескольких десятков и сотен пикселей (их размер от 2 до 15 м в диаметре, а иногда и более). На снимках меньшего разрешения сурчины неразличимы. В литературе описание сурчин сделано для степного сурка Казахстана [4]. В Монголии существуют особенности внешнего вида сурчин. Они связаны со значительной численностью выпасаемого скота и сильным выветриванием грунта. В результате этого сурчины постоянных нор имеют, как правило, более светлый тон, часто без вкраплений высокостебельной растительности, нечёткие.

На снимках с пространственным разрешением 60 см сурчины хорошо видны, поскольку состоят из нескольких сотен пикселей (их размер от 4 до 15 м в диаметре, а иногда и более). В весенний и раннелетний период растительность в Монголии очень плохо развита, и видны не только свежие, но и старые выбросы грунта. На снимках при увеличении до масштаба 1:1000 видны даже сурчины временных нор, как округлое пятнышко 1–2 мм более светлого тона. На склонах крутизной более 20° сурчины выглядят вытянутыми, смазанными в сторону уклона. Между крупных камней на территории крупнокаменистых осыпей сурчины распознаются значительно труднее. Здесь они, как правило, не окаймлены чёткой тенью, как валуны, и имеют размытые границы. Холмики нор пищух, сусликов и других животных выглядят менее светлыми, поскольку грунт, выброшенный из их неглубоких нор, не такой контрастный. Иногда брошенные сурчины занимают пищухи или суслики. В этом случае различить принадлежность сурчины практически невозможно.

Таблица

Показатели распределения сурчин, полученные в результате обработки космоснимков поселений сурков в Монголии

	Среднее количество всех сурчин на семейном участке (временных и постоянных нор)	Среднее количество сурчин постоянных нор на семейном участке	Плотность сурчин постоянных нор, экз./км ²	Плотность населения сурков по наземным обследованиям, семей/км ²
Крутые склоны западной экспозиции	11,00±2,55	1,93±0,43	196,73±11,34	101,76±7,09
Крутые склоны восточной экспозиции	12,16±3,26	2,10±0,43	117,38±47,96	55,98±19,19
Крутые склоны южной экспозиции	17,00±2,57	2,50±0,38	228,82±43,85	91,53±6,54
Равнинные участки	19,24±2,62	2,24±0,34	101,27±11,53	45,27±4,89
Вершины гор	15,38±3,01	2,6±0,42	177,90±34,88	67,77±18,81
Пологие склоны восточной экспозиции	30,15±2,51	3,69±0,46	66,49±9,46	18,01±5,69
Пологие склоны западной экспозиции	59,00±2,80	4,07±0,48	84,97±10,79	20,89±6,38
Пологие склоны южной экспозиции	32,35±2,56	5,22±0,41	269,90±44,42	51,66±4,94

Основным критерием выделения семейных участков сурков является система троп между норами. Таких троп не бывает между соседними семейными участками. Нам не удалось отметить эти элементы на космических снимках используемого разрешения. Однако есть другие пути решения задачи подсчёта семейных участков.

Средние показатели, полученные в результате обработки снимков, приведены в таблице. Наиболее стабильным показателем является количество сурчин постоянных нор (сурчины среднего и крупного размера). Тенденция изменения этого показателя прослеживается в таблице.

Наименьшее количество сурчин в одном семейном участке наблюдается на крутых склонах западной и восточной экспозиций. Равнинные участки, вершины гор и крутые склоны южной экспозиции занимают среднее положение по этому показателю. Больше количество сурчин имеют участки, расположенные на пологих склонах с уклоном менее 15°С. При этом на пологих склонах южной экспозиции отмечается наибольшее количество сурчин на одном семейном участке.

Интересно, что эту тенденцию можно подметить и в степях Северного Казахстана. В работе Б. В. Виноградова и Е. В. Леонтьевой [4] имеются данные о средней плотности сурчин на разных участках. Используя наши данные учётов сурка 1988–1989 гг. [7], можно рассчи-

тать средние показатели плотности населения сурков в семьях на 1 км² по участкам, указанным в работе [4]. При соотношении среднего показателя плотности сурчин к плотности семей было рассчитано среднее количество сурчин на одном семейном участке сурков (рис. 6). В Казахстане наблюдается зависимость среднего количества сурчин на семейном участке от ландшафта, сходная с таковой в Монголии.

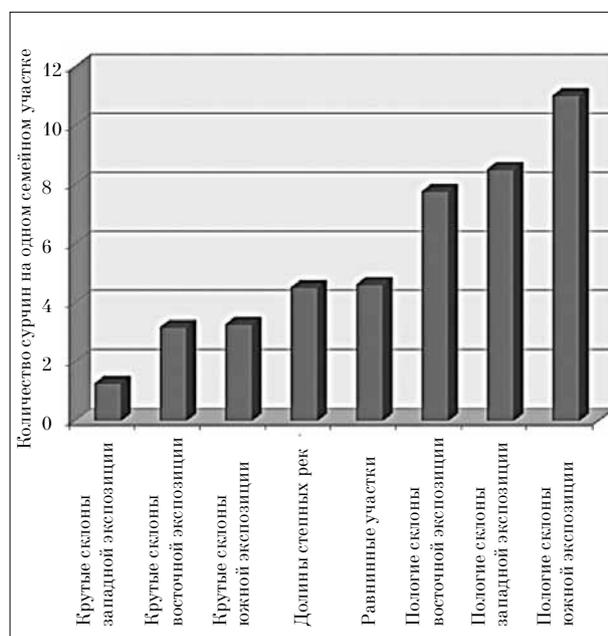


Рис. 6. Среднее количество сурчин постоянных нор на семейном участке сурков в разных участках и элементах ландшафта в Казахстане

Можно предположить, что количество сурчин постоянных нор на семейном участке закономерно и продиктовано необходимостью сезонных перемещений зверей вслед за вегетацией кормовых растений. Если подтвердить эту закономерность на обширном материале и определить статистически значимые величины этого коэффициента для разных типов ландшафта, то можно рассчитать численность семейных групп сурков в поселениях. Расчёт площади поселений сурков по космическим снимкам не является сложным.

Считать сурчины на снимке можно «вручную», особенно на небольших площадях (данные, приведённые в таблице, рассчитаны на основе такого метода подсчёта), и с использованием электронных программ. В нашем исследовании мы сравнили результаты ручного и машинного подсчётов. Расхождения в подсчёте по 114 полигонам не превышают 1,5% и статистически незначимы ($t=0,00594$) на уровне 99,5%. То есть применение программ для векторизации растровых изображений (Easy Trace v. 7.99 PRO FREE) вполне допустимо для подсчёта сурчин.

Таким образом, наши исследования подтвердили возможность идентификации поселений сурка на космических снимках. Общее количество семей сурков в колониях может быть вычислено при подсчете сурчин постоянных нор и использовании среднего числа таких нор на семейном участке для определённого типа ландшафта.

Благодарности

Авторы благодарны за помощь в организации полевых исследований руководству и сотрудникам совместной российско-монгольской комплексной биологической экспедиции (СРМКБЭ) РАН и АНМ. В полевых исследованиях нам помогали А. А. Банникова (МГУ), С. Ю. Капустина (ИБР), А. И. Свиных (ВНИИОЗ), водитель В. Е. Майдинов,

зоолог Г. Дашзэвэг (СРМКБЭ) и монгольские участники экспедиции Я. Адъяа, С. Чингис и У. Эрдэнэчимэг. Всем им авторы выражают искреннюю благодарность.

Литература

1. Машкин В.И., Челинцев Н.Г. Инструкция по организации и проведению учёта сурков в СССР. М. 1989. 26 с.
2. Лавренко Е.М. Микрокомплексность и мозаичность растительного покрова степей как результат жизнедеятельности животных и растений // Тр. Ботан. ин-та. Сер. 3. Геоботаника. 1952. Вып. 8. С. 30–60.
3. Бибиков Д.И., Чекалин В.Б. Опыт применения метода картирования при изучении некоторых особенностей серых сурков // География населения наземных животных и методы её изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 95–107.
4. Виноградов Б.В., Леонтьева Е.В. Изучение сурчин Северного Казахстана по аэрофотоснимкам // Млекопитающие в наземных экосистемах. М.: Наука, 1985. С. 269–285.
5. Румянцев В.Ю. Применение аэрофотоснимков при картографировании размещения степного сурка (*Marmota bobac*) // Зоол. журн. 1993. Т. 72. Вып. 9. С. 137–148.
6. Колесников В.В., Брандлер О.В., Бадмаев Б.Б., Адъяа Я. Оценка современного состояния ресурсов сурков (*Marmota*, *Sciuridae*, *Rodentia*) в Монголии // Бюл. Моск. общества испытателей природы. Отд. биол. 2010. Т. 115. Вып. 5. (В печати).
7. Машкин В.И., Зарубин Б.Е., Колесников В.В. Ресурсы сурков Целиноградской области и их использование // Биология, экология, охрана и рациональное использование сурков: Материалы Всесоюзн. совещ. М. 1991. С. 62–67.

*Работа поддержана грантом РФФИ № 08-04-90208-Монг_a – Комплексное изучение генетической, пространственной, демографической структуры и экологических характеристик видов рода *Marmota*, обитающих на территории Монголии, на 2008-2009 гг.*

Методология изучения влияния ионов тяжёлых металлов на культуры почвенных цианобактерий

© 2011. А. И. Фокина¹, к.б.н., ст. преподаватель, Ю. Н. Зыкова², аспирант,
Д. Н. Данилов¹, к.х.н., доцент, Т. Я. Ашихмина¹, д.т.н., зав. кафедрой,
М. С. Жмак¹, студент,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

e-mail: anya_var@mail.ru

При изучении влияния тяжёлых металлов на цианобактерии использовано три принципа: комплексности, преемственности и исследования «от простого к сложному». Результаты таких исследований информативны, позволяют оценить не только объект исследования, но и методы исследований. На конкретных примерах показаны результаты применения микробиологических, химических и физических методов к изучению одного и того же объекта.

At investigating the influence of heavy metals on soil cyanobacteria three methods were used: comprehensiveness, continuity and researching from the simple to the complex. The results are informative and they let evaluate not only the object but also the methods of investigation. Examples of using microbiological, chemical and physical methods in research of one and the same object are presented.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, цианобактерии, принципы исследований

Key words: heavy metals, cyanobacteria, principles of research

Введение

Многочисленные уникальные свойства цианобактерий (ЦБ) делают эти организмы интереснейшим объектом исследований. В частности, намечены пути использования ЦБ в качестве организмов-биоиндикаторов, организмов-биотестеров, антагонистов для борьбы с фитопатогенами, адсорбентов и деструкторов поллютантов различной химической природы [1 – 5], продуцентов биотоплива, лекарственных веществ и т. д. Для получения информации о требуемом качестве микроорганизма учёные опираются на различные методы. Опыт показывает, что в большинстве случаев один и тот же объект целесообразно изучать разносторонне. Такой путь изучения помогает проверить применимость методов исследования (данные, получаемые различными методами, должны согласоваться, если этого не происходит, следовательно, результаты, получаемые «сомнительным» методом, следует проверить, пересмотреть сам метод, а может, и отказаться от него), полнее изучить и понять объект исследования.

Цель работы – показать возможность использования комплекса микробиологических, химических и физических методов для исследования изменений культуры почвен-

ных цианобактерий под воздействием токсикантов.

Микробиологические методы выявляют демографические особенности популяций микроорганизмов, химические – физиолого-биохимический отклик организмов на воздействие факторов, изменение химических параметров окружающей среды, а физические – изменение состояния на уровне механических, световых и т. п. характеристик. В работе использованы штаммы ЦБ *Nostoc paludosum* 18, *Nostoc muscorum*, *Nostoc linckia* и *Microchaete tenera* 263 из коллекции кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э. А. Штиной Вятской государственной сельскохозяйственной академии и природные биоплёнки *Nostoc commune*. Химический анализ проведён на базе экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета, а морфологию поверхности клеток цианобактерий изучали на сканирующем зондовом микроскопе в лаборатории нанохимии и нанотехнологии данного университета.

Принципы исследований

В основу системы исследования легли следующие принципы: комплексность, пре-

емственность методов и принцип «от простого к сложному».

1. *Комплексность в исследовании.* Данный принцип реализуется, во-первых, через многогранность сторон исследования культуры после контакта с токсикантом; во-вторых, через реализацию как минимум двух целей в ходе одного и того же эксперимента, например, выявление устойчивости, с одной стороны, и установление способности очищать раствор от токсиканта – с другой; в-третьих, через подтверждение достоверности результатов анализа путём применения нескольких независимых методов.

2. *Преимственность методов исследования.* Реализуется через применение методов исследований из других отраслей знаний, ранее не применяемых к изучению конкретных групп микроорганизмов или микроорганизмов вообще. Это один из самых интересных, но иногда труднореализуемых принципов, так как новая методика исследования часто первое время трудна в исполнении. Принцип преимственности очень важен для познания, хотя надо помнить, что применение какого-либо метода должно быть целесообразно, а не исходить просто из интереса.

3. *«От простого к сложному».* В природе влияние тех или иных факторов на организмы усложняется влиянием множества посторонних факторов. Поэтому вычлнить степень действия одного из факторов практически невозможно. Исходя из этого предположения, исследуется действие одного фактора, а в дальнейшем – совокупности факторов. Такой подход даёт возможность оценить не только влияние, но и особенности проявления влияния факторов в присутствии друг друга.

Реализация принципа комплексности в исследовании

Устойчивость штаммов ЦБ *Nostoc paludosum*, *Nostoc muscorum*, *Nostoc linckia* и *Microchaete tenera* к свинцу изучали выращиванием культур в жидкой среде Громова № 6 без азота, при внесении свинца в виде ацетата в концентрациях 1, 2, 4, 8 ммоль/л. Культуры ЦБ выращивали в течение 108 суток. Продолжительность опыта определяли в зависимости от темпов роста микроорганизмов. В течение опыта проводили учёт доли гетероцист в культурах цианобактерий. По окончании опыта в культуральной жидкости (КЖ) определено остаточное содержание свинца.

Выявлено, что культуры *N. paludosum*, *N. linckia* и *M. tenera* не развились в вариан-

тах с концентрацией свинца выше 4 ммоль/л. *N. muscorum* выживает даже при концентрации 2 ммоль/л. Химический анализ КЖ показал, что поглощение свинца составляет у *N. muscorum* 91,30%, а у *N. paludosum* – 80,15% от начальной концентрации. В вариантах со свинцом доля гетероцист гораздо выше, чем в вариантах без поллютанта. Вероятно, это связано с тем, что в гетероцистах сосредоточена глутатионовая система, участвующая в детоксикации ТМ [2]. Увеличение доли гетероцист даёт возможность предположить, что это ответная адаптационная реакция.

При исследовании влияния никеля (в виде соли $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) и нефтепродуктов (НП) (смазочные охлаждающие масла) на ЦБ *N. linckia* культуры ЦБ в контрольном и опытном вариантах выращивали на жидкой среде Громова № 6 без азота в течение двух недель в люминостатах при постоянной температуре (+25 °С) и круглосуточном освещении (3000 лк). Поллютанты брали в концентрациях 2 и 20 мг/л, а также изучали смесь поллютантов сульфата никеля и нефтепродуктов в равных количествах, в тех же суммарных концентрациях. Выбор данных поллютантов обусловлен тем, что они являются одними из основных компонентов сточных вод машиностроительных предприятий, где есть гальванические цеха. В концентрации 20 мг/л они обычно поступают для внутренней очистки на предприятии. Титр ЦБ при постановке опыта составлял $7 \cdot 10^6$ клеток/мл. Подсчёт численности клеток проводили в камере Горяева [6]. По окончании опыта исследовали:

- жизнеспособность клеток ЦБ по активности дегидрогеназы тетразолютопографическим методом [6];
- интенсивность роста (прямой микроскопический учёт);
- численность гетеротрофных бактерий в культурах методом посева на агаризованную питательную среду МПА, при которой каждую выросшую колонию признают за колониобразующую единицу (КОЕ). Посев осуществляли из 3-го и 4-го разведений в четырёхкратной повторности. Снятие опыта проводили через 4 дня. Полученные результаты подвергли статистической обработке. Кроме того, был вычислен коэффициент корреляции по Пирсону между числом бактерий-спутников и дозами внесения сульфата никеля, нефтепродуктов и их смеси;
- остаточное содержание токсикантов в культуральной жидкости. Остаточное содержание ионов металлов в культуральной жид-

кости определяли методами инверсионного электрохимического анализа (ИЭА) и методом атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС). Измерения проводили на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА» с датчиком «Модуль ЕМ-04» и атомно-абсорбционном анализаторе «Спектр-5» [7, 8];

– изменение морфологии поверхности клеток цианобактерий, определяемой методом сканирующей зондовой микроскопии (СЗМ). Сканирование вели методом атомно-силовой микроскопии на СЗМ NanoEducator в полу-контактном режиме. Разрешающая способность прибора составляет 50 нм в горизонтальной плоскости и 4 нм по вертикали [9, 10]. Образцы цианобактерий готовили осаждением из культуральной жидкости на чистое покровное стекло с последующим высушиванием при 20° С.

В результате комплексного исследования выявлено:

– высокие концентрации ионов никеля приводят к почти полной гибели популяции ЦБ (по определению жизнеспособности);

– за время экспозиции численность клеток в популяции ЦБ в контрольном варианте выросла более чем в 35 раз; под влиянием нефтепродуктов (2 и 20 мг/л) – в 20 и 29 раз соответственно, тогда как в присутствии сульфата никеля численность клеток увеличивалась очень незначительно – от 1,2 до 2,9 раза по сравнению с первоначальным титром;

– ионы никеля и нефтепродукты оказывают сильное действие как на культуру ЦБ *N. linckia*, так и на состояние популяций бактерий-спутников. Но действие это различно: применяемые токсиканты в любой концентрации вызывают угнетение развития фототрофной бактерии и увеличение процентного содержания в её популяции мёртвых клеток, что особенно чётко проявляется во всех вариантах с внесением Ni. В то же время с ингибированием развития *N. linckia* происходит активизация размножения бактерий-спутников [11];

– определение содержания ионов никеля и нефтепродуктов показало, что за 14 суток экспозиции ЦБ *N. linckia* в загрязнённой среде содержание токсикантов в культуральной жидкости существенно снизилось (табл. 1). При определении содержания никеля оба метода анализа дают сопоставимые результаты, хотя метод ААС даёт повышенные показатели поглощения. Некоторые расхождения в результатах можно объяснить тем, что для инверсионного определения приемлемы низкие

концентрации, поэтому перед анализом исследуемые растворы были разбавлены в 250 раз. При разбавлении неизбежна ошибка анализа, чем и объясняется некоторая разница результатов анализа двумя методами. Чувствительность методов значительно выше ПДК никеля в воде (чувствительность метода 0,01 мг/дм³, а ПДК = 0,1 мг/дм³). Таким образом, оба метода подходят для определения остаточного содержания поллютанта в растворе.

На этом примере хорошо прослеживается третий принцип – «от простого к сложному». Простым является изучение влияния только ионов никеля, сложным – смеси сульфата никеля и нефтепродуктов. В их совместном присутствии прослеживается принцип антагонизма.

Исследования проводили не только на жидких средах, но и на твёрдых субстратах. Влияние свинца на культуры ЦБ исследовалось на плотных питательных средах, как при непосредственном контакте культуры со средой, содержащей токсикант, так и на фильтрах. Такие опыты проведены с культурами ЦБ *N. paludosum* и *N. muscorum*. ЦБ выращивали на агаризованной среде Громова № 6 без азота с различным содержанием ацетата свинца (6, 30, 60, 300, 600, 900 и 1200 мг/кг Pb). Было определено изменение биомассы ЦБ под действием свинца в течение пяти суток (табл. 2).

Как видно из таблицы 2, с увеличением концентрации свинца уменьшается биомасса ЦБ обоих штаммов. Наиболее резко происходит снижение биомассы у *N. muscorum*. Выявлен высокий уровень отрицательной корреляции между концентрацией свинца и логарифмом значения биомассы: $r = -0,94$ для *N. muscorum* и $r = -0,60$ для *N. paludosum*.

Как правило, для количественного выражения степени ингибирования роста организмов применяется показатель ЕС₅₀, соответствующий концентрации токсиканта, при которой рост популяции угнетается на 50% [11]. Для *N. muscorum* ЕС₅₀ лежит в диапазоне концентраций свинца от 6 до 300 мг/кг. У *N. paludosum* адаптационные возможности существенно ниже и резкое ингибирование роста происходит уже при концентрации свинца 6 мг/кг.

Таким образом, несмотря на филогенетическую и экологическую близость данных видов ЦБ, *N. muscorum* имеет более широкий диапазон толерантности по сравнению с *N. paludosum*, и это обстоятельство нужно реально учитывать, отбирая штаммы как для биотестирования, так и для создания сорбентов.

Таблица 1

Остаточное содержание ионов никеля в культуральной жидкости *N. linckia* по данным двух методов определения

Вариант (по дозе вносимого токсиканта), мг/л	Ni ²⁺ , ИЭА, мг/л	Ni ²⁺ , ААС, мг/л
Ni ²⁺ , 2	1,32 ± 0,60	1,31 ± 0,37
Ni ²⁺ , 2 + НП, 2	1,38 ± 0,62	1,18 ± 0,33
Ni ²⁺ , 20	11,75 ± 2,29	8,23 ± 2,33
Ni ²⁺ , 20 + НП, 20	11,13 ± 2,67	9,15 ± 2,52

Таблица 2

Влияние различных концентраций ионов свинца на изменение биомассы цианобактерий

Концентрация Pb ²⁺ , мг/кг	Начальная биомасса, мкг	Биомасса на 5-е сутки, мкг	
		<i>N. muscorum</i>	<i>N. paludosum</i>
контроль	1606,88	13600,00 ± 168,00	9150,45 ± 61,22
6		8274,80 ± 287,52	9094,14 ± 27,34
30		4480,00 ± 40,00	1764,72 ± 112,83
60		4600,00 ± 10,00	1575,19 ± 23,16
300		3866,64 ± 13,32	1535,67 ± 18,28
600		1500,00 ± 300,00	1320,56 ± 13,78
900		1268,00 ± 280,00	1350,12 ± 148,50
1200		600,00 ± 6,00	1268,24 ± 15,85

Кроме того, особенности развития ЦБ *N. paludosum* изучали при содержании свинца 0, 600 и 1200 мг/кг в песке, увлажнённом до 60%. Исследуемый штамм вносили на данный субстрат в виде чистой культуры. Песок помещали в чашки Петри, а на его поверхность раскладывали стёкла обрастания. Опыт продолжался 13 суток. На 3, 7 и 13-е сутки производили подсчёт количества организмов путём микроскопирования стёкол обрастания. По окончании опыта проведено исследование ферментативной активности субстрата. Для реализации принципа «от простого к сложному» в песчаный субстрат кроме ацетата свинца вносили культуру гриба-фитопатогена *Fusarium oxysporum*.

В ходе эксперимента выявлено следующее:

- во всех вариантах биомасса ЦБ со временем увеличивается, при этом чем выше содержание свинца в субстрате, тем меньше рост биомассы к концу опыта. В присутствии фузариума нарастание биомассы ЦБ меньше, чем без него (в контрольных вариантах). При содержании свинца 600 и 1200 мг/кг песка к концу опыта биомасса ЦБ становится выше, чем в контрольном варианте. Вероятнее всего, микромицет *F. oxysporum* сделал среду обитания ЦБ благоприятнее за счёт поглощения определённого количества поллютанта;

- с увеличением содержания свинца в вариантах с культурой ЦБ наблюдается тенден-

ция к увеличению каталазной активности субстрата (рис. 1).

В варианте, когда ферментативная активность определялась влиянием свинца не только на отдельные виды организмов, но и взаимным влиянием ЦБ и грибов, наблюдается закономерное увеличение каталазной активности до содержания 600 мг/кг внесённого свинца в песке. При дозе 1200 мг/кг наблюдается незначительное снижение каталазной активности, но превышающее значение данного показателя в контроле (рис. 2).

Таким образом, сравнивая ферментативную активность загрязнённых культур ЦБ и их смеси с микроскопическим грибом, можно предположить, что каталазная активность является адекватным отражением суммарной активности партнёров этого комплекса.

Реализация принципа преемственности

Методика с трифенил-тетразолий хлоридом (ТТХ), применяемая в растениеводстве [12], апробирована на культурах ЦБ *N. paludosum* и биоплёнках *N. commune* в условиях токсичного действия свинца. Для проведения опыта выдерживали культуру в растворе токсиканта (3, 30, 3000, 6000 мг/л свинца). По истечении установленного срока культуру ЦБ отмывали со средой Громова № 6 без азота путём центрифугирования, заливали 20 мл 0,075% раствора ТТХ, приготовленного на той же среде, и оставляли на сутки. Далее ЦБ отмывали дистиллированной водой и подсчитывали количество живых клеток под

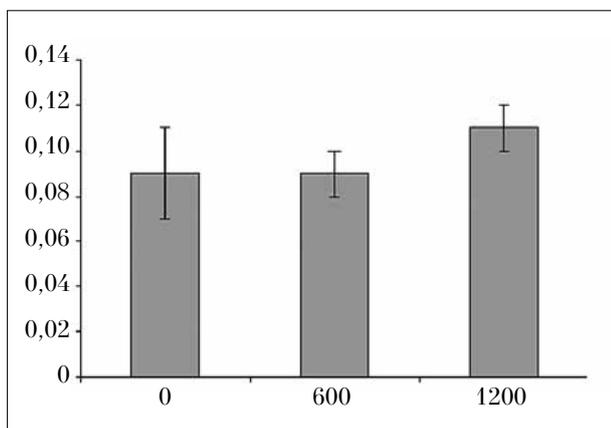


Рис. 1. Каталазная активность модельного субстрата, загрязнённого свинцом.

По горизонтали – доза вносимого свинца (мг/кг), по вертикали – значения каталазной активности (мл O₂/мин на 1 г песка)

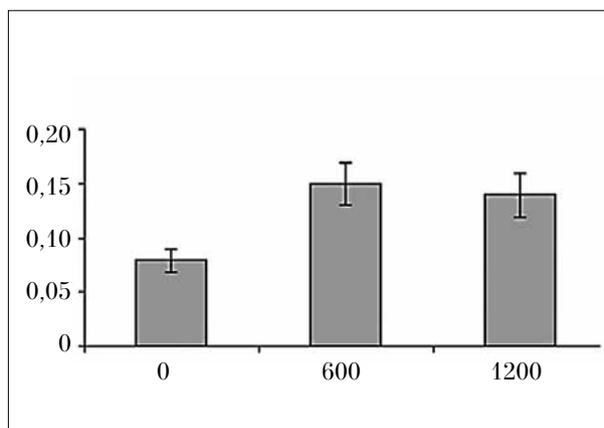


Рис. 2. Каталазная активность модельного субстрата, загрязнённого свинцом

(серия со смесью грибов и цианобактерий). По горизонтали – доза вносимого свинца (мг/кг), по вертикали – значения каталазной активности (мл O₂/мин на 1 г песка)

микроскопом с использованием масляной иммерсии при увеличении $\times 1350$. В каждой пробе просматривали по 500 клеток, учитывая отдельно число клеток с кристаллами формазана и без них (рис. 3).

Для выявления оптимального для биотестового титра ЦБ проведена серия опытов, где при одинаковой концентрации свинца (3 мг/л) использовали суспензии культуры *N. paludosum* с различным количеством клеток в 1 мл [3, 13, 14]. Как видно из таблицы 3, применение культуры *N. paludosum* является более информативным, по сравнению с *N. commune*.

Установлено, что увеличение титра ЦБ *N. paludosum* синхронно возрастанию процента жизнеспособных клеток (коэффициент корреляции между логарифмом значения

титра и процентом живых клеток составляет 0,99) (табл. 4).

Следовательно, суспензии культур с малым титром можно применять в качестве биотестеров, а с большой концентрацией клеток – для поглощения свинца из окружающей среды.

Впервые для изучения поверхности цианобактерий *N. paludosum* и *N. linckia* использован метод сканирующей зондовой микроскопии (СЗМ). В течение трёх недель в жидкой среде Громова № 6 без азота на культуры ЦБ воздействовали сульфатом никеля в концентрации ионов никеля 20 мг/дм³. На сканах образцов ЦБ до воздействия поллютанта отчётливо видны как отдельные клетки ЦБ, так и их скопления (рис. 4).

После воздействия поллютанта в течение трёх недель на сканах не удалось заметить ни одной целой клетки ЦБ (рис. 5). Исследование изменений структурных особенностей цианобактерий методом сканирующей зондовой микроскопии показало, что любая продолжительность контакта с токсикантом отрицательно влияет на структуру ЦБ. Результаты, полученные методом сканирующей зондовой микроскопии, подтверждаются данными оптической микроскопии.

Выводы

Применение принципов комплексности, преимущества и принципа «от простого к сложному» позволяет наиболее полно изучить влияние различных поллютантов на культуры цианобактерий.

Исследование влияния таких ТМ, как свинец и никель, на ЦБ *Nostoc paludosum* 18, *Nostoc*



Рис. 3. Вид клеток цианобактерий с кристаллами формазана и без них

Таблица 3

Влияние свинца на жизнеспособность ЦБ *Nostoc paludosum* и *Nostoc commune*

Концентрация свинца, мг/л	Доля живых клеток, %	
	<i>N. paludosum</i>	<i>N. commune</i>
0	98,09 ± 0,62	30,03 ± 18,00
30	95,79 ± 0,91	4,60 ± 2,10
300	82,08 ± 7,05	0
3000	5,99 ± 1,90	0
6000	3,35 ± 1,90	0

Таблица 4

Влияние титра ЦБ *Nostoc paludosum* на жизнеспособность в растворе ацетата свинца

Титр ЦБ, кл/мл	Доля живых клеток, %
2,21 × 10 ⁶	11,17 ± 0,18
4,40 × 10 ⁶	21,60 ± 3,70
2,21 × 10 ⁷	44,55 ± 2,10
2,21 × 10 ⁸	91,47 ± 1,50

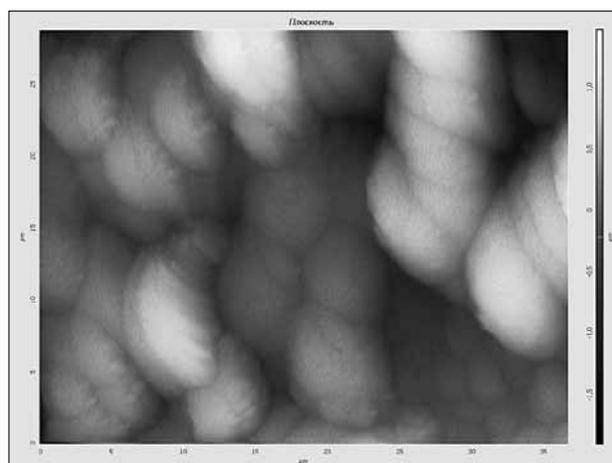


Рис. 4. Вид скопления ЦБ *N. paludosum* до воздействия ионов никеля

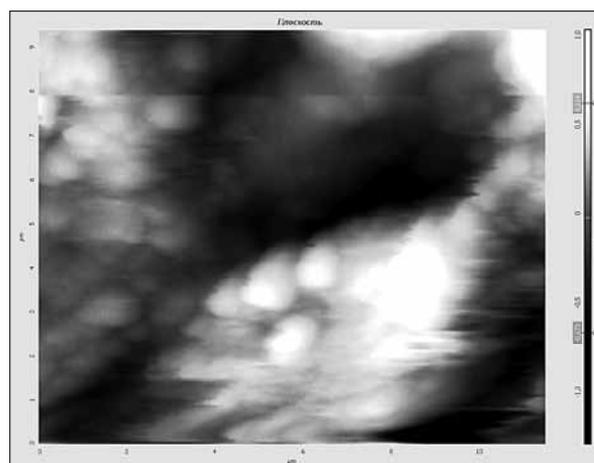


Рис. 5. Вид скопления ЦБ *N. paludosum* после воздействия ионов никеля

muscorum, *Nostoc linckia* и *Microchaete tenera* 263, *Nostoc commune* можно проводить используя как жидкие среды, так и плотные питательные среды. В случае если культура находится в смеси с твёрдым субстратом, можно достаточно легко применять все вышеописанные методы, кроме определения остаточного содержания токсиканта в среде, из-за трудности разделения ЦБ с субстратом.

Метод СЗМ применим в исследовании поверхности клеток цианобактерий, подверженных действию токсикантов.

Доказана возможность применения методов ИЭА и ААС в определении остаточного количества поллютантов в жидких средах. Если количество токсиканта исчисляется микрограммами, то в этом случае незаменим метод ИЭА, а при более высоких концентрациях токсиканта целесообразно применять метод ААС, который не требует особой пробоподготовки и экспрессен.

Литература

1. Бреховских А.А. Защитные механизмы автотрофной цианобактерии *Nostoc muscorum* от токсического воздействия ионов кадмия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва: Институт биохимии А. Н. Баха РАН, 2006. 26 с.
2. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Барский Е.Л. Значение глутатионовой системы в накоплении и детоксикации тяжёлых металлов в клетках цианобактерий и микроводорослей // Вестник МГУ. Сер. 16. 2003. № 3. С. 29–37.
3. Фокина А.И. Влияние свинца на структуру фототрофных микробных комплексов почвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 2008. 23 с.
4. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Широких И.Г., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю. Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 1. С. 4–10.
5. Фокина А.И., Злобин С.С., Березин Г.И., Зыкова Ю.Н., Огородникова С.Ю., Домрачева Л.И., Кови-

на А.Л., Горностаева Е.А. Состояние цианобактерий *Nostoc linckia* в условиях загрязнения среды никелем и нефтепродуктами и перспективы её использования в качестве биосорбента // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 1. С. 69–76.

6. Практикум по микробиологии / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.

7. Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах природных, питьевых и сточных вод атомно-абсорбционным методом. ФР.1.31.2007.03683. Москва. 13 с.

8. Сборник методик измерений массовой концентрации ионов меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта методом вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА». М.: ООО «Эконикс-Эксперт», 2004. 61 с.

9. Мионов В.Л. Основы сканирующей зондовой микроскопии. М.: Техносфера, 2005. 144 с.

10. Неволин В.К. Зондовые технологии в электронике. М.: Техносфера, 2005. 152 с.

11. Зыкова Ю.Н., Домрачева Л.И., Фокина А.И. Развитие ЦБ и бактерий-спутников при действии никеля

и нефтепродуктов // Молодые учёные в решении актуальных проблем науки: Матер. II междунар. науч.-практ. конф. Владикавказ. 2011. С. 21–25.

12. Walsh, G.E., Merrill R.G. Algal bioassays of industrial and energy process effluents // Algae as Ecological indicators. London etc.: Acad. Press, 1984. P. 329–360.

13. ГОСТ 12039–82 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения жизнеспособности. 40 с.

14. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Фокина А.И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.

15. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В. Дуализм цианобактерий как тест-организмов, зависимый от их титра // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием в 2 част. Киров. 2007. Ч. 2. С. 133–135.

УДК 543.426

Люминесцентный датчик для определения экотоксикантов полициклических ароматических углеводородов

© 2011. О. А. Дячук, к.х.н., доцент,
Саратовский государственный технический университет,
e-mail: djachuko@mail.ru

Люминесцентным методом исследованы процессы сорбции пирена модифицированной поверхностно-активными веществами целлюлозной матрицей. Обнаружено, что применение поверхностно-активных веществ для сорбционного модифицирования целлюлозной матрицы в люминесцентном методе способствует повышению чувствительности метода и снижению пределов обнаружения анализируемых веществ. На основе исследований подобраны оптимальные характеристики люминесцентного датчика для определения полициклических ароматических углеводородов в водных средах.

Using the luminescent the method sorption process of polycyclic aromatic hydrocarbon pyrene by modified surface-active agents of cellulose matrix was studied. It was found that the use of surfactants for modification of the cellulose matrix in the fluorescence method enhances the method of sensitivity and reduces the detection limits of analytes. Research-based optimal characteristics of luminescent sensor for determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in water samples were chosen.

Ключевые слова: люминесцентный датчик, пирен, люминесценция, поверхностно-активные вещества, целлюлозная матрица

Key words: luminescent sensor, pyrene, luminescence, surface-active agents, cellulose matrix

Определение экотоксикантов – полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) – является важной задачей экологического мониторинга [1]. Поэтому для совре-

менной науки актуальной является разработка эффективных экспрессных методов контроля содержания этих веществ в окружающей среде. Для определения ПАУ наиболее пер-

спективным является метод, основанный на люминесценции ПАУ, сорбированных твёрдой матрицей. Наряду с простой подготовкой пробы и возможностью проведения анализа при комнатной температуре он обладает высокой чувствительностью и информативностью. Данный метод позволяет сочетать сорбционное концентрирование вещества (твёрдофазную экстракцию) с последующим анализом непосредственно в фазе сорбента, что позволяет повысить достоверность и воспроизводимость анализа [2].

Широкое распространение для определения ПАУ люминесцентным методом получила целлюлозная матрица – фильтровальная бумага [2, 3], которая характеризуется высоким квантовым выходом люминесценции сорбированных ПАУ и доступностью для анализа. Однако эффективность сорбции гидрофобных ПАУ данной гидрофильной матрицей невысока. Поэтому важными являются исследования процессов, связанных с модифицированием её поверхности с целью увеличения эффективности сорбции и квантового выхода люминесценции сорбированных ПАУ.

В связи с этим целью работы являлась разработка люминесцентного датчика для определения ПАУ на основе модифицированной поверхностно-активными веществами (ПАВ) целлюлозной матрицы.

В качестве модельного соединения для экспериментальных исследований был взят

полициклический ароматический углеводород – пирен фирмы «Fluka» марки «pигum», позволяющий исследовать анализируемые системы не только по интенсивности его люминесценции, но и по индексу полярности микроокружения его молекул.

Для приготовления водно-мицеллярных растворов применяли анионный ПАВ – додецилсульфат натрия (ДДС) и катионный ПАВ – цетилтриметиламмония бромид (ЦТАБ). Для твёрдофазной экстракции и в качестве основы люминесцентного датчика применяли целлюлозную матрицу – фильтровальную бумагу марки «красная лента» (ТУ 6-09-1678-95).

ПАУ сорбировали в динамическом режиме. Для этого раствор пропускали через слой сорбента, находящийся в пластиковом шприце (время контакта фаз 30 мин). Затем целлюлозный сорбент сушили 15 мин при температуре 80 °С. Использовали образцы массой 0,06 г.

Спектры люминесценции (флуоресценции и фосфоресценции) экотоксикантов, сорбированных люминесцентным датчиком, при стационарном фотовозбуждении регистрировали на спектрофлуориметре, созданном на базе монохроматора ДФС-24, с разрешением 0,5 нм в спектральной области от 200 до 800 нм. Вибронная структура спектра флуоресценции модельного соединения пирена наблюдается в диапазоне длин волн 360–400 нм, а фосфоресценция – в диапазоне 580–660 нм. Для на-

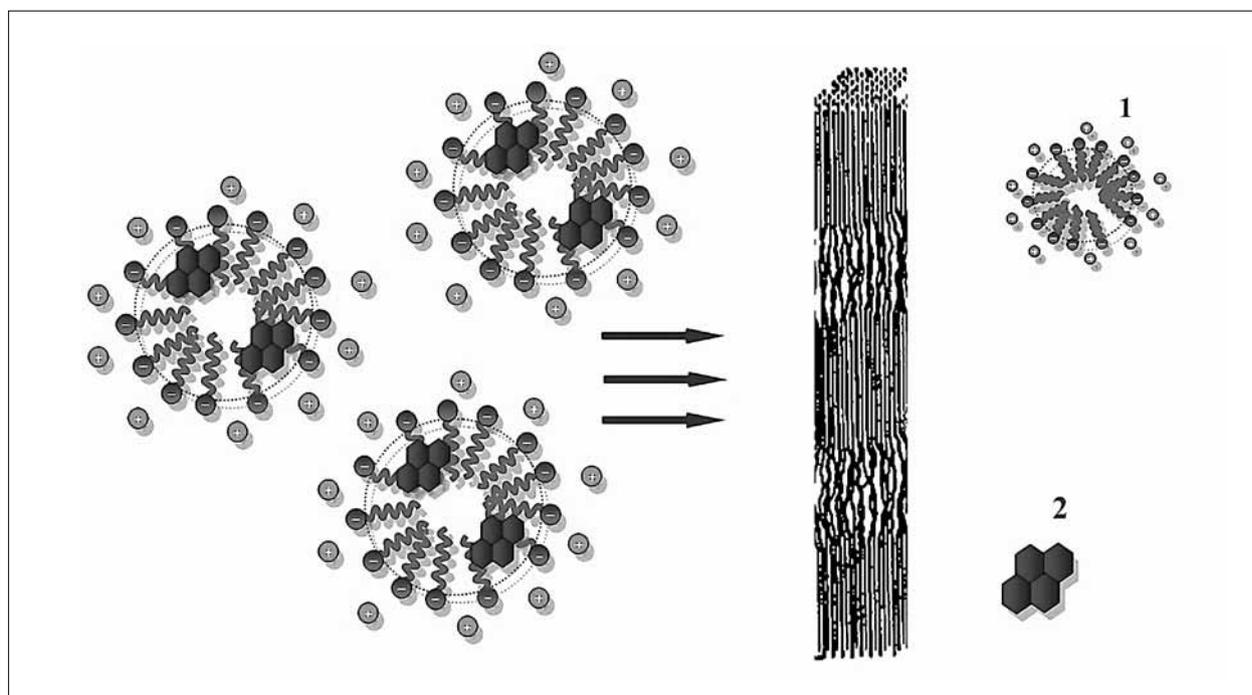


Рисунок. Процесс сорбционного концентрирования пирена на целлюлозной матрице: 1 – мицелла ПАВ; 2 – молекула пирена

Таблица

Метрологические характеристики флуоресцентного определения пирена при использовании 0,001 М водно-мицеллярных растворов ЦТАБ (20 ± 1 °С, $m_{\text{сорбента}} = 0,06$ г, $V = 20$ мл)

Среда	Диапазон, нг/мл	b нг/мл	PrO, нг/мл	s_r
Раствор	20–1000	0,15	9,5	0,05
Целлюлоза	10–200	0,45	4,9	0,04

блюдения флуоресценции на целлюлозную матрицу в качестве тяжёлого атома наносили раствор ацетата свинца.

Водно-мицеллярные растворы для наблюдения люминесценции в аналитической практике применяются достаточно широко [4]. Что касается использования ПАВ для модифицирования твёрдых матриц в люминесценции, то имеются лишь единичные работы по данной проблеме. Однако возможность перехода солилизованных веществ из водно-мицеллярных растворов ПАВ в сорбционный слой представляет значительный интерес, поскольку позволяет повысить эффективность концентрирования реагентов на поверхности сорбента и тем самым снизить пределы обнаружения люминесцентного метода анализа малорастворимых в воде веществ. Процесс предварительного концентрирования солилизованных в мицеллах ПАВ молекул ПАУ на целлюлозной матрице схематично представлен на рисунке.

Нами изучена флуоресценция представителя группы ПАУ пирена в фазе целлюлозного сорбента с предварительным концентрированием его в мицеллах ПАВ. Поскольку размер мицеллярных фаз составляет 2-3 нм, их можно назвать наносистемами. Установлено, что максимальный сигнал флуоресценции сорбированного целлюлозной матрицей пирена наблюдается при концентрациях ПАВ вблизи критических концентраций мицеллообразования. Дальнейшее увеличение концентраций анионного ПАВ (додецилсульфата натрия – ДДС) и катионного ПАВ (цетилтриметиламмония бромида – ЦТАБ) по-разному влияет на интенсивность флуоресценции пирена в фазе целлюлозной матрицы: при использовании анионного ПАВ наблюдается снижение интенсивности флуоресценции, а при использовании катионного ПАВ интенсивность значительно не изменяется. В первом случае уменьшение интенсивности флуоресценции пирена, вероятно, связано с тем, что в растворе начинает реализовываться более энергетически выгодный процесс мицеллообразования додецилсульфата натрия [5] по сравнению с сорбцией анионного ПАВ на гидрофильную матрицу, что уменьшает эффективность кон-

центрирования люминофора на поверхности сорбента. Известно [5], что сорбция катионных ПАВ на отрицательно заряженную матрицу более эффективна по сравнению с анионными ПАВ. Возможно, это связано с тем, что катионное ПАВ лучше взаимодействует с гидрофильной матрицей, в структуру которой входят гидроксильные группы OH^- . Нами подтверждено данное предположение экспериментально. При сорбции пирена из водного раствора катионного ПАВ на целлюлозную матрицу наблюдается резкое возрастание интенсивности флуоресценции пирена при увеличении концентрации катионного ПАВ в растворе.

Экспериментально установлено, что сорбция люминофоров на модифицированную мицеллярными наносистемами целлюлозную матрицу позволяет значительно увеличить интенсивность сигнала флуоресценции. На этом основано действие люминесцентного датчика. Максимальная относительная интенсивность флуоресценции пирена на целлюлозе при использовании мицеллярных наносистем на основе ЦТАБ больше, чем при ДДС. Метрологические характеристики флуоресцентного определения пирена – диапазон определяемых содержаний, чувствительность (b), предел обнаружения (PrO) метода и относительное стандартное отклонение (s_r) – представлены в таблице.

Однако при использовании ЦТАБ ни в растворе, ни на целлюлозной матрице не наблюдалась флуоресценция пирена, позволяющая проводить анализ смеси ПАУ с большей селективностью, поскольку максимумы спектров флуоресценции отдельных ПАУ более разнесены по длинам волн, нежели спектров флуоресценции. Вероятно, это связано с электростатическим отталкиванием одноименно заряженных катионов тяжёлого атома, добавление которого необходимо для наблюдения флуоресценции ПАУ, и катионного ПАВ. Поэтому в случае наблюдения флуоресценции на целлюлозной матрице целесообразно в качестве концентрирующего и модифицирующего реагента использовать ДДС.

Таким образом, экспериментально подобраны оптимальные характеристики люми-

несцентного датчика для определения ПАУ на основе модифицированной мицеллярными наносистемами целлюлозной матрицы. Люминесцентный датчик может быть рекомендован для использования в различных экологических подразделениях для контроля содержания экотоксикантов ПАУ в водных средах.

Литература

1. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеоиздат, 1988. 224 с.

2. Chen J. and Hurtubise R. J. Solid – Phase microextraction with Whatman IPS paper and direct room-temperature solid-matrix luminescence analysis // *Talanta*. 1998. V. 45. № 6. P. 1081–1087.

3. Campiglia D., Marie J. P. and Vo-Dinh T. Development of Room-Temperature phosphorescence Fiber-Optic Sensor // *Anal. Chem.* 1996. V. 68. № 9. P. 1599–1604.

4. Weijun J. and Changsong L. Luminescence rule of polycyclic aromatic hydrocarbons in micelle-stabilized room-temperature phosphorescence // *Anal. Chem.* 1993. V. 65. P. 1273–1288.

5. Когановский А.М., Клименко Н.А., Девченко Г.М., Реда И.Г. Адсорбция органических веществ из воды. Л.: Химия, 1990. 256 с.

Оценка нарушенности состояния лесов южной части водосборного бассейна оз. Байкал

© 2011. Т. А. Михайлова, д.б.н., зав. лабораторией,
Л. В. Афанасьева, к.б.н., м.н.с., О. В. Калугина, к.б.н., н.с.,
Сибирский институт физиологии и биохимии растений Сибирского отделения РАН,
e-mail: mikh@sifibr.irk.ru

Проанализировано современное состояние лесов в бассейне р. Селенга – самого крупного притока оз. Байкал. На основе исследования показателей состояния древесных растений, а также данных о содержании химических элементов в хвое сосны проведено картографирование обследованной территории по уровню загрязнения и степени угнетения древостоев.

The contemporary state of forests in the basin of the Selenga River, the biggest inflow of Lake Baikal is analyzed. The indices of wood and the amount of chemicals in pine needles allowed to map the territory according to the contamination level and the degree of inhibition of the stands.

Ключевые слова: река Селенга, атмосферное промышленное загрязнение лесов

Key words: the Selenga River, atmospheric industrial pollution of forests

Водосборный бассейн оз. Байкал представляет собой обширную территорию площадью около 588 тыс. км², из которых 315 тыс. км² находятся в России (рис. 1). Важнейшим средообразующим ресурсом водосборного бассейна являются леса, занимающие около 72% территории и формирующие до 80% водного стока в озеро [1]. Выполняя климаторегулирующие, водоохраные, противоэрозийные и другие экологически значимые функции, они обеспечивают устойчивое функционирование экосистемы оз. Байкал. Вместе с тем в настоящий период в условиях прогрессирующей антропогенной нагрузки на окружающую природную среду отмечается тенденция к снижению средозащитного и водорегулирующего потенциала лесных экосистем Байкальского региона [2].

Цель данной работы – проанализировать влияние основных негативных факторов на состояние лесов в бассейне самого крупного притока оз. Байкал – р. Селенга. В пределах РФ водосборная площадь реки, считая бассейны её главных притоков (Уды, Хилка, Чикоя, Джиды, Темника), составляет 148 тыс. км² [3]. Обследованная территория расположена в пределах административных границ двух субъектов РФ – Республики Бурятия и Забайкальского края. В Республике Бурятия на территории бассейна реки находятся 13 административных районов, в Забайкальском крае – 3, в целом они включают свыше

230 населённых пунктов, в которых проживает около 840 тыс. человек. При этом плотность населения варьирует от 0,7 до 12,1 чел./км².

Территория исследований отличается значительным разнообразием орографических, климатических, гидрологических и почвенных условий. Рельеф горно-котловинный, сильнопересечённый с чередованием средневысотных хребтов (1000–1300 м), вытянутых в широтном направлении с юго-запада на северо-восток, с открытыми, замкнутыми и полузамкнутыми межгорными котловинами, днища которых лежат на высоте 500–700 м н.у.м. Климат резко континентальный с большими амплитудами колебаний годовой и суточной температур. Среднегодовая температура воздуха колеблется от –0,5 до –3,9 °С, среднегодовое количество осадков составляет 240–510 мм. Осадки распределены по территории неравномерно – наибольшее их количество выпадает на наветренных склонах хребтов, минимальное – в межгорных котловинах. Продолжительность безморозного периода – 90–120 дней [4].

Почвенный покров формируется преимущественно на хрящевато-щебнистом элювии гранитов, подверженных процессам выветривания до дресвы и грубого песчанистого материала. Основной фон составляют горнотаёжные почвы (литозёмы, дерно-подбуры, подзолы), которые в подтаёжных и лесостепных районах контактируют с серыми и каш-

тановыми. Длительное действие отрицательных температур в течение года замедляет биохимические процессы в почве, вследствие чего они обеднены рядом химических элементов и характеризуются низкой буферной способностью [5].

Около 70% территории бассейна р. Селенга покрыто лесами, при этом в их составе преобладают хвойные породы. Преимущественное распространение имеют горно-таёжные и подтаёжные сосновые и лиственничные леса. Площадь сосновых насаждений составляет 38,4% от лесопокрытой территории, на долю лиственничных насаждений приходится 25,8%, кедровников – 15,1%, пихтовых и еловых древостоев – 3,4%, мягколиственных пород – 17,3% [6]. Лесорастительные условия на большей части бассейна р. Селенга характеризуются как жёсткие. Длительный период низких температур, широкое распространение многолетней и сезонной мерзлоты, малоснежность, недостаточное количество осадков, малоплодородные почвы, короткий период веге-

тации обуславливают формирование здесь лесов низкой продуктивности – преимущественное распространение имеют древостои IV класса бонитета при полноте 0,4–0,6.

Леса бассейна р. Селенга подвергаются воздействию целого ряда негативных природных и антропогенных факторов, при этом влияние основных из них регистрируется природоохранными органами (табл. 1).

В прошлое столетие практически вся территория бассейна р. Селенга была пройдена бессистемными, нередко интенсивными рубками. Основная часть их проводилась преимущественно в спелых сосновых насаждениях в долине Селенги и в бассейнах ее притоков – Уды, Хилка, Чикоя, а также вдоль железнодорожных магистралей. Ежегодный объём лесозаготовок в 1960-е годы достигал 8 млн. м³, при расчётной лесосеке в 21,5 млн. м³ [8]. В 1973 г. после перевода лесов бассейна оз. Байкал в I и II группы, а также утверждения новых правил рубок главного пользования расчётная лесосека неоднократно сокра-



Рис. 1. Карта-схема водосборного бассейна оз. Байкал:
1 – государственная граница, 2 – граница водосборного бассейна оз. Байкал

Таблица 1

Динамика площадей нарушенных древостоев в бассейне р. Селенга в результате влияния ряда факторов [1, 7]

Год	Рубки главного пользования, тыс. м ³ /тыс. га	Лесные пожары, тыс. га	Энтомовредители, тыс. га
2003	590,6 / 5,7	262,6	154,9
2004	576,5 / 5,6	7,1	91,3
2005	650,8 / 6,3	16,9	52,7
2006	702,1 / 6,8	18,3	22,2
2007	961,0 / 9,3	90,1	9,8
2008	917,7 / 8,9	118,3	5,1
Всего за 6 лет	4398,7 / 42,6	513,6	336,0

щались, и в настоящее время она составляет 8,1 млн. м³. Ежегодно в бассейне р. Селенга вырубается 12,3% расчётной лесосеки (около 1,0 млн. м³ древесины), при этом основная доля рубок осуществляется в бассейне р. Хилок на территории Забайкальского края. Недоосвоение расчётной лесосеки вызвано целым рядом причин, в том числе тем, что выделенные леса труднодоступны, значительно удалены от пунктов потребления и переработки, либо находятся в водоохранной зоне оз. Байкал, где рубки сопряжены с большими затратами на использование щадящих технологий заготовки древесины. В то же время нередко регистрируются нелегальные рубки, проводимые зачастую в водоохранной зоне, где сохранились лесные ресурсы высокого качества. Так, только в 2005 г. объём нелегально вырубленного леса составил около 5 млн. м³ [1]. В этом отношении неблагоприятная ситуация сложилась на территории бассейнов рек Уда, Хилок, Чикой.

Другой сильный негативный фактор, влияющий на состояние лесов водосборной территории оз. Байкал, – пожары. Как уже было отмечено, основной фон лесного покрова в бассейне р. Селенга образуют насаждения сосны и лиственницы, которые относятся к 1-2 классу пожарной опасности. Эта особенность светлохвойных лесов усугубляется засушливым климатом региона, вследствие чего леса подвергаются регулярному воздействию пожаров, а средняя продолжительность пожароопасного периода составляет 143 дня. Пирогенная дигрессия лесов снижает продуктивность насаждений и вызывает изреживание древостоев, приводящее к ухудшению хозяйственной ценности лесных массивов. В аридных условиях южной и юго-восточной частей бассейна р. Селенга, где лесистость по ряду районов не превышает 40%, интенсивные и часто повторяющиеся пожары усиливают тенденцию

к обезлесению. Здесь естественное возобновление затруднено, а в местах с легкоразвеваемыми песчаными почвами вообще исключается.

В горно-таёжных районах интенсивные пожары в сосняках на крутых склонах сопровождаются локальным обезлесением с образованием мозаики из погибших насаждений на фоне повреждённого, но ещё жизнеспособного леса [9]. За период 2003–2008 гг. было зарегистрировано 4,7 тыс. пожаров на общей площади свыше 500 тыс. га, что составляет примерно 5% лесопокрытой территории бассейна р. Селенга (табл. 1). Наибольшее их количество отмечается в окрестностях крупных населённых пунктов и вблизи основных транспортных путей.

В целом около 55% лесных насаждений бассейна р. Селенга нарушены пожарами и рубками и представлены различными стадиями восстановительных сукцессий [3]. В древостоях прослеживается изменение породного состава в сторону увеличения доли мелколиственных пород, в хвойных насаждениях изменяется возрастная структура – процент спелых и приспевающих древостоев снижается, молодняков – увеличивается. Особенно выражены эти изменения в сосновых лесах – за годы их промышленного освоения запасы сосняков значительно сократились, а их средний возраст в ряде районов не превышает 60–69 лет [7]. По возрастным группам сосновые насаждения распределены следующим образом: молодняки – 37%, средневозрастные – 35%, приспевающие – 7%, спелые и перестойные – 21% [10].

Ослабленные древостои становятся уязвимыми для насекомых-вредителей. Наибольшее влияние на состояние лесов бассейна р. Селенга оказывают филофаги – сибирский и непарный шелкопряды, хвойная волнянка, сосновая пяденица. За последние пять-шесть

лет очаги вредителей в лесах действовали на площади более 330 тыс. га. Так, вспышки сибирского шелкопряда отмечались в Прибайкальском, Хоринском и Заиграевском районах Республики Бурятия, при этом дефолиация крон деревьев кедра и пихты достигала 20–60%, погибло около 1,2 тыс. га ценных кедровых лесов. Массовое размножение непарного шелкопряда приурочено к засушливым периодам. В последние 10–12 лет наиболее крупные очаги этого вредителя действовали в Джидинском, Закаменском и Гусиноозерском районах, где дефолиация крон деревьев (лиственницы, берёзы, осины и др.) достигала 40–80%. Очаги хвойной волнянки и сосновой пяденицы наблюдались в Бичурском и Кяхтинском районах, где дефолиация крон деревьев сосны составила 20–60%, а площадь погибших насаждений – 3 тыс. га. Дальнейшее изменение жизненного состояния этих древостоев во многом зависит от интенсивности воздействия сопутствующих негативных факторов – насекомых-ксилофагов, грибных эпифитотий, засух, пожаров.

В последние десятилетия одним из значимых факторов, определяющих состояние лесов Байкальского региона, стало атмосферное промышленное загрязнение [11]. Однако статистические данные о площадях лесов водосборной территории, загрязняемых техногенными эмиссиями, в документах природоохранных органов отсутствуют. Вследствие этого нами были предприняты исследования сосновых насаждений бассейна р. Селенга, подвергающихся воздействию атмосферных выбросов расположенных здесь промышленных предприятий. Обследование лесов осуществлялось нами в 2001–2009 гг. на основе реперной сети, которая включала 59 пробных участков. Использовались общепринятые в лесном хозяйстве методики, а также международное руководство ICP Forests [12, 13]. При выборе пробных участков учитывалось расположение источников загрязнения, особенности рельефа местности, преобладающий региональный и локальный атмосферный перенос воздушных масс. На каждом пробном участке описывали лесорастительные условия, определяли морфо-структурные показатели состояния древостоя, отбирали пробы хвои для анализа элементного химического состава. Содержание элементов определяли методами фотоколориметрирования, атомно-абсорбционной спектроскопии, пламенной фотометрии [14, 15].

В бассейне р. Селенга располагаются Улан-Удэнский, Гусиноозёрский, Нижнесе-

ленгинский промузлы, ежегодный суммарный объём аэровыбросов от которых превышает 100 тыс. т [1]. Более мелкие селитебно-промышленные комплексы (Кяхтинский, Закаменский, Петровск-Забайкальский) характеризуются относительно низким уровнем атмосферного загрязнения (0,4–6,6 тыс. т в год). Кроме того, на этой территории ведутся разработки целого ряда месторождений (каменного угля, полиметаллических руд, строительных материалов), что приводит к замене природных ландшафтов на техногенно преобразованные [3].

Об уровне загрязнения лесов судили по накоплению в хвое сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) ряда элементов, присутствующих в выбросах: серы, кремния, фтора, железа, свинца, кадмия, ртути (рис. 2). Сосна была выбрана в качестве растения-индикатора, поскольку эта порода, помимо широкого распространения и важных лесообразующих функций, обладает высокой чувствительностью к атмосферному загрязнению [16]. Для оценки жизненного состояния древостоев определяли комплекс параметров, включающих в том числе показатели состояния ассимилирующей фитомассы: уровень дефолиации и дехромации крон деревьев, продолжительность жизни хвои, длину побегов, длину и массу хвои, содержание в хвое биогенных элементов.

По полученным данным составлена карта-схема, показывающая участки техногенного загрязнения лесов на этой территории (рис. 3). Согласно расчётам, общая площадь в разной степени загрязняемых насаждений в бассейне р. Селенга составляет около 700 тыс. га. Результаты показали, что в настоящее время загрязнение лесов на обследованной территории сосредоточено в окрестностях крупных промузлов и на расстоянии до 40 км от них, локальное загрязнение насаждений обнаруживается вблизи ряда населённых пунктов.

Характер загрязнения этой территории во многом обусловлен орографическими особенностями бассейна реки – сильно расчленённым рельефом, относительно высокими хребтами, расположением промузлов в пределах замкнутых и полузамкнутых котловин. Эти особенности препятствуют распространению аэропромвыбросов на значительные расстояния, вследствие чего трансрегиональный перенос аэровыбросов здесь, в отличие от Предбайкалья, небольшой и наблюдается в основном на южном и юго-восточном побережье оз. Байкал.

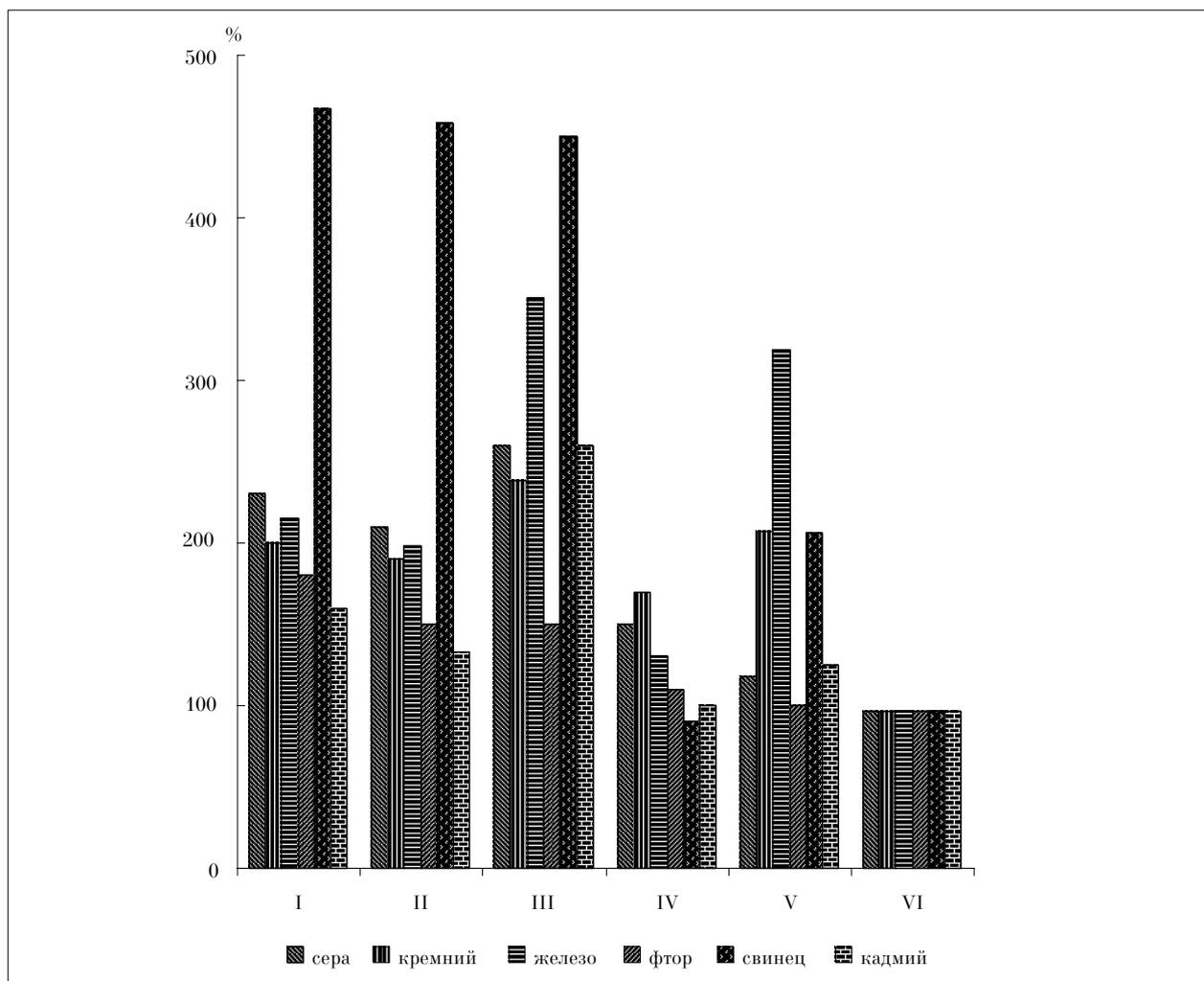


Рис. 2. Превышение (в %) фоновых концентраций элементов-поллютантов в хвое сосны на территориях, загрязняемых промузлами и селитебно-промышленными комплексами: I – Улан-Удэнским, II – Гусиноозёрским, III – Нижнеселенгинским, IV – Кяхтинским, V – Петровск-Забайкальским; VI – фоновая территория

Известно, что средообразующие функции леса определяются возрастом и степенью развития древостоя и прямо пропорциональны величине фитомассы, приходящейся на единицу площади или содержащейся в единице объёма пространства. При этом наибольшей экологической эффективностью характеризуются высоко- и среднебонитетные, среднеполнотные, средневозрастные и приспевающие насаждения [17].

Как показали результаты наших обследований, загрязняемые леса бассейна р. Селенга ослаблены, вследствие чего средообразующие функции их снижены. Воздействие промышленных эмиссий привело к нарушению состояния ассимилирующей фитомассы древостоев, о чём свидетельствуют изменения ростовых показателей хвои и побегов, а также снижение уровня биогенных элементов в хвое (табл. 2).

У деревьев, произрастающих вблизи промузлов, в 1,5-2 раза снижаются длина и масса хвои и побегов по сравнению с фоновыми значениями, до трёх лет сокращается продолжительность жизни хвои, наблюдается высокий уровень дефолиации крон, максимально достигающий 60%. В результате преждевременного опадения хвои в кронах появляется большое количество обесхвоенных ветвей, изменяется форма кроны, в ряде случаев наблюдается суховершинность. На 35–40% снижается радиальный прирост ствола [18]. На деревьях отмечаются следы пожаров, раковые заболевания, механические повреждения. Как правило, у таких древостоев изменяется возрастная структура – сокращается доля молодняка, подрост полностью отсутствует, преобладают спелые деревья V класса бонитета, полнота древостоя часто снижается до 0,3. Такие древостои отнесены нами к сильно угнетённым.

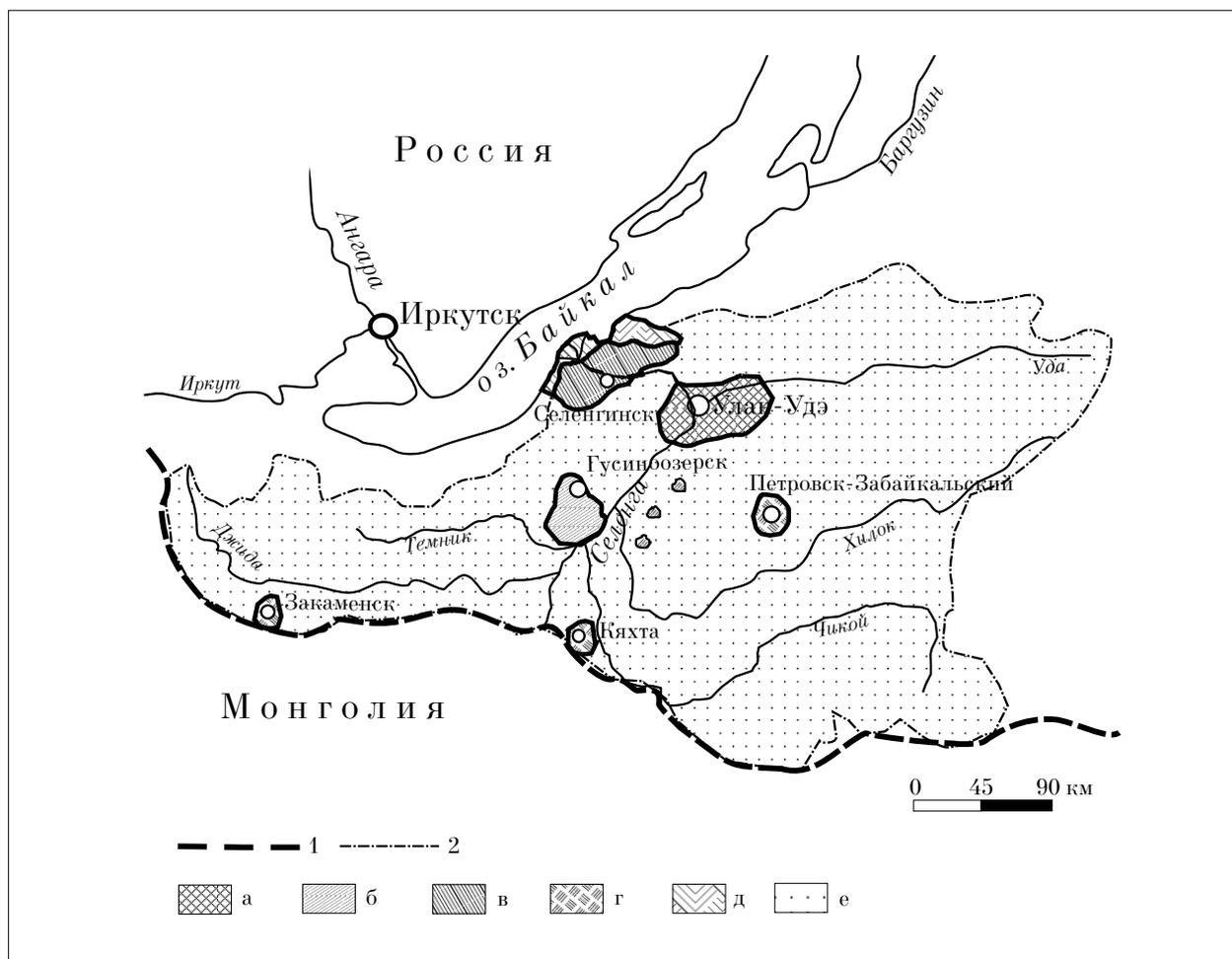


Рис. 3. Карта-схема техногенного загрязнения древостоев в бассейне р. Селенга. 1 – государственная граница, 2 – граница района обледований; а–д – загрязнённые территории: а – аэровыбросами Улан-Удэнского промузла, б – аэровыбросами Гусиноозёрского промузла, в – аэровыбросами Нижнеселенгинского промузла, г – участки локального загрязнения, д – участки трансрегионального загрязнения; е – незагрязнённые территории

Таблица 2

Показатели жизненного состояния сосновых древостоев в бассейне р. Селенга

Параметры	Местоположение древостоев (расстояние от промузлов)			Фоновые древостои
	1–16 км	16–40 км	40–60 км	
Продолжительность жизни хвои, лет	3	3-4	5	5-6
Масса хвои на побеге, г	1,6±0,1	1,9±0,1	2,7±0,1	3,1±0,2
Длина хвои, см	4,1±0,2	4,6±0,4	5,5±0,3	5,9±1,8
Длина побега, см	7,3±0,4	11,8±0,5	12,9±0,7	13,8±0,7
Охвоенность побега, количество хвоинок	100,3±7,5	107,4±8,3	125,2±9,2	157,2±9,5
Соотношение белкового и небелкового азота в хвое	3,18±0,15	4,34±0,10	5,48±0,05	6,22±0,10
Содержание калия в хвое, % от сух. массы	0,29±0,03	0,33±0,02	0,36±0,01	0,39±0,01
Содержание фосфора в хвое, % от сух. массы	0,14±0,01	0,15±0,04	0,16±0,03	0,18±0,03

На расстоянии от 16 до 40 км от промузлов и вблизи некоторых населённых пунктов (г. Кяхта, пос. Тарбагатай) дефолиация крон деревьев составляет 40–45% за счёт недоразвития, повреждения и преждевременного опадения хвои, сокращения прироста побегов. Ра-

диальный прирост ствола уменьшается в среднем на 25%. Возрастная структура древостоя в целом не меняется – средневозрастные, припевающие или спелые деревья формируют одновозрастные или группово-разновозрастные древостои с полнотой 0,4-0,5. Как правило, это

чистые сосняки IV класса бонитета, иногда с примесью лиственницы, берёзы или осины, с развитым подростом сосны. Такие древостои отнесены к средне угнетённым.

На удалении от 40 до 60 км от промузлов и в окрестностях г. Петровск-Забайкальский, где наблюдается низкий уровень загрязнения, древостои характеризуются небольшим подавлением ростовых процессов и соответственно слабым нарушением жизненного состояния. Эти древостои отличаются от фоновых повышенной дефолиацией крон деревьев, составляющей около 35%. Другие параметры также не соответствуют фоновым показателям – продолжительность жизни хвои не превышает 5 лет, масса и длина хвои и побегов уменьшены, подавление линейного и радиального прироста на уровне 10%. Большинство древостоев средневозрастные, приспевающие, спелые, одновозрастные или группово-разновозрастные IV класса бонитета с полнотой 0,4-0,7. В них отмечаются следы пожаров, нелегальных ру-

бок, а также очаги воздействия насекомых-вредителей. Такие древостои относятся к слабо угнетённым.

Фоновые (относительно здоровые) основные древостои бассейна р. Селенга в целом не имеют выраженных следов повреждения крон, стволов, а также других признаков ослабления. Для них характерна хорошо развитая крона с густой зелёной хвоей без видимых признаков повреждения или изменения цвета, со средними для описываемых лесорастительных условий показателями прироста побегов и хвои. Продолжительность жизни хвои составляет 5-6, иногда 7 лет. Интенсивность изреживания крон (дефолиация) не превышает 30%. В основном это чистые по составу, иногда с примесью лиственницы, а на водораздельных возвышенностях – кедра, древостои, одновозрастные или группово-разновозрастные, спелые, приспевающие или средневозрастные с полнотой 0,4-0,7. Класс бонитета III-IV.

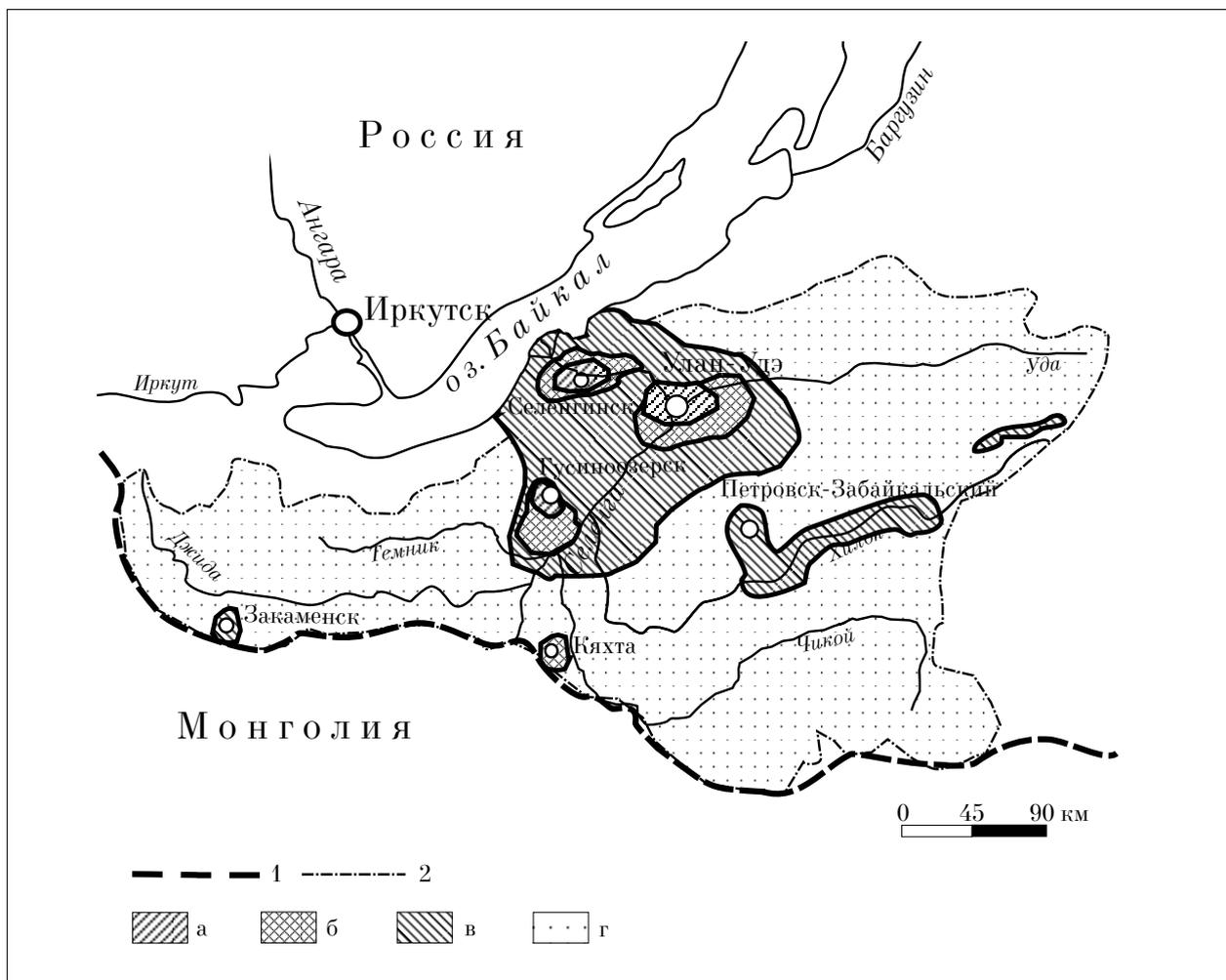


Рис. 4. Карта-схема угнетения древостоев в бассейне р. Селенга. 1 – государственная граница, 2 – граница района обследований; угнетение древостоев: а – сильное, б – среднее, в – слабое; г – фоновые (относительно здоровые) древостои

По полученным данным составлена карта-схема, отражающая территории с разной степенью угнетения насаждений (рис. 4). Согласно карте, общая площадь древостоев сильной степени угнетения составляет около 140 тыс. га, древостоев средней степени угнетения – 474 тыс. га, древостоев слабой степени угнетения – более 1,5 млн. га. Необходимо отметить, что к угнетённым относятся не только древостои, испытывающие влияние аэропромвыбросов, но и насаждения, ослабленные другими факторами, в том числе пожарами, рубками, насекомыми-вредителями, засухой. Например, в среднем течении р. Хилок нарушенность древостоев вызвана интенсивными рубками, пожарами, разработкой месторождений. На хребтах Боргойском, Заганском, Цаган-Хуртей, Улан-Бургасы очень жёсткие лесорастительные условия (небольшое количество осадков при высокой инсоляции, горные малопродуктивные каменистые почвы) служат причиной распространения низкобонитетных насаждений.

Фоновые (ненарушенные) насаждения, как правило, значительно удалены от промузлов и в целом на обследованной территории занимают обширную площадь – около 6 млн. га.

Подводя итог изложенному, следует подчеркнуть, что леса бассейна р. Селенга характеризуются низким экологическим потенциалом, что связано как со спецификой лесорастительных условий, создающих предпосылки для произрастания на этой территории низкобонитетных насаждений, так и с нарушенностью лесов в результате возрастающего антропогенного воздействия. Полученные нами данные показывают, что помимо пожаров, несанкционированных рубок, распространения насекомых-вредителей к значимым факторам, снижающим средообразующие функции лесов на этой территории, относится атмосферное промышленное загрязнение.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии оз. Байкал и мерах по его охране в 2008 г.». Иркутск: Росгеолфонд, 2008. 455 с.

2. Тулохонов А.К. Байкальский регион: Проблемы устойчивого развития. Новосибирск: Наука, 1996. 208 с.
3. Экосистемы бассейна Селенги. М.: Наука, 2005. 359 с.
4. Энциклопедия Забайкалья. Т. I. Новосибирск: Наука, 2002. 418 с.

5. Цыбжитов Ц.Х., Убугунова В.И. Генезис и география таёжных почв бассейна оз. Байкал. Улан-Удэ: Бурят. кн. изд-во, 1992. 240 с.

6. Пунцукова С.Д. Лесные ресурсы бассейна реки Селенги // География и природные ресурсы. 2010. № 4. С. 62–68.

7. Лесной план Республики Бурятия. Книга 1. Улан-Удэ, 2008 URL: <http://www.alh-rb.ru/>.

8. Боржонов К.Т., Пунцукова С.Д., Тугутов В.Е. Лесной комплекс Байкальского региона. Новосибирск: Наука, 1982. 88 с.

9. Евдокименко М.Д. Пирогенная дигрессия светлохвойных лесов Забайкалья // География и природные ресурсы. 2008. № 2. С. 109–116.

10. Медведев Н.Е. Леса и лесное хозяйство Бурятии. Улан-Удэ. 2004. 232 с.

11. Михайлова Т.А., Плешанов А.С., Афанасьева Л.В. Картографическая оценка загрязнения лесных экосистем Байкальской природной территории техногенными эмиссиями // География и природные ресурсы. 2008. № 4. С. 18–24.

12. ОСТ 16128-90. Пробные площади лесоустроительные. М.: ГОСЛЕСХОЗ СССР, 1990. 8 с.

13. Manual on Methodologies and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. Hamburg, Prague: United Nations Environment Programme and Economic Commission for Europe, 1994. 477 p.

14. Методы биохимического исследования растений. Л.: Агропромиздат, Ленингр. отд., 1987. 430 с.

15. Пройдакова О.А., Цыханский В.Д., Матвеева Л.Н., Гормашева Г.С., Халтуева В.К. Физико-химические методы при определении макро- и микроэлементов в объектах окружающей среды // Геохимия техногенеза. Новосибирск: Наука, 1986. С. 124–130.

16. Rozhkov A.S., Mikhailova T.A. The Effect of Fluorine-Containing Emissions on Conifers - Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1993. 143p.

17. Протопопов В.В. Средообразующая роль темнохвойного леса. Новосибирск. 1975. 328 с.

18. Voinikov V.K., Voronin V.I., Mikhailova T.A., Pleshonov A.S. Baikal Region: Complex Assessment of Weakening of Forest Ecosystems Caused by Atmospheric Emissions // Contemporary Problems of Ecology. 2008. V. 1. № 6. P. 633–638.

Зообентос реки Погиблица в районе объекта уничтожения химического оружия «Марадыковский»

© 2011. М. Л. Цепелева¹, аспирант, В. Н. Шубина¹, д.б.н., в.н.с.,
Т. И. Кочурова², к.б.н., с.н.с.,

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

²Региональный центр государственного экологического контроля
и мониторинга по Кировской области,
e-mail: tsepeleva@ib.komisc.ru

Результаты мониторинга за состоянием зообентоса р. Погиблица, притока р. Вятка, в районе влияния объектов хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» (Кировская область) показали, что на участке реки выше сброса сточных вод качественные и количественные показатели развития зообентоса в 2007–2009 гг. были стабильными. В устьевом створе, расположенном ниже сброса сточных вод, установлены структурные перестройки донных сообществ, отмечено снижение общего продукционного потенциала и видового разнообразия беспозвоночных.

Results of monitoring the state of zoobenthos of the Pogiblitsa river, an inflow of the Vyatka river, in the vicinity of the influence of the Chemical Weapon Storage and Decommission Plant «Maradikovsky» (Kirov region) have shown that during research on a site of the river upstream of sewage qualitative and quantitative indicators of zoobenthos development were stable from 2007 to 2009. In the mouth station, located downstream of sewage, structural reconstructions of bottom communities were established, degradation of the total productional potential and the species diversity of bottom invertebrates were noticed.

Ключевые слова: зообентос, численность, биомасса, мониторинг, биоиндикация, экологическое состояние, качество воды

Key words: zoobenthos, number, biomass, monitoring, bioindication, ecological state, water quality

Введение

Поверхностные водные объекты в бассейне р. Вятка (Волжский бассейн) на территории Кировской области подвергаются значительному антропогенному воздействию. Один из потенциально опасных для окружающей среды – комплекс объектов хранения и уничтожения химического оружия (КОХУХО) «Марадыковский», расположенный на территории Оричевского района. До 2006 г. здесь было сосредоточено 17,4% запасов химического оружия России, содержащих 6,9 тыс. т отравляющих веществ нервно-паралитического действия: зарин, зоман, Vx, ипритно-люизитные смеси [1, 2]. К концу 2009 г. на объекте было уничтожено более 4,7 тыс. т отравляющих веществ [3].

Создаётся определённая угроза сохранению водной экосистемы р. Погиблица, поскольку река является водоприёмником хозяйственно-бытовых стоков с объекта «Марадыковский» и её состояние находится в прямой зависимости от состояния площади водосбора. В связи с этим лабораторией биомони-

торинга и биоиндикации Института биологии Коми НЦ УрО РАН (зав. лабораторией д.т.н., профессор Т. Я. Ашихмина) была разработана программа экологического мониторинга зоны защитных мероприятий (ЗЗМ) КОХУХО «Марадыковский», в которую включено и исследование зообентоса – одного из основных компонентов речных экосистем, основополагающего и надёжного источника для оценки качества воды и экологического состояния водотоков, служащего для наблюдений за характером изменения биотопов в многолетнем аспекте, источником информации об интенсивности антропогенной нагрузки на водоёмы [4].

Целью наших работ было выявление качественного и количественного составов и структуры зообентоса р. Погиблица, находящейся в зоне биомониторинга, оценка экологического состояния реки с использованием различных биоиндикационных методов.

Материал и методы исследования

Река Погиблица, общей длиной 13 км, с площадью водосбора 26,2 км², – малый рав-

Таблица 1

Классификация качества воды водоёмов и водотоков по гидробиологическим показателям (по [9])

Класс качества воды	Степень загрязнённости воды	Гидробиологические показатели по зообентосу	
		Отношение численности олигохет к общей численности донных организмов, %	Биотический индекс по Вудивиссу, баллы
I	Очень чистые	1–20	10
II	Чистые	21–35	7–9
III	Умеренно загрязнённые	36–50	5–6
IV	Загрязнённые	51–65	4
V	Грязные	66–85	2–3
VI	Очень грязные	86–100 или макробентос отсутствует	0–1

нинный левобережный приток первого порядка р. Вятка. Скорость течения от 0,1 до 0,3 м/с, максимальная – 0,8 м/с [5]. Преобладающие грунты – песчаные, песчаные заиленные. Для реализации программы биологического мониторинга в сентябре 2007–2009 гг. на реке были проведены исследования зообентоса на трёх станциях сети стационарного наблюдения: ст. 159-1 располагалась в 500 м выше сброса сточных вод с очистных сооружений, ст. 159 – в 500 м ниже сброса сточных вод, ст. 66-1 – в устье реки на расстоянии одного километра ниже ст. 159. Отбор количественных и качественных проб зообентоса выполнен гидробиологическим скребком и штанговым трубчатым дночерпателем Мордухай-Болтовского по стандартным методикам [6–8]. На каждой станции отбирали по две-три количественные и по одной качественной пробе с разных биотопов. Пробы промывали на капроновом сите с ячейей 0,43 (номер газа 23) и фиксировали 4-процентным раствором формальдегида. Всего отобрано 23 пробы: семь качественных и 16 количественных. Первичную и видовую обработку материала проводили в лаборатории с использованием микроскопов МБС-10 и Микмед-1.

Для характеристики состояния донных биоценозов применяли показатели: количество видов и форм (S), численность (N, тыс. экз./м²) и биомассу (B, г/м²) беспозвоночных. При оценке качества воды использовали индексы Вудивисса (BI), Гуднайта и Уитлея (No/Nc), Балушкиной (Kch) [6, 9, 10]. Таксономическое разнообразие водных биоценозов оценивали по индексу Шеннона (H) [11]. Наличие организмов-индикаторов сапробности устанавливали по списку А. В. Макрушина [12].

Оценка качества воды по показателям биотического индекса и олигохетного индекса проводилась согласно ГОСТу 17.1.3.07 – 82

[9] (табл. 1). По значениям индекса Балушкиной она соответствовала: 0,136–1,08 – чистые воды; 1,08–6,5 – умеренно загрязнённые; 6,5–9,0 – загрязнённые; 9,0–11,5 – грязные.

В ходе статистической обработки проанализированы парные корреляции между структурными характеристиками зообентоса (количество видов и форм, численность, биомасса) и рассчитанными на их основе индексами (биотический индекс Вудивисса, олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, хирономидный индекс Балушкиной, индекс Шеннона) с 8 химическими характеристиками воды (БПК^{полным}, ХПК, концентрациями в воде аммонийного, нитратного и нитритного азота, железа растворённого, сульфатов и хлоридов). Статистический анализ выполнен на основе низкого числа выборок (n). Критическая величина коэффициента корреляции составила 0,95 при n = 4. Достоверность корреляционной связи оценивали при p = 0,05 [13].

Результаты и их обсуждение

В составе зообентоса р. Погиблица установлены различные систематические группы водных беспозвоночных (табл. 2, 3): гидры (Hydrida), круглые черви (Nematoda), малощетинковые черви (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), моллюски (Mollusca), водяные пауки (Aranei), водяные клещи (Hydrachnidia), ветвистоусые (Cladocera), веслоногие (Copepoda), ракушковые (Ostracoda), равноногие ракообразные (Isopoda), личинки стрекоз (Odonata), веснянок (Plecoptera), подёнок (Ephemeroptera), водяные клопы (Heteroptera), жуки (Coleoptera), личинки ручейников (Trichoptera), представители семейств двукрылых: комары-долгоножки (Tipulidae), комары-болотницы (Limoniidae), мошки (Simuliidae), мокрецы (Ceratopogonidae),

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица 2

Состав и распределение зообентоса р. Погиблица в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский» по годам

Таксоны	1			2	3		
	2007	2008	2009	2009	2007	2008	2009
Hydrida							
<i>Hydra</i> sp.	+	+	-	+	-	+	+
Неопред. Nematoda	-	-	+	+	-	-	-
Oligochaeta							
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F. Müller)	-	-	-	+	-	-	-
<i>Tubifex ignotus</i> (Stolc)	-	-	+	-	-	-	-
<i>Tubifex tubifex</i> (O.F. Müller)	-	-	+	+	-	-	-
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparede)	-	-	+	-	-	-	-
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	+	+	-	-	-
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (Michaelsen)	-	-	-	+	-	-	-
<i>Nais barbata</i> (O.F. Müller)	-	-	+	-	-	-	-
<i>Nais elinguis</i> (O.F. Müller)	-	-	+	-	-	-	-
<i>Stylaria lacustris</i> (L.)	-	+	+	-	+	+	-
<i>Stylaria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+
Неопред. Oligochaeta	+	+	-	-	-	+	+
Hirudinea*							
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Piscicola geometra</i> (L.)	-	-	+	-	-	-	-
Mollusca							
<i>Lymnaea</i> sp.	-	+	-	+	+	+	-
<i>Planorbarius</i> sp.	-	-	+	+	-	-	-
<i>Anisus laevis</i> (Alder)	-	+	-	-	-	-	-
<i>Acroloxis lacustris</i> (L.)	+	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerium</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
<i>Amesoda</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
Неопред. Mollusca	+	+	+	+	+	-	+
Неопред. Hydrachnidia*	+	-	-	-	-	-	-
Неопред. Aranei	-	+	-	+	-	-	+
Неопред. Cladocera	+	+	+	+	+	+	+
Неопред. Copepoda	+	+	+	+	+	+	+
Неопред. Ostracoda	+	+	+	-	+	-	+
Isopoda							
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)	+	+	+	+	+	+	+
Odonata lv.*							
<i>Somatochlora metallica</i> (Vanderlinden)	-	+	-	-	-	-	-
Plecoptera lv.							
<i>Nemoura</i> sp.	-	-	+	-	-	-	-
Неопред. Plecoptera lv., juv.	+	-	-	-	-	+	-
Ephemeroptera lv.							
<i>Baetis vernus</i> (Curtis)	+	+	-	-	-	+	+
<i>Baetis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+
<i>Cloeon simile</i> (Eaton)	-	-	+	-	-	+	-
<i>Cloeon</i> sp.	+	+	+	-	-	-	-
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (Retzius)	-	+	-	-	-	-	-
<i>Heptagenia</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	-	+	+	-	-	-	-
<i>Leptophlebia</i> sp.	-	-	+	-	-	-	-
Неопред. Ephemeroptera lv., juv.	-	-	-	+	-	+	-
Heteroptera lv., im.							
<i>Corixa linnaei</i> (Fieber)	-	-	+	-	-	-	-
<i>C. sahlbergi</i> (Fieber)	-	-	+	+	-	-	-
<i>C.</i> sp.	+	-	-	-	+	-	-
<i>Sigara falleni</i> (Fieber)	-	-	-	-	-	+	-

Таксоны	1			2	3		
	2007	2008	2009	2009	2007	2008	2009
<i>Sigara</i> sp.	+	-	+	+	-	-	-
Неопред. Heteroptera lv., juv.	+	-	-	-	-	-	-
Coleoptera lv., im.							
<i>Hyphydrus ovatus</i> (L.)	+	-	-	-	-	-	-
<i>Agabus</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
<i>Ilybius</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
<i>Hydraena riparia</i> (Kugelann)	+	+	+	+	-	-	+
<i>Anacaena</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (P.W.J. Müller)	-	-	+	-	-	-	-
<i>Potamonectes</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-
<i>Limnebius</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+
Неопред. Coleoptera lv., juv.	-	-	-	-	-	-	+
Trichoptera lv.							
Неопред. Limnephilidae	+	+	+	+	+	+	+
Diptera lv.							
Неопред. Tipulidae lv.	-	-	-	-	+	+	-
Неопред. Limoniidae lv.	+	-	-	+	-	+	+
<i>Dicranota bimaculata</i> (Schummel)	+	-	-	-	-	-	-
Неопред. Simuliidae lv.	-	+	-	+	-	+	-
Неопред. Ceratopogonidae lv.	-	-	-	+	-	-	-
Неопред. Chironomidae lv.	+	+	+	+	+	+	+
Athericidae lv.							
<i>Atherix ibis</i> (F.)	-	-	-	-	-	-	+
Неопред. Dolichopodidae lv.	-	-	-	-	-	+	-

Примечание. «+» – таксон обнаружен; «-» – таксон не обнаружен; * – группа беспозвоночных отмечена только в качественных пробах зообентоса; 1 – ст. 159-1 выше сброса; 2 – ст. 159 ниже сброса; 3 – ст. 66-1 устье р. Погиблица.

комары-звонцы (Chironomidae), атерициды (Athericidae), мухи-зеленушки (Dolichopodidae). Выявленные группы беспозвоночных принадлежат к пяти типам животных: кишечноротовые (Cnidaria), первичноротовые черви (Nemathelminthes), кольчатые черви (Annelida), моллюски (Mollusca), членистоногие (Arthropoda). Латинские названия приведены по определителям [14 – 18].

В результате видовой идентификации гидр, олигохет, пиявок, моллюсков, стрекоз, веснянок, подёнок, клопов, жуков установлено 45 видов и форм зообентоса, наибольшее видовое разнообразие имели насекомые (табл. 2). Однако этот фаунистический список не исчерпывает всего богатства водных беспозвоночных р. Погиблица, так как часть групп до вида не определена.

Стопроцентная встречаемость отмечена для представителей сем. Chironomidae. К широко распространённым (встречаемость 80%) относились Oligochaeta, Copepoda. Встречаемость Isopoda, Cladocera и личинок ручейников из сем. Limnephilidae находилась в интервале от 50 до 65%. Наименьшее распространение (встречаемость менее 10%) отмечено

для групп зообентоса Hirudinea, Odonata, Ceratopogonidae.

В составе зообентоса обнаружено 9 видов-индикаторов сапробности природных вод: пять из них – представители β-мезосапробной зоны (*Nais barbata*, *Stylaria lacustris*, *Lumbriculus variegatus*, *Acroloxis lacustris*, *Baetis vernus*), два – α-мезосапробной зоны (*Helobdella stagnalis*, *Asellus aquaticus*) и по одному представителю класса олигохет из α-мезополисапробной (*Limnodrilus hoffmeisteri*) и полисапробной (*Tubifex tubifex*) зон. Наличие видов-индикаторов чистой воды (олигосапробов) нами не отмечено.

Количественные показатели развития зообентоса р. Погиблица представлены в таблице 3. Общая численность донного населения выше сброса сточных вод (ст. 159-1) за наблюдаемый период сократилась, что было обусловлено уменьшением доли олигохет. Общая биомасса зообентоса составляла 10–11 г/м², практически не меняясь по годам. В течение 2007 – 2008 гг. по численности и по биомассе доминирующее положение занимали олигохеты. В 2009 г. лидирующая роль перешла к хирономидам.

В 2009 г. ниже сброса сточных вод (ст. 159) на песчаных грунтах биомасса зообентоса (табл. 3) оказалась меньше, чем на расположенном выше участке. Показатели общей численности донных беспозвоночных здесь превысили таковые значения 2009 г. для выше расположенного участка (ст. 159-1). Подобные факты возрастания численности зообентоса при увеличении степени загрязнения водных экосистем отмечены прежде Е. В. Балускиной на реках Ленинградской области. Рост численности донного населения в таких условиях ею объясняется доминированием устойчивых видов (в нашем случае представителей хирономид и олигохет) и оценивается как положительный момент [20].

В устьевом створе р. Погиблицы, расположенном ниже сброса сточных вод, за период исследований наблюдались структурные перестройки зообентоса в сравнении с таковым участком выше сброса сточных вод. Отмечено снижение общего продукционного потенциала и видового разнообразия донных беспозвоночных, возрастание в зообентосе доли хирономид. Если в 2007 – 2008 гг. по численности и по биомассе доминировали олигохеты, то в

2009 г. по численности стали превалировать хирономиды, а по биомассе – прочие двукрылые из сем. Athericidae (табл. 3).

Динамика структурных характеристик зообентоса в устьевом створе была обусловлена как природными факторами, так и антропогенным влиянием. Изначально на этапе фонового обследования [22] этот участок реки характеризовался быстрым течением, низкой температурой воды, наличием песчаных грунтов, присутствием в зообентосе олиго- и β-мезосапробных видов. В многоводные годы (2007 и в особенности 2008) за счёт высокого уровня воды в р. Вятка создавалось подпруживание устьевой части р. Погиблицы, и в условиях замедления течения шло накопление илстой фракции в донных отложениях. Накоплению ила на дне реки также способствовало поступление загрязняющих веществ, в том числе соединений азота и фосфора, превышение содержания которых отмечали ниже сброса сточных вод [19]. В этот период происходило увеличение численности и биомассы зообентоса за счёт развития пелореофильной фауны, в частности за счёт олигохет. Наблюдавшееся нами падение уровня воды в р. Вят-

Таблица 3

Показатели зообентоса р. Погиблицы по годам
(1 – доля по численности, %; 2 – доля по биомассе, %)

Группы зообентоса	1						2		3					
	2007		2008		2009		2009		2007		2008		2009	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Hydrida	0,1	<0,1	2,0	0,4	–	–	0,8	0,1	–	–	0,1	0,1	–	–
Nematoda	–	–	–	–	0,7	<0,1	0,1	<0,1	–	–	–	–	–	–
Oligochaeta	66,6	46,6	67,6	64,6	31,7	14,7	49,6	44,0	75,8	66,4	75,2	60,8	11,4	1,7
Mollusca	1,1	14,7	1,5	1,6	0,1	0,1	0,2	0,6	0,1	<0,1	0,1	0,2	*	*
Cladocera	11,5	3,7	0,5	<0,1	0,9	<0,1	3,4	0,1	0,6	<0,1	14,5	1,0	5,7	0,2
Copepoda	0,9	<0,1	2,4	<0,1	12,3	0,4	10,7	0,3	7,4	0,1	5,8	0,4	7,2	0,3
Ostracoda	2,4	0,1	2,4	<0,1	0,4	<0,1	–	–	0,3	<0,1	–	–	1,4	<0,1
Isopoda	*	*	11,8	15,6	10,0	22,4	0,5	5,0	0,1	0,2	0,1	<0,1	1,4	3,7
Aranei	–	–	0,5	0,2	–	–	0,1	0,1	–	–	–	–	*	*
Plecoptera, lv.	*	*	–	–	0,4	0,1	–	–	–	–	*	*	–	–
Ephemeroptera, lv.	0,2	0,5	*	*	2,4	2,0	*	*	–	–	0,3	0,1	*	*
Heteroptera, im., lv.	0,1	<0,1	–	–	0,4	5,1	*	*	*	*	*	*	–	–
Trichoptera, lv.	0,1	<0,1	0,5	<0,1	1,3	4,7	0,9	27,2	1,2	0,2	0,2	0,3	*	*
Coleoptera, im., lv.	0,1	0,2	*	*	1,0	0,3	0,2	0,1	–	–	–	–	12,9	10,4
Chironomidae, lv.	16,5	33,2	10,8	17,6	38,4	50,2	32,4	19,6	14,4	32,9	2,3	3,0	52,9	31,0
Прочие Diptera, lv.	0,4	1,0	*	*	–	–	1,1	2,9	0,1	0,2	1,4	34,1	7,1	52,7
Средняя численность, тыс. экз./м ²	14,9		10,2		9,1		12,4		7,1		11,5		0,7	
Средняя биомасса, г/м ²		11,4		10,8		13,5		9,3		7,3		3,4		0,4

Примечание. «*» – группа зообентоса найдена в качественных пробах; «–» – группа зообентоса не обнаружена; 1, 2, 3 – см. табл. 2.

Таблица 4

Результаты оценки по биоиндикационным показателям качества воды р. Погиблицы в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский» по годам

Показатель	Ст. 159-1			Ст. 159	Ст. 66-1		
	2007	2008	2009	2009	2007	2008	2009
Биотический индекс Вудивисса, баллы	9	9	9	7	6	8	7
Индекс Балушкиной	5,78	4,43	2,46	1,17	5,08	2,43	3,15
Индекс Шеннона, бит/экз.	1,33	1,74	2,23	1,23	1,29	1,10	1,50
Олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея, %	57,1	68,1	26,5	31,6	77,5	51,4	21,8

ка осенью 2009 г. послужило причиной повышения скорости течения р. Погиблицы, сноса илистых масс, исчезновения пелореофильного сообщества и резкого сокращения численности и биомассы зообентоса.

Анализ биоиндикационных данных показал (табл. 1, 4), что значения биотического индекса Вудивисса на участке реки выше сброса (ст. 159-1) в течение трёх лет не менялись; вода характеризовалась вторым классом качества как чистая.

Ниже сброса (ст. 159) из-за сокращения количества таксонов (в том числе представителей чувствительных к загрязнению личинок веснянок и подёнок) биотический индекс снизился до 7 баллов. Количество видов подёнок, и особенно веснянок, сокращается с увеличением содержания в воде биогенных элементов ($N_{общ.}$ и $P_{общ.}$) и растворённых органических веществ [21]. В устьевом створе р. Погиблицы в период с 2007 по 2008 г. зарегистрировано увеличение биотического индекса от 6 до 8 баллов. Однако в 2009 г. значения биотического индекса вновь снизились до 7 баллов. Вода соответствовала второму классу качества.

Индекс Балушкиной на протяжении трёх лет характеризовал воды р. Погиблицы на всех станциях как умеренно загрязнённые (табл. 4). Данный показатель наиболее полно отражает изменения структурных характеристик зообентоса под влиянием антропогенного фактора.

При оценке таксономического разнообразия с использованием индекса Шеннона наиболее низкие его значения получены на станциях ниже сброса сточных вод (табл. 4). Это свидетельствовало об упрощении структурной организации донных биоценозов.

По результатам олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея (табл. 4, см. табл. 1), определяемого как доля олигохет в зообентосных сообществах, воды р. Погиблицы в 2007–2008 гг. оценивались четвёртым (загрязнённые) и пятым (грязные) классами качества (табл. 1, 4).

В 2009 г. значения олигохетного индекса снизились и стали характеризовать воды реки как чистые. Известно, что рост олигохетного индекса указывает на наличие нетоксичного органического загрязнения и свидетельствует об эвтрофикации водоёмов.

С использованием наших данных и результатов мониторинга за 2005 – 2006 гг. [22] построена диаграмма, отражающая пятилетнюю динамику олигохетного индекса в устье реки (рисунок). В период наблюдений зафиксирован рост олигохетного индекса от значений, соответствующих очень чистым (2005 – 2006 гг.) водам, до грязных (2007 г.) с последующим снижением до загрязнённых (2008 г.) и чистых (2009 г.). Отмеченная динамика олигохетного индекса во многом определялась гидрологическим режимом р. Погиблицы. Снижение индекса в 2009 г. происходило на фоне увеличения скорости течения и свидетельствовало об уменьшении накопления органического загрязнения в устье реки.

Анализ парных корреляций между структурными характеристиками зообентоса р. Погиблицы в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский» и рассчитанными на их основе индексами с химическими характеристиками воды показал

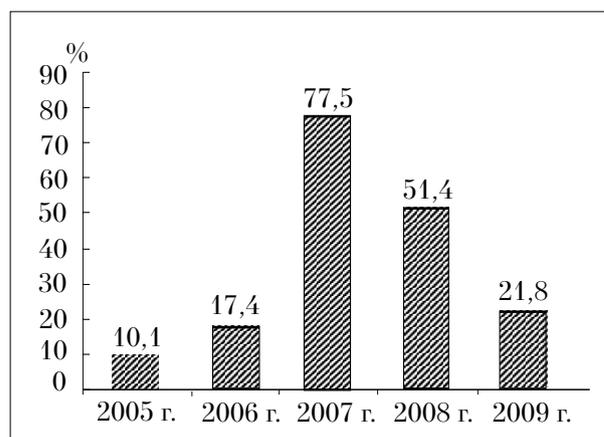


Рисунок. Динамика олигохетного индекса Гуднайта и Уитлея в устьевом створе (ст. 66-1) р. Погиблицы по годам наблюдения

наличие достоверной отрицательной корреляции ($p \leq 0,05$) количества видов и форм зообентоса (S) с БПК_{полным}, а также положительной корреляции индекса Балушкиной (Kch) с ХПК. Ранее в работах Е. В. Балушкиной [20] было показано, что число видов является наиболее уязвимой характеристикой в бентосных сообществах.

Выводы

В ходе гидробиологического мониторинга донной фауны беспозвоночных р. Погиблицы, выполненного в 2007 – 2009 гг., установлено, что наибольшую встречаемость, численность и биомассу на исследуемых участках реки имели личинки хирономид и олигохеты. В период 2007 – 2009 гг. на участке реки выше сброса сточных вод качественные и количественные показатели развития зообентоса были стабильными по сравнению с таковыми устьевого створа, расположенного ниже сброса сточных вод, где установлены структурные перестройки донных сообществ, снижение видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса, выпадение видов-индикаторов чистых вод.

По результатам биоиндикационной оценки воды исследуемых станций в основном отнесены к классам чистых и умеренно загрязнённых. Высокие значения олигохетного индекса в период 2007 – 2008 гг. указывали на наличие в эти годы органического загрязнения и усиление процессов эвтрофикации р. Погиблицы, обусловленного сбросом недостаточно очищенных сточных вод с очистных сооружений.

Литература

1. Горохов Н.Г. Реализация программы уничтожения химического оружия в Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 20–22.
2. Марадыково на Вятке (по материалам научных исследований) / под ред. Т.Я. Ашихминой, А.Н. Васильевой, Г.Я. Кантора. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2005. 164 с.
3. Сайт Правительства Кировской области. <http://www.ako.kirov.ru/econom/him/likvid.php>.
4. Абакумов В.А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям: Труды советско-английского семинара. Л.: Гидрометеиздат, 1977. С. 93–99.
5. Ашихмина Т.Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

6. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 319 с.
8. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М.: «Наука», 1975. 240 с.
9. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоёмов и водотоков. М. 1982. 12 с.
10. Балушкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1976. С. 106–118.
11. Константинов А.С. Общая гидробиология: учебник для студентов биол. спец. вузов. М.: Высш. шк., 1986. 472 с.
12. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: Академия наук СССР, 1974. 53 с.
13. Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1998. 495 с.
14. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1994. Т. 1. 395 с.
15. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1995. Т. 2. 628 с.
16. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1997. Т. 3. 439 с.
17. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1999. Т. 4. 998 с.
18. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 2001. Т. 5. 836 с.
19. Ашихмина Т.Я., Менялин С.А., Титова В.А., Мамаева Ю.И., Панфилова И.В. Состояние окружающей природной среды в районе действующего объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» в Кировской области // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. 10-й Всерос. науч.-практ. конф. Кирово-Чепецк. 2008. С. 59–61.
20. Балушкина Е.В. Изменение структуры сообществ донных животных при антропогенном воздействии на водные экосистемы (на примере малых рек Ленинградской области) // Евразиянт. энтомол. журн. 2004. № 4. С. 276–282.
21. Яковлев В.А. Влияние природных условий на состав и распределение подёнок и веснянок в водоёмах и водотоках северо-восточной Фенноскандии // Биол. внутр. вод. 2006. № 2. С. 41–52.
22. Кочурова Т.И. Гидробиологический мониторинг поверхностных водных объектов в зоне защитных мероприятий комплекса объектов хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» // Пробле-

мы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Материалы Всероссийской научно-практической конференции в 2 ч. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2007. Ч. 1. С. 206–210.

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам Регионального центра госу-

дарственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области за любезно предоставленные данные химического анализа воды и сотрудникам Института биологии Коми НЦ УрО РАН за помощь в определении отдельных групп зообентоса.

УДК 504.05:502.084(470.342)

Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината)

© 2011. А. С. Олькова¹, к.т.н., С. Г. Скугорова², к.б.н., н.с., Т. А. Адамович¹, аспирант, Н. В. Варакина¹, аспирант, Т. Я. Ашихмина², д.т.н., зав. лабораторией,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, e-mail: ecolab2@gmail.com

Проведена оценка состояния поверхностных водных объектов промышленного района методами биотестирования. Результаты сопоставлены с данными химического анализа. Установлен различный отклик тест-объектов на выявленное загрязнение. *Daphnia magna* чувствительны к повышенному радиационному фону, *Paramecium caudatum* – к повышенному содержанию железа и тяжёлых металлов, оба тест-объекта – к минеральному загрязнению.

Assessment of surface water bodies of the industrial district with the use of bioassay methods was fulfilled. The results were compared with the data of chemical analysis. Different response of test objects on the contamination detected was found out. *Daphnia magna* is sensitive to high radiation background, *Paramecium caudatum* is sensitive to higher content of iron and heavy metals, both the test objects are sensitive to the mineral pollution.

Ключевые слова: биотестирование, промышленное предприятие, загрязнение, поверхностные водные объекты

Key words: biotesting, industrial enterprise, pollution, surface water bodies

Предприятия химической отрасли всегда являлись наиболее мощными источниками воздействия на окружающую среду. Будучи организованными в советский период, и по настоящее время такие объекты несут за собой багаж экологических проблем.

В Кировской области одним из источников загрязнения окружающей среды было и остаётся ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат им. Б. П. Константинова» (КЧХК) [1], которое в настоящее время входит в ОАО «Объединённая химическая компания УРАЛХИМ».

С 1944-го по 1991 г. на комбинате действовали производства по обогащению гексафторида и тетрафторида урана. Созданные на базе КЧХК современные производства ООО «Завод полимеров КЧХК» и ООО «Завод

минеральных удобрений КЧХК» (ЗМУ) относятся к химически опасным предприятиям [2, 3]. На Заводе полимеров производятся фторполимеры, на ЗМУ действуют крупнотоннажные производства карбоната кальция, аммиака, азотной кислоты, аммиачной селитры, сложных минеральных удобрений.

В настоящее время вблизи предприятия хранится большое количество радиоактивных (около 440 тыс. т) и химических отходов (1 млн. 200 тыс. т), которые размещены в хранилищах, не имеющих защитных барьеров, которые бы исключили загрязнение окружающей среды [4]. Проблему усугубляет то, что хранилища отходов производства расположены в зоне санитарной охраны водозабора областного центра.

При исследовании территории в районе влияния Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК) большое внимание уделяется поверхностным водным объектам природного и техногенного происхождения, так как водные системы наряду с атмосферным воздухом первыми принимают техногенное воздействие промышленных объектов в виде сбросов и выбросов.

Комплексный характер загрязнения водных объектов требует сочетания химических и биологических методов анализа. Среди биологических методов исследования окружающей среды особое место отводится методам биотестирования, так как многие методики этого направления допущены для целей государственного экологического контроля [5 – 7].

Применение биотестирования для исследования промышленных районов обусловлено несколькими причинами. Во-первых, биотестирование направлено на определение интегральной токсичности компонентов среды, что очень важно для территорий с высокой и разнокачественной химической нагрузкой. Во-вторых, использование разных тест-объектов позволяет с большой вероятностью выявлять возможное воздействие на биоту. И, в-третьих, происходит выявление чувствительных видов, наиболее перспективных для дальнейшего исследования района, кроме того, такие данные дают возможность определить слабые звенья и в естественных экосистемах.

Целью нашей работы стала оценка состояния поверхностных водных объектов, расположенных вблизи ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат им. Б. П. Константинова», с использованием методов биотестирования, а также сопоставление полученных данных с результатами гидрохимических анализов.

В 2010 году было отобрано и проанализировано 35 проб. Пробоотбор проводили из поверхностных водных объектов, которые приурочены: к выпуску сточных вод Завода полимеров в точках 2, 5) и ТЭЦ-3 (точки 7, 8, 22); к хранилищам радиоактивных отходов (РАО) (точки 9, 10, 13, 14, 17, 19); к участ-

кам за пределами промплощадки Завода полимеров (точки 4, 6); к 6 секции шламонакопителя химических отходов (точки 23–28); к устьям водотоков, впадающих в реку Вятка (точки 21, 35); к точкам, расположенным вне зоны влияния комбината (точки 1 и 33).

В качестве тест-объектов были выбраны ветвистоусые рачки *Daphnia magna* Straus и простейшие *Paramecium caudatum* Müller (инфузория-туфелька). Эти живые организмы обладают разной чувствительностью к наиболее распространенным токсикантам [8 – 10], что позволяет оценивать экологическое состояние вод со сложным спектром загрязнения.

Методика с использованием инфузорий *Paramecium caudatum* основана на определении токсичности по установлению параметра поведенческой хемотаксической реакции инфузорий с помощью прибора из серии «Биотестер» [6]. Пробы классифицируются по степени токсичности (табл. 1).

Методика биотестирования по гибели рачков дафний является классической при установлении токсичности компонентов среды. Её особенностью является оценка уровня смертности молодых особей популяции (до 24 час.) [5].

Используемые методы отличались по времени экспозиции. Опыт по определению токсичности по гибели *Daphnia magna* продолжается 96 час., а метод с применением *Paramecium caudatum* является экспрессным (экспозиция 30 мин.). Разные периоды экспозиции позволяют глубже проанализировать полученные данные. Несколько проб были проанализированы с помощью зелёной водоросли *Clorella vulgaris* Beijer в целях подтверждения и уточнения полученных данных [7].

Результаты проведённых испытаний представлены в табл. 2 и на рисунке (см. обложку журнала).

Исходя из полученных данных, можно выделить несколько зон, отличающихся по экологическому состоянию поверхностных водных объектов.

Точка 1 на р. Елховка находится до сброса сточных вод Завода полимеров и характеризуется фоновое состояние данного водотока:

Таблица 1

Классификация проб, анализируемых с помощью *Paramecium caudatum*

Интервал индекса токсичности Т, у.е.	Группа токсичности
0<Т<0,40	Группа I. Допустимая степень токсичности
0,41<Т<0,70	Группа II. Умеренная степень токсичности
Т>0,71	Группа III. Высокая степень токсичности

Таблица 2

Оценка токсичности проб поверхностных водных объектов
методами биотестирования

№ точки	Название и расположение точки	Результаты биотестирования		Заключение
		Дафнии (<i>Daphnia magna</i>), % гибели	Инфузории (<i>Paramecium caudatum</i>), индекс и группа токсичности	
1	Р. Елховка выше стоков Завода полимеров (фон)	0	0 I группа	Проба не оказывает острого токсического действия
2	Р. Елховка после выпуска стоков № 2 и № 3 Завода полимеров	3,3	0,028 I группа	
3	Место выхода грунтовых вод у завода полимеров	100	III группа Пр.: для анализа пробу разб. в 3 раза	Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i> и <i>Daphnia magna</i>
4	Заболоченный участок у Завода полимеров	100	0,077 I группа	Проба является токсичной по <i>Daphnia magna</i>
5	Р. Елховка рядом с нефтебазой	0	0 I группа	Проба не оказывает острого токсического действия
6	Отводная канава от Завода полимеров к хранилищу РАО № 205	50	0,124 I группа	Проба является токсичной по <i>Daphnia magna</i>
7	Стоки ТЭЦ-3	6,7	0,137 I группа	Проба не оказывает острого токсического действия
8	В 500 м ниже по течению от т. 7	0	0,706 III группа	Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i>
9	Отводная канава у хранилища РАО № 205	66,7	0 I группа	Проба является токсичной по <i>Daphnia magna</i>
10	Р. Елховка у хранилища РАО № 205	0	0,171 I группа	Пробы не оказывают острого токсического действия
11	Водоём между 5 и 2 секциями отходов	3,3	0,110 I группа	
12	Водоём между 4 и 5 секциями хранилищ отходов	6,7	0,265 I группа	
13/2	Водоём у 4 секции (глубина 0,1 м)	3,3	0,254 I группа	
13/1	Водоём у 4 секции (глубина 0,6 м)	3,3	0,171 I группа	
14	Оз. Сосновое	0	III группа. Пр.: для анализа пробу разб. в 2 раза	Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i>
15	Болото у оз. Сосновое	0	0,110 I группа	Проба не оказывает острого токсического действия
16	Канавы бывшего выпуска стоков у 3 секции шламонакопителя	6,6	0,563 II группа	Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i>
17	Заболоченный водоём у 3 секции	0	0,076 I группа	Пробы не оказывают острого токсического действия
18	Зарегулированное русло р. Елховка	0	0,153 I группа	
19	Карьер ЗМУ – устье протоки из болота от 3 секции	0	0 I группа	

№ точки	Название и расположение точки	Результаты биотестирования		Заключение	
		Дафнии (<i>Daphnia magna</i>), % гибели	Инфузории (<i>Paramecium caudatum</i>), индекс и группа токсичности		
20	Р. Елховка в среднем течении	3,3	0,404 II группа	Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i>	
21	Протока из оз. Ивановское в р. Вятка	3,3	0 I группа	Пробы не оказывают острого токсического действия	
22/1	Южная часть оз. Ивановское (глубина 0–0,2 м)	0	0 I группа		
22/2	Южная часть оз. Ивановское (глубина 0,7–1 м)	0	0 I группа		
23	Оз. Берёзовое	3,3	0 I группа		
24	Карьер оз. Берёзовое	6,7	0 I группа		
25	Карьер оз. Бобровое	0	0 I группа		
26	Оз. Бобровое-1	33,3	0 I группа		
27	Оз. Бобровое-2	0	0 I группа		
28/1	Оз. Бобровое-3 (глубина 0,7 м)	10	0,139 I группа		
28/2	Оз. Бобровое-3 (глубина 2 м)	10	0,046 I группа		
28/3	Оз. Бобровое-3 (глубина 4 м)	100	0,57 II группа		Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i> и <i>Daphnia magna</i>
29	Старица р. Елховка (заболоченный рукав)	0	0,843 III группа		Проба является токсичной по <i>Paramecium caudatum</i>
30	Современное русло р. Елховка	0	0,163 I группа	Проба не оказывает острого токсического действия	
31	Старица р. Вятка	100	0,339 I группа	Проба является токсичной по <i>Daphnia magna</i>	
32	Оз. Глухое	0	0 I группа	Пробы не оказывают острого токсического действия	
33	Измерительный лоток на сбросе воды из оз. Просное	0	0,25 I группа		
34	Слияние р. Просница и р. Волошка	0	0,232 I группа		
35	Место впадения р. Просница в р. Вятка	0	0 I группа		

Примечание: 1) глубина отбора проб, кроме точек, для которых указана иная глубина, составила 0,3 м; 2) заключение о токсичности пробы выносилось по тест-объекту, проявившему более высокую чувствительность; 3) жирным шрифтом выделены токсичные пробы.

гибели рачков не наблюдалось, индекс токсичности Т (по инфузориям) равен нулю.

Состояние водных объектов вблизи хранилищ РАО отличалось от состояния р. Елховка в районе фона. Высокая токсичность проявилась в отводной канаве от хранилища РАО № 205 к р. Елховка (точка 9): гибель дафний в пробе выше 50%, что указывает на острое токсическое действие. Другие водоёмы и водотоки у хранилищ острой токсичностью не обладали.

В районе участков размещения РАО за пределами промплощадки Завода полимеров обнаружены поверхностные водоёмы с наибольшей токсичностью. В пробе № 6, взятой из отводной канавы, проходящей от Завода полимеров к хранилищу № 205, гибель дафний составила 50%; в пробе № 4 – гибель рачков достигла 100% в первые сутки опыта. В прошлом на заболоченном участке вблизи с Заводом полимеров (точка 4) размещались отходы производства. Высокая токсичность проб из поверхностных водных объектов данной зоны может быть обусловлена повышенными значениями мощности эквивалентной дозы гамма-излучения – до 28 мкР/ч.

Однако эти же пробы не оказывали токсического действия на *Paramecium caudatum*. Вероятно, это свидетельствует о недостаточном времени экспозиции для проявления токсического действия.

Следующей зоной с выявленной неблагоприятной экологической обстановкой является район ТЭЦ-3. Отметим, что к загрязнению данного района более значительную чувствительность проявляет тест-объект *Paramecium caudatum*. Например, для пробы точки 8, расположенной на 500 метров ниже ТЭЦ-3, определён индекс токсичности, равный 0,706. Данную пробу следует отнести к III группе – «высокая степень токсичности». Стоки ТЭЦ-3 (точка 7) не оказали острого токсического действия на тест-организмы, однако наблюдалась незначительная гибель дафний (6,7%), а также отличие индекса токсичности от контрольных значений. Выявленный отклик биотестов, вероятно, связан с повышенным относительно ПДК (в 1,5–2,2 раза) содержанием в сточной воде ТЭЦ-3 ионов алюминия, марганца и железа. Согласно данным литературы среди загрязняющих стоки ТЭЦ веществ периодически обнаруживают фенол, нефтепродукты, медь, цинк и другие тяжёлые металлы [11].

От ТЭЦ-3 через коллектор очищенные сточные воды попадают в оз. Ивановское. В точке 22, находящейся в южной части озера

Ивановское, острого токсического действия, как и отличий от контрольных показателей, не отмечено. Очищение сточных вод ТЭЦ-3 и разбавление природными водами способствуют снижению токсичности.

Среди водоёмов, дренирующих загрязнённые грунтовые воды, наиболее неблагоприятными по результатам биотестирования оказались оз. Сосновое и оз. Бобровое-3. Например, для проведения анализа с помощью инфузорий пробу из оз. Сосновое (точка 14) пришлось разбавлять в 2 раза, в результате получен индекс токсичности больше единицы, и проба, безусловно, была отнесена к III группе – «высокая степень токсичности». Анализ содержания неорганических ионов не выявил превышения нормативов, за исключением незначительного превышения концентрации хлорид-ионов, ионов натрия и марганца (в 1,2–1,6 раза). В связи с этим для объяснения токсичности данной пробы необходимо проведение полного химического анализа.

Из озера Бобровое-3 (точка 28) пробы отбирались с глубины 2 и 4 метра. Для пробы с глубины двух метров острого токсического действия не выявлено: гибель дафний незначительна – 10%, по инфузориям определена I группа токсичности – «допустимая». Образец, отобранный с 4-метровой глубины, вызвал 100% гибель рачков, а согласно анализу с использованием инфузорий должен быть отнесён к II группе – «умеренная степень токсичности».

В пробах 28/1 и 28/2 из оз. Бобровое-3 были определены высокие концентрации нитрат-ионов – 8 и 21 г/л (ПДК=45 мг/л), ионов аммония – 93 и 890 мг/л (ПДК=1,5 мг/л), ионов стронция – 12 и 103 мг/л (ПДК=7 мг/л), ионов марганца – 0,53 и 4,13 мг/л (ПДК=0,1 мг/л) соответственно [12].

Загрязнение придонных слоёв Бобровых озёр, оз. Берёзового и их карьеров связано с разгрузкой грунтовых вод, загрязнённых нитратом аммония, источником которого является секция 6 шламонакопителя отходов КЧХК [13, 14].

В других дренирующих водоёмах острой токсичности не зафиксировано, но для точек 13, 24 и 25 установлены некоторые отличия от контрольной среды.

Пробы из точек №№ 3, 29, 30 оказались гипертотоксичны по тест-объекту *Clorella vulgaris*. Пробы из 5 и 19 точек согласно данному тест-объекту являются «сильнотоксичными» и «среднетоксичными» соответственно. Ана-

логичная ситуация наблюдалась при исследовании проб воды на данных участках и в 2009 г. [15].

Особый интерес представила проба из места выхода грунтовых вод у Завода полимеров (точка З). Все тест-объекты указывают на высокую токсичность данной пробы. Это может быть обусловлено загрязнением грунтовых вод хлоридом натрия, который используется на предприятии для получения каустической соды методом электролиза. Содержание ионов натрия в данной пробе было велико – 34,4 г/л [12]. В воде родника установлено превышение ПДК по содержанию ионов марганца в 35 раз, цинка – в 8 раз, свинца и ртути – в 1,5 раза. Кроме того, вблизи выхода грунтовых вод определена повышенная мощность эквивалентной дозы γ -излучения, она составила 24–32 мкР/ч.

Благоприятным фактом можно считать то, что в пробах из водотоков, впадающих в реку Вятка, острой токсичности не выявлено.

Таким образом, сопоставление данных биотестирования и химического анализа проб воды из водоёмов промышленного района вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината позволило сделать следующие выводы:

1. ОАО «Кирово-Чепецкий химический комбинат им. Б. П. Константинова» как предприятие химической отрасли характеризуется несколькими источниками воздействия на окружающую среду. В ходе биологического тестирования поверхностных водных объектов выявлены зоны с повышенной интегральной токсичностью. Центрами таких зон, частично перекрывающих друг друга, служат места сброса сточных вод и принимающие их водные объекты, шламонакопители и хранилища отходов, объекты инфраструктуры промышленной зоны (ТЭЦ, котельные, автодороги и т.д.). Контуры неблагоприятных для биоты зон практически совпадают с местами максимальной химической нагрузки.

2. По полученным данным, р. Вятка в местах впадения в неё р. Просницы как источник питьевого водоснабжения, благополучна по экотоксикологическим показателям. Однако требуется систематическое проведение мониторинга качества воды, так как сверхнормативное загрязнение стоков комбината может приводить к ухудшению качества воды на хозяйственно-питьевом водозаборе г. Кирова.

3. Установлен различный отклик тест-объектов на пробы, характеризующие выделенные зоны загрязнения. Рачки *Daphnia magna* оказались чувствительными к повышенному радиационному фону. Инфузории

Paramecium caudatum ярко реагируют на повышенное содержание железа и тяжёлых металлов. Реакция на минеральное загрязнение (нитратное и аммонийное) оказалась сопоставимой у используемых биотестов.

Авторы выражают признательность сотрудникам лаборатории биомониторинга ВятГГУ и Института биологии Коми НЦ УрО РАН за консультации и помощь в отборе проб.

Литература

1. Ашихмина Т. Я., Дабах Е. В., Кантор Г. Я., Лемешко А. П., Скугорева С. Г., Адамович Т. А. Оценка состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 18–26.
2. Кирово-Чепецк: стратегия города – развитие бизнеса. Кирово-Чепецк. 2005. 152 с.
3. Кирово-Чепецк. Вчера. Сегодня. Завтра / Под ред. Т. Я. Ашихминой, З. Л. Баскина, С. Ю. Рыловой. Киров : Лобань. 2010. 48 с.
4. Экологическая экспертиза влияния отходов производства химкомбината и золоотвалов ТЭЦ-3 г. Кирово-Чепецка на геологическую среду (отчёт). Союз общественных экологических фондов России, фирма «Геотехнология». 1993. 80 с.
5. ФР. 1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний.
6. ФР. 1.31.2005.01881. Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М». 2010.
7. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04, 16.1:2.3.7-04. Методика определения токсичности проб поверхностных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), Красноярск: КрасГУ. 2007.
8. Бакаева Е. Н., Никаноров А. Н. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука. 2006. 239 с.
9. Бородина Н.В., Панфилова И.В., Кантор Г.Я. Биотестирование с помощью тест-культуры *Chlorella vulgaris* Beijer // Биологический мониторинг техногенных систем / Под общ. ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алапкиной. Сыктывкар. 2011. С. 129–139.
10. Панфилова И.В., Шулятьева Н.А. Биотестирование с помощью культуры *Paramecium caudatum* Ehrnberg // Биологический мониторинг техногенных систем / Под общ. ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алапкиной. Сыктывкар. 2011. С. 139–144.

11. Федорченко В. Топливо-энергетический комплекс в российской народно-хозяйственной системе, электрические станции. М.: Энергоиздат, 1990. 263 с.

12. Прошина А. Н., Журавлёва Е. С., Скугорева С. Г. Ионный состав воды поверхностных водных объектов в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. молодёжи. Киров: ООО «Лобань». 2011. С. 97–99.

13. Дружинин Г.В., Лемешко А.П., Нечаев В.А., Хитрин С.В. Отчёт по результатам комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков. Киров: ООО «Геосервис», 2006. 146 с.

14. Экологическая экспертиза влияния отходов производства химкомбината и золоотвалов ТЭЦ-3

г. Кирово-Чепецка на геологическую среду (отчёт). Союз общественных экологических фондов России, фирма «Геотехнология». Исполн. А. В. Албегова и др. М. 1993. 80 с.

15. Отчёт о научно-исследовательской работе в рамках конкурсного проекта ВятГУ «Комплексный мониторинг окружающей среды территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината». Киров. 2009. 106 с.

Работа выполнена в рамках внутреннего гранта Вятского государственного гуманитарного университета для поддержки научно-исследовательских лабораторий №Н-01-10 и гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских учёных-кандидатов наук № МК-7588.2010.5.

УДК 631.46:576.809.51

Сравнительный анализ альгофлоры почв экологически опасных объектов на территории Кировской области

© 2011. Л. В. Кондакова, к.б.н., зав. кафедрой,
Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: kaf_eco@vshu.kirov.ru

Проведён сравнительный анализ альгофлоры почв, отобранных на территории Государственного природного заповедника «Нургуш» и экологически опасных объектов Кировской области: объекта хранения и уничтожения химического оружия (ОХУХО), Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК), Кильмезского ядомогильника и на территории г. Кирова. Выявлено существенное изменение структуры сообществ водорослей в зонах влияния КЧХК, Кильмезского ядомогильника и в г. Кирова.

A comparative analysis has been carried out of the algaeflora of soils sampled in the state nature reserve «Nurgush» and at environmentally hazardous plants of Kirov region: the object storage and decommission of chemical weapon (PS-DCW), the Kirov-Chepetsk Chemical Plant (KCCP), Kilmezskii poison repository and on the territory of Kirov City. A significant change in community structure of algae was revealed in the zones of influence of the KCCP, Kilmezskii poison repository and Kirov City.

Ключевые слова: почва, загрязнение, альгофлора, доминантные и специфические виды, жизненные формы

Key words: soil, pollution, algaeflora, dominant and specific species, life forms

Почва – сложнейшая система, одним из основных функциональных компонентов которой являются населяющие её живые организмы, главные участники круговорота веществ и самоочищения почв. При техногенном загрязнении почвенная биота выполняет важную функцию детоксикации различных соединений. По структуре микробного ценоза почв, особенно по видовому составу, можно

судить об экологическом состоянии экосистем. Почвенные водоросли – обязательный компонент почвенных биоценозов. В природных и антропогенных экосистемах водоросли образуют группировки, отражающие свойства почвы, наличие загрязнения. Разные виды водорослей, иногда очень близкие по систематическому положению, обладают различной устойчивостью к токсическому фактору. Наличие

в среде токсических веществ приводит к подавлению наиболее чувствительных форм и росту наиболее устойчивых к ним видов. Это может служить причиной структурных изменений сообществ [1].

Возможность использования водорослей для оценки экологического состояния экосистем широко применяется в современных исследованиях. Выделяют [2] три основных направления возможного использования водорослей для биодиагностики почв:

- выявление группировок водорослей разных типов почв;
- выявление видов-индикаторов;
- использование отдельных видов водорослей в качестве тест-объектов.

Основные ответные реакции альгофлоры на резкие изменения почвенных условий проявляются в угнетении и выпадении некоторых группировок водорослей, полной замене одних группировок другими или полном исчезновении водорослей [3].

Цель исследования: выявить реакцию почвенных водорослей на воздействие техногенных факторов на территории экологически опасных объектов Кировской области.

Объекты и методы

Работа выполнена с образцами почв, отобранными в Государственном природном заповеднике «Нургуш» (фоновая территория), в фитоценозах, расположенных вблизи объекта по хранению и уничтожению химического оружия, в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината, в районе Кильмезского ядомогильника и на территории г. Кирова (рис. 1). Комплексные экологические исследования на данных объектах проводятся лабораторией биомониторинга ВятГГУ и Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Проведённое исследование является частью этих работ.

Государственный природный заповедник (ГПЗ) «Нургуш» располагается в центральной части Кировской области на юго-востоке Котельничского района. Территория заповедника представляет собой пойменные террасы, сформированные аллювиальными отложениями. Изучалась альгофлора почв с участков пойменного разнотравно-злакового луга (аллювиальная дерновая среднесуглинистая почва), суходольного разнотравно-злакового луга (почва дерново-подзолистая, легкосуглинистая), лесных фитоценозов: дубового леса (почва аллювиальная дерновая тяжелосуглинистая), липового леса (почва аллювиальная

дерновая глинистая), вязово-липового леса (почва аллювиальная дерновая глинистая) и соснового леса (почва среднеподзолистая песчаная).

Объект хранения и уничтожения химического оружия (ОХУХО) расположен на территории Оричевского района, находится между долиной реки Вятки и Средневятской водно-ледниковой равниной. Объект «Марядыковский» существует с 1943 г., в сентябре 2006 г. на территории объекта начал функционировать завод по уничтожению запасов отравляющих веществ. Почвы в районе исследования преимущественно подзолистые и дерново-подзолистые, неустойчивые и малостойчивые к загрязнению. Местность относится к природно-подтопляемым территориям с высокой заболоченностью, грунтовые воды подходят близко к поверхности. В окрестностях объекта почвенный покров сильно нарушен, почвы загрязнены [4]. Нами изучалась альгофлора почв лесных и луговых фитоценозов.

Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК) является одним из крупнейших промышленных предприятий Кировской области и одним из источников химического загрязнения окружающей среды. Комбинат объединяет предприятия: ООО «Завод минеральных удобрений» (ЗМУ) и ООО «Завод полимеров» (ЗП). КЧХК располагается в долине реки Вятки, в 20–25 км выше по течению от хозяйственно-питьевого водозабора г. Кирова.

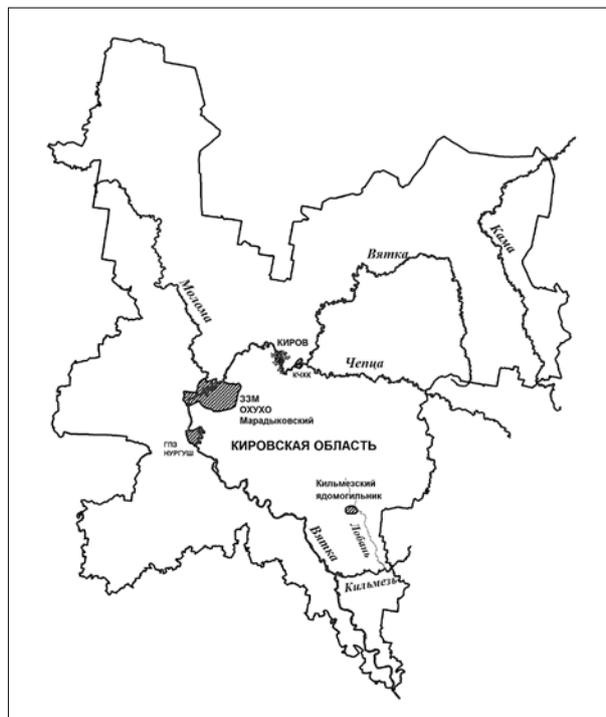


Рис. 1. Участки исследования альгофлоры на территории Кировской области

На ЗМУ производят аммиак, на его основе – азотную кислоту, аммиачную селитру и сложные удобрения. ЗП выпускает фторопласты, фторкаучуки, фторопластовые суспензии и смазки. До 1992 г. на предприятии производили тетра- и гексафторид урана. Выбросы данных предприятий, стоки, сбрасываемые в р. Елховка, твёрдые и жидкие отходы являются источниками загрязнения окружающей среды. Почвенные образцы для анализа альгофлоры отбирались по берегам р. Елховка и пойменных озёр. Почвы аллювиальные дерновые и аллювиальные болотные, многие из них нарушены. Почти все почвы загрязнены тяжёлыми металлами (свинец, цинк, кадмий, никель), степень загрязнения считается допустимой. Локально проявляется радиационное загрязнение почв [5].

Кильмезский ядомогильник является объектом захоронения пришедших в негодность и запрещённых к применению ядохимикатов сельскохозяйственного назначения общей массой около 590 т, из них 52 т – пестициды 1 и 2 классов опасности. Объект находится на землях Немского лесхоза в административных границах Кильмезского района. Ядомогильник оказывает негативное влияние на окружающую среду. Почвы аллювиальные, перегнойно-глеевые и подзолистые песчаные [6].

Город Киров относится к разряду крупных населённых пунктов, в котором проживает третья часть населения области и сконцентрирована основная промышленность региона. Город расположен на левом берегу реки Вятки. К основным экологическим проблемам г. Кирова следует отнести загрязнение атмосферного воздуха от автотранспорта и стационарных источников, загрязнение грунтовых вод, почв [7]. Объектом исследования являлись почвы придорожных газонов главных транспортных магистралей, районов размещения промышленных предприятий, селитебной зоны, городских парков.

Альгоиндикация почв проводилась с использованием методов определения видового состава с последующим анализом флоры [8]. Состав водорослей определяли методом чашечных культур со стёклами обрастания и микроскопированием свежевзятой почвы. При характеристике сообществ водорослей основывались на критериях, выделенных Э. А. Штиной и М. М. Голлербахом [8] для анализа альгофлоры: видовой состав, доминирующие виды и группы видов, специфические виды или их группы, спектр жизненных форм водорос-

лей. Почвенные образцы отбирались с глубины 0–5 и 0–1 см. Культуры просматривались многократно за период их развития. Для сравнения сходства и различия альгофлоры объектов использовали флористические коэффициенты Жаккара, Сьеренсена-Чекановского, Голлербаха [9, 10].

Результаты и обсуждение

В изученных почвах ГПЗ «Нургуш» выявлено 99 видов почвенных водорослей. Альгофлора луговых фитоценозов заповедника представлена 83 видами. Наиболее богата в видовом отношении альгофлора пойменного разнотравно-злакового луга (табл. 1). По числу видов преобладают зелёные и жёлтозелёные водоросли. Согласно литературным данным, в экотопах с сомкнутым растительным покровом преобладают зелёные и жёлтозелёные водоросли [2]. Доминантами сообществ являлись: *Nostoc punctiforme*, *Phormidium autumnale*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Pleurochloris pyrenoidosa*, *P. commutata*, *Monodus subglobosa*, *Eustigmatos magnus*, *Botrydiopsis eriensis*, *Hantzschia amphioxys* (рис. 2., см. цветную вкладку). Видовое разнообразие водорослей суходольного луга ниже – 55 видов. В данном сообществе доминирующие позиции в видовом отношении занимают зелёные и синезелёные водоросли. Доминантами сообществ являлись: *Nostoc linckia*, *Phormidium autumnale*, *Ph. formosum*, *Eustigmatos magnus*, *Pleurochloris pyrenoidosa*, виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Klebsormidium flaccidum*.

В лесных фитоценозах заповедника и охранный зоне выявлено 63 вида водорослей (табл. 1). Преобладают зелёные и жёлтозелёные водоросли: виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Bracteacoccus minor*, *Klebsormidium flaccidum*, *Eustigmatos magnus*, *Pleurochloris lobata*, *Xanthonema exile*.

Процентное соотношение основных отделов почвенных водорослей заповедника близко к процентному соотношению альгофлоры почв Кировской области по сводным данным Э. А. Штиной [11] (табл. 2, рис. 1). В почвах заповедника отмечен более высокий процент жёлтозелёных водорослей.

Флористический анализ почв района ОХУХО выявил 125 видов водорослей и цианобактерий. По сравнению с альгофлорой заповедника в почвах с территории объекта выше процент синезелёных водорослей и ниже процент жёлтозелёных (табл. 2, рис. 3). Согласно

Таблица 1

Видовой состав водорослей под луговыми и лесными фитоценозами ГПЗ «Нургуш»
(1 – число видов; 2 – процент)

Фитоценозы	Число видов водорослей											
	<i>Cyano-phyta</i>		<i>Bacilla-riophyta</i>		<i>Xantho-phyta</i>		<i>Eustig-matophyta</i>		<i>Chloro-phyta</i>		Всего	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Пойменный разнотравно-злаковый луг	13	18,6	6	8,6	15	21,4	4	5,7	32	45,7	70	100
Суходольный разнотравно-злаковый луг	17	30,9	4	7,3	6	10,9	4	7,3	24	43,6	55	100
Всего в луговых фитоценозах	22	26,5	6	7,2	18	21,7	4	4,8	33	39,8	83	100
Сосновый лес	7	18,6	2	5,3	5	13,2	1	2,6	23	60,5	38	100
Дубовый лес	7	18,9	1	2,7	9	24,3	2	5,4	18	48,7	37	100
Липовый лес	1	4,2	1	4,2	8	33,3	1	4,2	13	54,2	24	100
Вязово-липовый лес	12	37,5	2	6,3	3	9,4	1	3,1	14	43,7	32	100
Всего в лесных фитоценозах	16	25,0	3	4,7	13	20,6	2	3,2	29	46,3	63	100

Таблица 2

Состав водорослей в почвах фоновой территории и экологически опасных объектов Кировской области
(1 – число видов, 2 – процент)

Объект	<i>Cyanophyta</i>		<i>Chlorophyta</i>		<i>Xanthophyta</i> и <i>Eustigmatophyta</i>		<i>Bacillario-phyta</i>		ВСЕГО ВИДОВ	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Сводные данные по Кировской обл. [11]	166	27,7	239	39,9	122	20,4	66	11,0	599*	100
ГПЗ «Нургуш»	27	27,3	42	42,4	24	24,2	6	6,1	99	100
ОХУХО	40	32,0	52	41,6	22	17,6	10	8,0	125*	100
КЧХК	18	20,0	44	48,9	16	17,8	12	13,3	90	100
Кильмезский ядомогильник	7	12,7	35	63,6	10	18,2	3	5,4	55	100
Г. Киров	46	44,2	37	35,6	9	8,6	11	10,6	104*	100

Примечание: * – встретились представители других отделов.

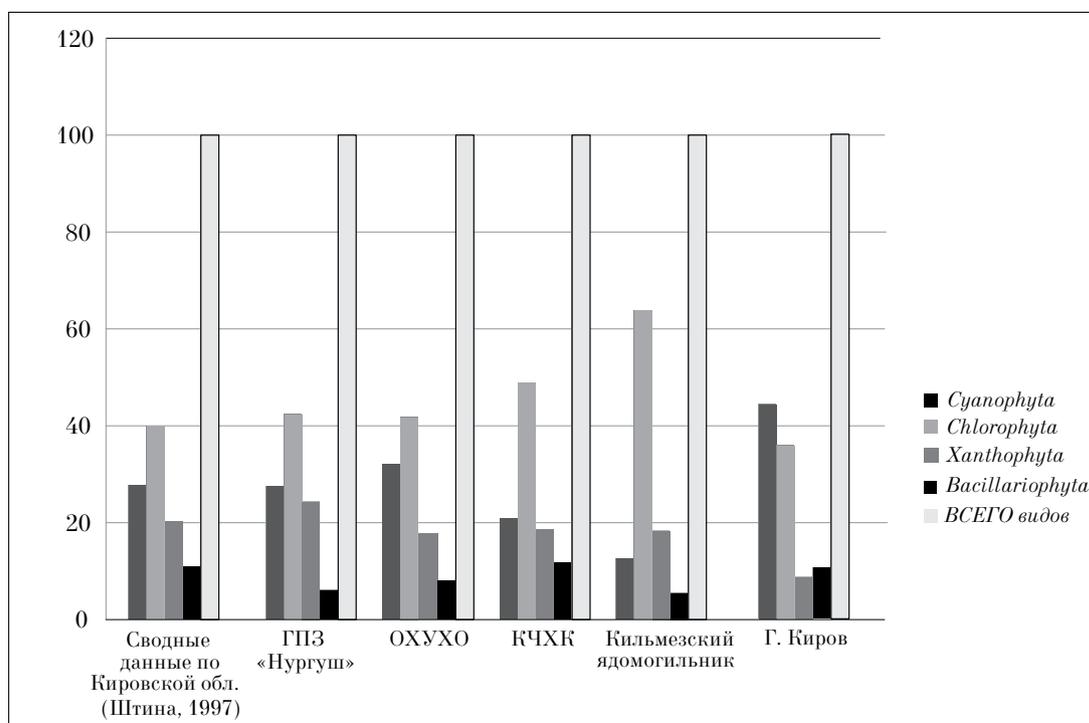


Рис. 3. Состав водорослей в почвах фоновой территории и экологически опасных объектов Кировской области (%)

нашим наблюдениям и литературным данным, в почвах, испытывающих антропогенную нагрузку, перестройка состава альгофлоры происходит в сторону увеличения разнообразия цианобактерий и уменьшения разнообразия жёлтозелёных водорослей. В лесных фитоценозах объекта выявлен 71 вид водорослей. Отмечено преобладание зелёных водорослей (представителей родов *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Coccomyxa*, *Stichococcus*, *Klebsormidium*) и жёлтозелёных (виды родов *Botrydiopsis*, *Characiopsis*, *Eustigmatos*). В почвах луговых фитоценозов отмечено 120 видов водорослей, преобладают зелёные водоросли (39,2%) и цианобактерии (30,8%), жёлтозелёные водоросли составляют 19,2% (табл. 2). Соотношение основных отделов почвенных водорослей лесных фитоценозов объекта ОХУХО и заповедника почти совпадает (табл. 3). Различия проявляются на видовом уровне. По сравнению с альгофлорой луговых фитоценозов заповедника флора луговых фитоценозов ОХУХО в 1,7 раза богаче представителями *Cyanophyta* и в 2 раза *Bacillariophyta* (табл. 3).

В почвах района КЧХК, представленных пойменными луговыми фитоценозами, выявлено 90 видов (табл. 2, рис. 3). Наибольшее видовое разнообразие образуют зелёные водоросли: виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Chlorella vulgaris*, *Bracteacoccus minor*, *Coccomyxa confluens*. Из десмидиевых водорослей, показателей избыточно увлажнённых почв, встречаются *Closterium pusillum*, *Penium borgeanum*, *Cosmarium cucurbita*. Диатомовые водоросли при незначительном видовом разнообразии представлены широко распространёнными в почвах видами: *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis*, *Nitzschia palea*, *Luticola mutica*, *Navicula pelliculosa*, *Stauroneis anceps*. Жёлтозелёные водоросли составляют 17,8% видового разнообразия. Это представители родов *Eustigmatos*, *Peurochloris*, *Botrydiopsis*, *Chlorocloster*, *Heterococcus*. В почвах района КЧХК *Cyanophyta* представлены в основном безгетероцистными нитчатых формами. Это представители родов *Phormidium*, *Leptolyngbya*. По сравнению с альгофлорой ГПЗ «Нургуш» структура группировок почвенных водорослей района КЧХК изменяется в сторону увеличения процентного соотношения зелёных водорослей и уменьшения синезелёных при почти полном отсутствии азотфиксаторов. Перегрузка почв доступным азотом влечёт за собой отсутствие в ней азотфиксирующих синезелёных водорослей [2]. Данные почвы существенно различаются по ми-

Таблица 3

Состав водорослей в почвах фитоценозов ГПЗ «Нургуш» и экологически опасных объектов Кировской области

Объект	Фитоценоз	Состав альгофлоры
ГПЗ «Нургуш»	Лес	C ₁₅ Z ₃₀ Ж ₁₅ Д ₃
	Луг	C ₂₂ Z ₃₃ Ж ₂₂ Д ₆
	Всего	C ₂₇ Z ₄₂ Ж ₂₄ Д ₆
ОХУХО	Лес	C ₁₆ Z ₃₂ Ж ₁₅ Д ₈
	Луг	C ₃₇ Z ₄₇ Ж ₂₃ Д ₁₂ Др ₁
	Всего	C ₄₁ Z ₅₃ Ж ₂₃ Д ₁₂ Др ₁
КЧХК	Луг	C ₁₈ Z ₄₂ Ж ₁₆ Д ₁₀
Кильмезский ядомогильник	Всего	C ₇ Z ₃₃ Ж ₁₂ Д ₃

C – синезелёные (цианобактерии);

Z – зелёные;

Ж – жёлтозелёные;

Д – диатомовые;

Др – другие отделы.

кробиологическим показателям [12]. Их особенностью является слабый уровень развития бактерий рода *Azotobacter* и микромицетов. Содержание грибов с окрашенным мицелием составляет более 60%.

В почвах в районе Кильмезского ядомогильника выявлено 55 видов почвенных водорослей (табл. 2, 3, рис. 3). Видовой состав альгофлоры представлен в основном зелёными водорослями (63,6 % видового разнообразия) и низким видовым разнообразием диатомей и *Cyanophyta*. В аллювиальных перегнойно-глеевых почвах выявлено 36 видов водорослей, при этом в контрольном варианте видовое разнообразие ниже, чем на участках, испытывающих воздействие ядомогильника. В подзолистых почвах отмечено 37 видов водорослей. Фоновый для подзолистой почвы вариант расположен в 5 км к востоку от захоронения, представлен основным фитоценозом (искусственные посадки) и имеет характерный для хвойного фитоценоза видовой состав. В данном варианте оказалось более низкое видовое разнообразие водорослей по сравнению с участком с нарушенной подзолистой почвой, расположенным в 50 м ниже по склону от ядомогильника. В почвах района Кильмезского ядомогильника зональная структура группировок почвенных водорослей сильно нарушена.

В почвах г. Кирова выявлено 104 вида водорослей, видовое разнообразие представлено в основном синезелёными и зелёными водорослями (табл. 2, рис. 3). Структура группировок почвенных водорослей г. Кирова

различается по экологическим зонам города. В промышленной и транспортной зонах города доминируют *Microcoleus vaginatus*, *Phormidium autumnale*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica* var. *mutica*, *L. mutica* var. *nivalis*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*. Доминирующий комплекс селитебной зоны составляют синезелёные водоросли *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Pseudanabaena catenata*, *Microcoleus vaginatus* и диатомовые водоросли *Navicula pelliculosa*, *Nitzschia palea*. Менее нарушена структура группировок водорослей в рекреационной зоне города.

Наши наблюдения согласуются с данными других авторов по урбанизированным экосистемам [13, 14].

Сравнение альгофлоры объектов по доминирующим видам подчёркивает специфичность их флоры и в то же время сходство благодаря наличию видов-убиквистов, распространённых во всех изучаемых почвах (табл. 4).

К специфическим видам отнесены виды, выявленные только на данных объектах (табл. 5). Часть видов, возможно, отражает специфику объектов, другие виды могут быть из категории редко встречающихся или стенобионтных.

Специфическими видами ГПЗ «Нургуш» являются редко встречающиеся виды синезелёных и жёлтозелёных водорослей. На участках ОХУХО и КЧХК в число специфических видов вошли амфибиальные и гидрофильные виды из отделов *Cyanophyta* и *Chlorophyta*. Специфическая альгофлора г. Кирова представлена синезелёными и диатомовыми водорослями, толерантными к техногенной нагрузке.

Для того чтобы оценить взаимные связи альгофлоры различных объектов, были подсчитаны флористические коэффициенты (табл. 6). Высокие значения коэффициентов Жаккара и Сьеренсена-Чекановского указывают на сходство сравниваемых флор. Следует отметить, что сравниваемые объекты, кроме Кильмезского ядомогильника, расположены в пойме реки Вятки, что предполагает исходную близость видового состава фототрофов.

Для характеристики степени различия флористического состава водорослей в изучаемых объектах подсчитан коэффициент дифференциальности [10]. Высокие значения коэффициента дифференциальности показывают существенные различия альгофлоры сравниваемых объектов, особенно Кильмезского ядомогильника (табл. 7).

Таблица 4

Доминирующие виды водорослей в почвах фитоценозов фоновой территории и экологически опасных объектов

Объект		Виды водорослей
ГПЗ «Нургуш»	Лес	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Chlorococcum infusionum</i> , <i>Bracteacoccus minor</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Eustigmatos magnus</i> , <i>Pleurochloris lobata</i> , <i>Xanthonema exile</i>
	Луг	<i>Phormidium autumnale</i> , <i>Ph. boryanum</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Nostoc punctiforme</i> , <i>N. paludosum</i> , <i>Pleurochloris commutata</i> , <i>Botrydiopsis eriensis</i> , <i>Eustigmatos magnus</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Ch. gelatinosa</i> , <i>Ch. oblongella</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Bracteacoccus minor</i> , <i>Chlorococcum</i> sp., <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Luticola mutica</i>
ОХУХО	Лес	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Chlorococcum</i> sp., <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Coccomyxa solorinae</i>
	Луг	<i>Cylindrospermum muscicola</i> , <i>C. licheniforme</i> , <i>Nostoc muscorum</i> , <i>Phormidium formosum</i> , <i>Eustigmatos magnus</i> , <i>Botrydiopsis eriensis</i> , <i>Characiopsis minima</i> , <i>Xanthonema bristolianum</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorococcum infusionum</i> , <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
КЧХК	Луг	<i>Bracteacoccus minor</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorococcum</i> sp., <i>Coccomyxa confluens</i> , <i>Botrydiopsis eriensis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Navicula pelliculosa</i>
Кильмезский ядомогильник	Луг	<i>Bracteacoccus minor</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlorococcum infusionum</i> , <i>Coccomyxa solorinae</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Eustigmatos magnus</i>
Город Киров		<i>Microcoleus vaginatus</i> , <i>Phormidium autumnale</i> , <i>Ph. formosum</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Nostoc paludosum</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i> , <i>Chlorococcum</i> sp., <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Luticola mutica</i> , <i>Navicula pelliculosa</i>

Примечание: жирным шрифтом выделены виды, общие для изучаемых объектов.

Таблица 5

Специфические виды водорослей в почвах фитоценозов фоновой территории и экологически опасных объектов

Объект	Виды водорослей
ГПЗ «Нургуш»	<i>Phormidium dimorphum</i> , <i>Ph. corium</i> , <i>Synechocystis minuscula</i> , <i>Monodus subglobosa</i> , <i>M. coccomyxoides</i> , <i>Chlamydomonas platyrrhyncha</i> , <i>Ch. incisa</i> , <i>Ch. oblonga</i>
ОХУХО	<i>Calothrix gracilis</i> , <i>Nostoc commune</i> , <i>Oscillatoria animalis</i> , <i>O. subtilissima</i> , <i>O. limnetica</i> , <i>O. sancta</i> , <i>Plectonema boryanum</i> f. <i>hollerbachianum</i> , <i>Pleurochloris inaequalis</i> , <i>Dictyococcus pseudovarians</i> , <i>Scotiellopsis rubescens</i> , <i>Keratococcus bicaudatus</i> , <i>Klebsormidium mucosum</i> , <i>Eunotia tenella</i>
КЧХК	<i>Oscillatoria splendida</i> , <i>Chlamydomonas snowiae</i> , <i>Apodochloris polymorpha</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i> , <i>Tetraëdron minimum</i> , <i>Navicula cryptocephala</i> , <i>N. minima</i>
Кильмезский ядомогильник	<i>Neochloris pyrenoidosa</i> , <i>Muriella terrestris</i> , <i>Chlorogonium leiostracum</i>
Город Киров	<i>Anabaena oscillarioides</i> , <i>Nodularia harveyana</i> , <i>Phormidium animale</i> , <i>Ph. ambiguum</i> , <i>Ph. inundatum</i> , <i>Ph. retzii</i> , <i>Schizotrix friesii</i> , <i>Scytonema ocellatum</i> , <i>Trichromus variabilis</i> , <i>Luticola mutica</i> f. <i>nivalis</i> , <i>L. mutica</i> f. <i>binodis</i> , <i>L. mutica</i> f. <i>ventricosa</i>

Таблица 6

Коэффициенты Жаккара и Сьеренсена-Чекановского альгофлоры фоновой территории и экологически опасных объектов Кировской области (%)

Жаккара / Сьеренсена-Чекановского	ГПЗ «Нургуш»	ОХУХО	КЧХК	Кильмезский ядомогильник	Город Киров
Жаккара					
Сьеренсена-Чекановского					
ГПЗ «Нургуш»		50,3	56,8	32,7	55,0
ОХУХО	67,0		37,9	29,5	45,9
КЧХК	72,4	55,0		34,3	49,6
Кильмезский ядомогильник	53,2	45,5	51,1		31,4
Город Киров	70,9	62,9	66,3	47,8	

Таблица 7

Коэффициент дифференциальности альгофлоры фоновой территории и экологически опасных объектов Кировской области (%)

	ГПЗ «Нургуш»	ОХУХО	КЧХК	Кильмезский ядомогильник	Город Киров
ГПЗ «Нургуш»		49,7	43,2	63,7	45,0
ОХУХО			62,1	70,5	54,1
КЧХК				65,7	50,4
Кильмезский ядомогильник					68,6

В спектрах жизненных форм фоновой территории и изучаемых объектов преобладают виды-пациенты X-, Ch- и C-жизненных форм. Это виды теневыносливые, устойчивые к экстремальным условиям, могут образовывать обильную слизь, обитают как в толще почвы, так и на её поверхности. Представители R-жизненной формы – это нитчатые синезелёные водоросли, тяготеющие к голым участкам минеральной почвы и обладающие ксероморфной структурой (табл. 8).

Выводы

Альгофлора почв луговых и лесных фитоценозов ГПЗ «Нургуш» достаточно разнообразна и имеет характерный зональный тип соотношения основных отделов почвенных водорослей.

Флористический анализ почвенных водорослей района ОХУХО в сравнении с альгофлорой заповедника выявил незначительные изменения в структуре группировок водорослей: снижение видового разнообразия жёлтозелёных водорослей, чувствительных

Спектр жизненных форм почвенных водорослей
фоновой территории и экологически опасных объектов Кировской области

Объект	Фитоценоз	Жизненная форма
ГПЗ «Нургуш»	Всего	$X_{27}C_{22}P_{17}Ch_{14}H_9B_6hydr_2M_1amph_1$
	Лес	$C_{16}Ch_{12}P_{11}X_{11}H_7B_3M_1hydr_1amph_1$
	Луг	$X_{20}Ch_{12}P_{11}C_{11}H_8B_6hydr_2$
ОХУХО	Всего	$C_{27}X_{25}P_{23}Ch_{15}hydr_{14}B_{12}H_{10}M_2amph_2$
	Лес	$C_{20}X_{15}Ch_{10}P_8B_8H_6hydr_3amph_1$
	Луг	$C_{25}P_{22}X_{22}hydr_{13}Ch_{12}B_{12}H_{10}M_2amph_2$
КЧХК	Луг	$X_{20}C_{16}Ch_{15}P_{12}B_{10}H_5amph_6hydr_6$
Кильмезский ядомогильник		$Ch_{15}C_{13}X_{10}hydr_6H_3P_3B_3$
Город Киров		$C_{28}P_{23}X_{16}Ch_{12}B_{11}H_7M_2amph_2hydr_2$

к техногенной нагрузке, и увеличение разнообразия синезелёных водорослей. В большей степени эти изменения касаются луговых фитоценозов.

В почвах района КЧХК отмечена существенная перестройка структуры группировок почвенных водорослей: разнообразие зелёных водорослей при почти полном отсутствии азотфиксаторов, что показывает на азотное загрязнение почв.

Кардинальная перестройка альгофлоры выявлена в почвах в окрестностях Кильмезского ядомогильника, где видовое разнообразие зелёных водорослей составляет 63,6% видового состава. Это в 1,5 раза выше процентного соотношения зелёных водорослей в почвах заповедника. При этом видовое разнообразие синезелёных и диатомовых водорослей в 2 раза ниже.

В урбозекосистемах фоновая структура альгогруппировок изменена. Видовое разнообразие почвенных водорослей г. Кирова представлено в основном синезелёными и зелёными водорослями.

Литература

- Гапочка Л. Д. Об адаптации водорослей. М.: Изд-во МГУ, 1981. 79 с.
- Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.
- Штина Э.А. Почвенные водоросли как экологические индикаторы // Ботан. журн. 1990. Т. 75. № 4. С. 441–452.
- Олькова А.С., Дабах Е.В. Оценка устойчивости почв и прогноз их состояния в районе уничтожения хи-

мического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 73–76.

- Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П. Состояние почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы загрязнения почв: Материалы III международной научной конференции. МГУ. 2010. С. 80–84.

- Домрачева Л.И., Дабах Е.В. Химико-биологический мониторинг почв (на примере Кильмезского захоронения ядохимикатов) // Современные проблемы загрязнения почв: Материалы III международной научной конференции. МГУ. 2010. С. 345–349.

- Экологическая безопасность региона (Кировская область на рубеже веков) / Под ред. Т.Я. Ашихминой, М.А. Зайцева. Киров: Вятка, 2001. 416 с.

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

- Шмидт В.М. Математические методы в ботанике. Л.: Изд-во ГЛПУ, 1989. 287 с.

- Голлербах М.М. К вопросу о составе и распространении водорослей в почвах // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. 1936. Сер. 2. Вып. 3. С. 99–301.

- Штина Э.А. Флора водорослей бассейна реки Вятки. Киров. 1997. 96 с.

- Злобин С.С., Зыкова Ю.Н., Адамович Т.А., Скугорева С.Г., Домрачева Л.И., Дабах Е.В., Кантор Г.Я. Интенсивность развития микробных комплексов в почвах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути решения: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. молодёжи. Киров: ООО «Лобань», 2010. С. 55–58.

- Москвич Н.П. Опыт использования водорослей при изучении санитарного состояния почв // Ботанический журнал. 1973. Т. 58. № 3. С. 412–416.

- Кабилов Р.Р., Шилова И.И. Сообщества почвенных водорослей на территории промышленных предприятий // Экология. 1994. № 6. С. 16–20.

УДК 502.3 + 577 + 663

Влияние отходов пивоварения на ферментативную активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы

© 2011. Е. Ю. Руденко, к.б.н., доцент,

Самарский государственный технический университет,

e-mail: e_rudenko@rambler.ru

Изучено влияние основных отходов пивоваренной промышленности на ферментативную активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы. Пивная дробина и отработанный кизельгур больше изменяют каталазную, чем инвертазную активность чернозёмной почвы, загрязнённой нефтью. Отходы пивоварения могут применяться для стимуляции биологической активности нефтезагрязнённой чернозёмной почвы.

Influence of the basic waste of the brewing industry on the enzymatic activity of the petropolluted chernozem soil is studied. The spent grain and the fulfilled diatomite variate activity of catalase more, than activity of invertase of the chernozem soil polluted by oil more. A brewing waste can be applied to stimulation of a biological potency of the petropolluted chernozem soil.

Ключевые слова: пивная дробина, кизельгур, отходы пивоварения, ферменты почвы, каталаза, инвертаза, нефтезагрязнённая почва

Key words: spent grain, diatomite, brewing waste, soil ferments, catalase, invertase, petropolluted soil

Проблема рационального использования вторичных материальных ресурсов и утилизации отходов производства требует решения практически во всех отраслях промышленности. Одними из основных отходов пивоваренной промышленности являются пивная дробина и отработанный кизельгур. В среднем при производстве 100 л готового пива образуется примерно 25 кг солодовой дробины [1] и 300 г отработанного кизельгура [2]. Во всём мире образуется огромное количество отходов пивоварения. Например, в России ежегодно производится около 8,5 млрд. л пива [3], при этом образуется примерно 2,1 млн. т сырой пивной дробины и 55 тыс. т влажного осадка кизельгура.

Солодовая дробина образуется в процессе фильтрации затора. Она представляет собой остаток после отделения жидкой фазы – пивного сула. Дробина состоит из жидкой (45%) и твёрдой (55%) фаз. Твёрдая фаза дробины содержит оболочку и нерастворимую часть зерна зёрен ячменного солода и несоложённых материалов. Солодовая дробина имеет светлорыжий цвет, сладковатый вкус, солодовый запах, густую консистенцию грубообразного зернового продукта. В дробине остаётся около 75% белковых веществ и 80% жира, содержащихся в затираемых зернопродуктах. Состав дробины зависит от качества солода,

количества несоложёного сырья, а также сорта изготавливаемого пива. Дробина на 75–85% состоит из воды и на 15–25% из сухого остатка. Сухой остаток содержит примерно 6,6 % белковых веществ, 1,7% жира и 9,7% безазотистых экстрактивных веществ. Зола дробины богата солями фосфора, кальция, магния и других химических элементов, содержание которых зависит от состава зернопродуктов и воды, используемой для затирания [1]. Основными направлениями использования пивной дробины являются производства кормов и продуктов питания [4]. Отработанный кизельгур представляет собой осадок, образующийся при фильтрации пива. Он состоит из кизельгура (раковин морских диатомовых водорослей) и органических веществ, осевших в процессе фильтрации пива. Химический состав кизельгурового осадка изменяется в зависимости от сорта пива. Отработанный кизельгур содержит 70–80% воды и 20–30% сухого остатка. Сухой остаток содержит оксид кремния (80–99%) и других химических элементов (железа, кальция, натрия, калия, фосфора, магния), сырой белок (11,7%), азот (1,5%), глюкозу (0,43%). рН осадка кизельгура варьирует от 6,1 до 6,8 и зависит от рН и продолжительности фильтрации пива, а также условий хранения образующегося осадка кизельгура. Плотность влажного отработанного кизельгура

ра изменяется в соответствии с содержанием в нём воды. Например, плотность отработанного кизельгура влажностью 71% составляет 1160 кг/м³ [2]. Отработанный кизельгур может использоваться в производстве строительных материалов, а также в сельском хозяйстве [4]. Несмотря на то, что пивная дробина и отработанный кизельгур используются в различных отраслях хозяйственной деятельности человека, постоянно ведутся поиски новых более выгодных путей их утилизации.

В настоящее время нефть остаётся одним из самых востребованных источников энергии во всём мире. В связи со значительной интенсификацией добычи и переработки нефти и нефтепродукты входят в число основных загрязнителей окружающей среды [5]. Для рекультивации почв, загрязнённых нефтью и продуктами её переработки, используются физические, химические, физико-химические и биологические методы, а также их сочетание. Многие существующие физические и химические способы рекультивации нефтезагрязнённой почвы предусматривают активное воздействие на неё (механическое рыхление, фрезерование, промывку водой под давлением, срезку и удаление сильнозагрязнённого слоя и т. п.) без учёта генезиса, состава и свойств конкретного типа почв. Устранить большинство указанных недостатков очистки загрязнённых нефтью почв может применение биологической рекультивации. В основе подавляющего большинства методов биологической рекультивации лежит активация процессов микробиологической деструкции нефти в почве, при которых не образуются веществ, оказывающих отрицательного воздействия на окружающую среду. Микробиологическая рекультивация загрязнённых нефтью почв основывается на двух подходах: активизации аборигенной микрофлоры почвы или интродукции адаптированных к загрязнителю и условиям внешней среды штаммов нефтеокисляющих микроорганизмов. Протекание биологической рекультивации зависит от многих факторов: наличия и доступности источников энергии (доноров электронов), акцепторов электронов, питательных веществ, pH, температуры и ингибирования субстратов или метаболитов. Почвенные ферменты являются катализаторами важных метаболических процессов, протекающих в почвах, включая детоксикацию загрязняющих веществ. Существуют исследования, в которых увеличение активности почвенных ферментов коррелирует с удалением углеводов, поэтому анализ

ферментативной активности часто используется для оценки интенсивности протекания процессов восстановления почв [6, 7].

Цель исследования – оценка влияния пивной дробины и отработанного кизельгура на показатели ферментативной активности нефтезагрязнённой почвы в лабораторном эксперименте. Задачи исследования – определение активности почвенных ферментов каталазы и инвертазы при внесении отходов пивоварения в почву при модельном загрязнении нефтью.

Материал и методы исследования

В работе использовали чернозём оподзоленный среднесуглинистый, который загрязняли нефтью (3.2.1.2 ГОСТ Р 51858-2002) в массовом соотношении 50 г/кг. К нефтезагрязнённой почве добавляли пивную дробину, полученную при варке пива «Классическое» в лаборатории бродительных процессов факультета «Пищевых производств» Самарского государственного технического университета, влажностью 70±2% и отработанный кизельгур, полученный на одном из пивоваренных заводов Самарской области, влажностью 80±2%. Отходы пивоварения в соотношении 1:1 добавляли к загрязнённой нефтью почве в количестве 10, 20, 30% в пересчёте на сухую дробину и сухой кизельгур. Контролем служила почва без примеси отходов пивоварения и нефти, а также почва, загрязнённая нефтью в массовом соотношении 50 г/кг. Влажность опытных и контрольных образцов почвы поддерживалась на уровне 30±2%. Образцы помещали в стеклянные сосуды с полиэтиленовыми крышками и инкубировали в термостате при температуре 30±1 °С в течение трёх месяцев, проводя рыхление и отбирая пробы через 15 суток, 1, 2, 3 месяца. В отобранных пробах определяли активность каталазы титриметрическим методом и активность инвертазы колориметрическим методом [8].

Результаты и их обсуждение

Динамика изменения каталазной активности контрольных и исследуемых образцов почвы представлена на рисунке 1. При добавлении к нефтезагрязнённой чернозёмной почве пивной дробины и отработанного кизельгура в течение первых 15 суток после начала эксперимента уменьшается её каталазная активность. Наиболее существенно этот показатель изменяется у образца, содержащего 30% отходов пивоварения. Самая высокая актив-

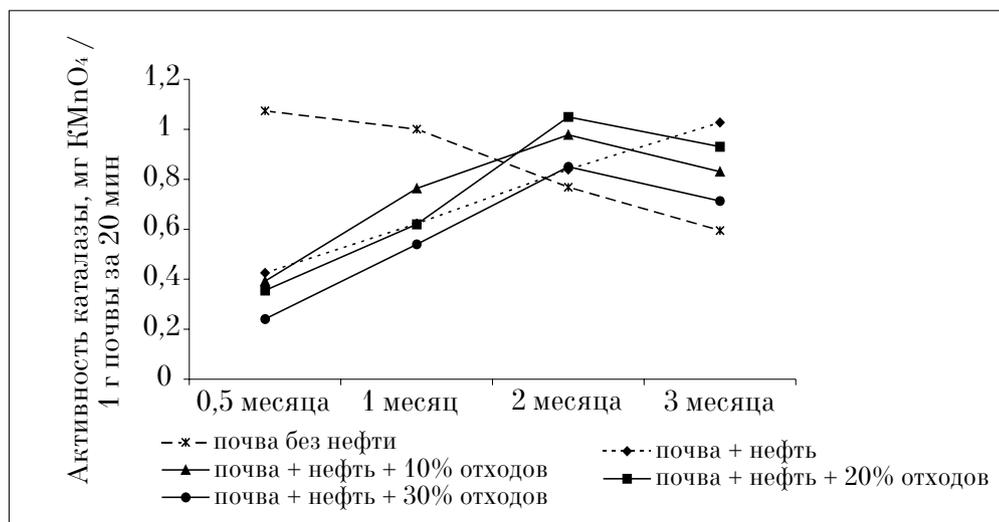


Рис. 1. Изменение каталазной активности чернозёмной почвы

ность каталазы отмечается у образца нефтезагрязнённой почвы с добавлением 10% солодовой дробины и кизельгурового осадка, а самая низкая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 30% отходов пивоваренной промышленности. К концу первого месяца эксперимента каталазная активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы, содержащей пивную дробину и отработанный кизельгур, увеличивается по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой лишь при массовом соотношении отходов пивоварения в почве равном 10%. Каталаязная активность нефтезагрязнённой почвы с добавлением 20% солодовой дробины и кизельгурового осадка не отличается от контрольной загрязнённой нефтью почвы. При добавлении 30% отходов пивоваренной промышленности каталазная активность нефтезагрязнённой почвы ниже, чем в обоих контрольных образцах.

В течение второго месяца эксперимента добавление к нефтезагрязнённой чернозёмной почве пивной дробины и отработанного кизельгура увеличивает её каталазную активность по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой, причём этот показатель больше изменяется у образца, содержащего 20% отходов пивоварения. При внесении 30% солодовой дробины и осадка кизельгура каталазная активность загрязнённой нефтью почвы сопоставима с контрольными значениями. Активность каталазы опытных образцов почвы продолжает увеличиваться по сравнению с показателями конца первого месяца эксперимента. По-прежнему самая высокая каталазная активность отмечается у нефтезагрязнённой почвы с добавлением 20% отходов пивоваренной промышленности, а самая низ-

кая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 30% пивной дробины и отработанного кизельгура. К концу третьего месяца эксперимента каталазная активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы, содержащей солодовую дробину и отработанный кизельгур, снижается по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой, причём этот показатель больше изменяется у образцов, содержащих 10 и 30% пивной дробины и осадка кизельгура. При этом каталазная активность загрязнённой нефтью почвы, содержащей отходы пивоварения, остаётся выше, чем в контрольной незагрязнённой почве. Каталаязная активность опытных образцов почвы начинает постепенно снижаться по сравнению с показателями конца второго месяца эксперимента. Вероятно, это связано с постепенным истощением питательных веществ, содержащихся в пивной дробине и кизельгуровом осадке. По-прежнему самая высокая каталазная активность отмечается у нефтезагрязнённой почвы с добавлением 20% пивной дробины и ила кизельгура, а самая низкая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 30% отходов пивоварения.

Изменение инвертазной активности контрольных и исследуемых образцов почвы представлено на рисунке 2. При добавлении к нефтезагрязнённой чернозёмной почве отходов пивоварения в течение первых 15 суток после начала эксперимента увеличивает её инвертазную активность. Самая высокая активность инвертазы отмечается у образца нефтезагрязнённой почвы с добавлением 10% пивной дробины и отработанного кизельгура, а самая низкая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 30% отходов пивоваренной

промышленности. К концу первого месяца эксперимента инвертазная активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы, содержащей отходы пивоваренной промышленности, увеличивается по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой. Самая высокая инвертазная активность по-прежнему отмечается у нефтезагрязнённой почвы с добавлением 10% солодовой дробины и отработанного кизельгура. В течение второго месяца эксперимента инвертазная активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы с добавлением отходов пивоваренной промышленности увеличивается по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой. По-прежнему самая высокая инвертазная активность отмечается у нефтезагрязнённой почвы с добавлением 10% пивной дробины и кизельгурового осадка, а самая низкая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 30% отходов пивоварения. К концу третьего месяца эксперимента инвертазная активность нефтезагрязнённой чернозёмной почвы, содержащей отходы пивоваренной промышленности, увеличивается по сравнению с контрольной нефтезагрязнённой почвой. Самая высокая инвертазная активность отмечается у нефтезагрязнённой почвы с добавлением 30% солодовой дробины и кизельгурового осадка, а самая низкая – у загрязнённой нефтью почвы, содержащей 10% пивной дробины и отработанного кизельгура.

Результаты проведённых исследований согласуются с данными литературы о том, что в результате физического и токсического влияния нефти изменяются ферментативные свойства почв [6]. Самовосстановление фер-

ментативных свойств почв даже в оптимальных условиях происходит крайне медленно, что свидетельствует о необходимости включения в систему мероприятий по рекультивации нефтезагрязнённых почв мер по активизации микробиологических процессов.

Для активации естественной почвенной микрофлоры вносят органические и минеральные (N, P, K) удобрения, иногда в комплексе с мелиорирующими добавками или органическими сорбентами (торфом, алюмосиликатами, продуктом биотехнологической переработки гидролизного лигнина), что способствует более интенсивной трансформации нефтяных органических загрязнений [9,10]. Используемые в данной работе пивная дробина и отработанный кизельгур представляют собой комплексную органо-минеральную добавку, сочетающую в себе свойства органического удобрения, адсорбента нефти и мелиоранта почвы.

Применение органических удобрений (например, биогумуса, отработанного дрожжевого автолизата, продукта биотехнологической переработки гидролизного лигнина, активного ила аэротенка, помёта птиц или животных, гороховой соломы и др.) обеспечивает процессы микробной деградации нефти необходимой энергией, кофакторами, частично питательными веществами. Использование органических удобрений снижает содержание и токсичность нефти, улучшает физико-химические свойства нефтезагрязнённой почвы, повышает активность биологических процессов в почве и увеличивает интенсивность дыхания, повышает численность и деструктивную активность

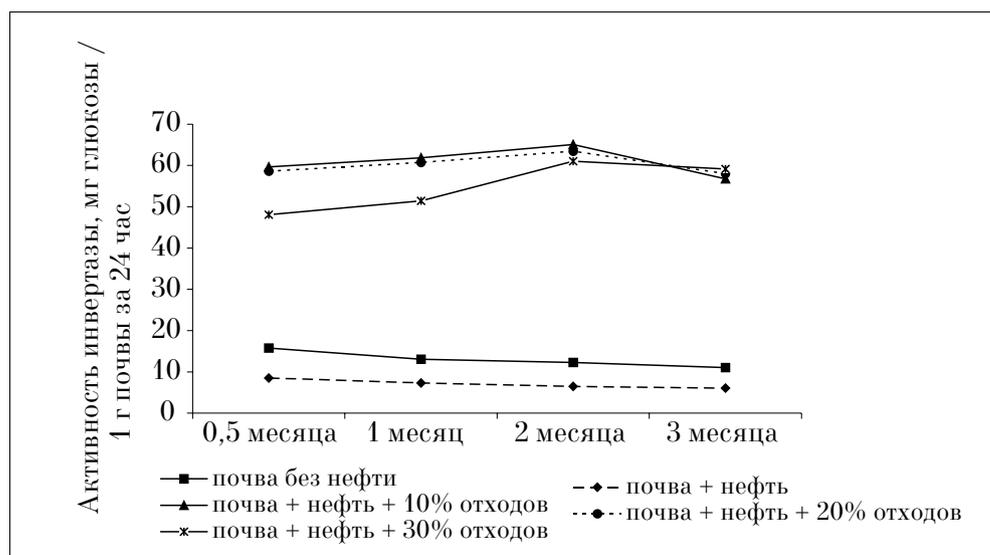


Рис. 2. Изменение инвертазной активности чернозёмной почвы

почвенных микроорганизмов. Это способствует повышению эффективности фитомиелиорации и ускорению процессов очистки почвы [10].

Обогащение почвы органическим веществом значительно уменьшает вредное влияние углеводородов нефти на её ферментативную активность. Поступающие в почву органические вещества являются дополнительным источником углерода и других химических элементов (азота, фосфора и калия), необходимых для жизнедеятельности микроорганизмов, растений и животных почвы. Некоторые авторы отмечают увеличение ферментативной активности после добавления соломы и компоста к почве, загрязнённой полициклическими ароматическими углеводородами [11]. Помимо стимулирующего действия на уровень ферментативной активности почвы и, следовательно, на обмен веществ микроорганизмов вносимые органические вещества могут также участвовать в процессах сорбции загрязняющих веществ органического происхождения [7].

Выводы

1. Внесение пивной дробины и отработанного кизельгура увеличивает ферментативную активность нефтезагрязнённого чернозёма оподзоленного среднесуглинистого.

2. Добавление отходов пивоварения больше влияет на инвертазную, чем на каталазную активность загрязнённого нефтью чернозёма оподзоленного среднесуглинистого.

3. Отходы пивоварения могут применяться для стимуляции биологической активности нефтезагрязнённой чернозёмной почвы.

Литература

1. Вторичные пищевые ресурсы пищевой и перерабатывающей промышленности АПК России и охраны окружающей среды. Справочник / Под ред. Е.И. Сиженко. М.: Пищепромиздат, 1999. 468 с.
2. Schmid N. A. Verbesserung der filtrationstechnischen Eigenschaften von Filterhilfsmitteln durch ein thermisches Verfahren. Dokt.-Ing. Munchen, 2002. 191 s.
3. <http://b2b-drinks.ru/lib/article/4668>.
4. Руденко Е.Ю. Современные тенденции переработки основных побочных продуктов пивоварения // Пиво и напитки. 2007. № 2. С. 66–68.
5. Другов Ю.С., Родин А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. 270 с.
6. Kiss S., Dragan-Bularda M., Pasca D. Enzymology of the recultivation of technogenic soils // Adv. Agron. 1989. V. 42. P. 229–278.
7. Baran S., Bielińska J.E., Oleszczuk P. Enzymatic activity in an airfield soil polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons // Geoderma. 2004. V. 118. P. 221–232.
8. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990. 189 с.
9. Арчегова И.Б., Маркарова М.Ю., Громова О.В. Переработка гидролизного лигнина и получение на его основе материала для рекультивации техногенно-нарушенных территорий Крайнего Севера // Химия в интересах устойчивого развития. 1998. № 4. С. 303–309.
10. Терещенко Н.Н., Лушников С.В., Митрофанова Н.А., Пилипенко С.В. Особенности биологической рекультивации нефтезагрязнённых и техногенно засоленных почв // Экология и промышленность России. 2005. № 6. С. 33–36.
11. Kucharski J., Jastrzębska E., Wyszowska J., Hlasko A. Effect of pollution with diesel oil and leaded petrol on enzymatic activity of the soil // Zesz. Probl. Postep. Nauk Rol. 2000. V. 472. P. 457–464.

Биохимические показатели крови в оценке влияния метилфосфоната на лабораторных мышей в долговременном эксперименте

© 2011. О. М. Плотникова^{1,2}, к.х.н., доцент, А. М. Корешин², н.с.,
Н. Н. Матвеев², н.с., С. Н. Лунева³, д.б.н., зав. лабораторией,

¹Региональный центр государственного экологического контроля
и мониторинга объектов по хранению и уничтожению
химического оружия по Курганской области,

²Курганский государственный университет,

³ФГУ «РНИЦ «ВТО» им. академика Г. А. Илизарова»,

e-mail: kurgan-rc@yandex.ru, plotnikom@yandex.ru, ruluneva_s@mail.ru

Изучены биохимические показатели окислительной модификации белков (ОМБ) и активность фермента супероксиддисмутаза в крови лабораторных мышей через 3, 6, 12, 18 и 30 дней после подкожного введения метилфосфоновой кислоты (МФК) в высоких и низких дозах (2, 10^{-3} и 10^{-15} мг/кг). Показано, что введение мышам МФК сопровождается активацией перекисного окисления белков с образованием поздних маркеров ОМБ, содержание которых повышено даже через 30 суток после введения МФК.

The biochemical indices of proteins oxidative modification (POM) and the enzyme superoxide dismutase activity in blood of laboratory mice is studied in at 3, 6, 12, 18 and 30 days after subcutaneous injection of methyl phosphonic acid (MPA) in high and low doses (2, 10^{-3} and 10^{-15} mg / kg). It is shown that the injection of MPA to mice is accompanied by activation of protein peroxidation with the formation of late markers of OMB, the content of which is higher than average even 30 days after the injection of MPA.

Ключевые слова: метилфосфоновая кислота, окислительная модификация белков, супероксиддисмутаза, кровь лабораторных мышей

Key words: methyl phosphonic acid, oxidative modification of proteins, superoxide dismutase, the blood of laboratory mice

Появление в окружающей среде специфических загрязняющих веществ приводит к необходимости приспособления организмов к новым условиям, что заканчивается адаптацией или срывом адаптивных механизмов. Любые адаптивные процессы в живом организме протекают в условиях постоянного образования активных форм кислорода, свободных радикалов и работы антиоксидантной системы (АОС). Субстратами АОС являются любые низкомолекулярные вещества – «ловушки» радикалов – витамины А, С, Е, К, флавоноиды, тиолы, а ферментами – супероксиддисмутаза (СОД), глутатионпероксидаза, каталаза и др.

К специфическим загрязняющим веществам высокой физиологической активности, получившим широкое распространение в современном мире в виде инсектицидов и гербицидов, относятся фосфорорганические соединения [1, 2]. Среди них особо выделяются метилфосфонаты [3, 4], которые, как вещества особого строения с малополярной фосфор-углеродной связью (С-Р связь), могут быть источниками свободных радикалов

($\cdot\text{CH}_3$ и $\cdot\text{PO}_3\text{H}_2$) при разрыве С-Р связи. Образовавшиеся радикалы $\cdot\text{CH}_3$ и $\cdot\text{PO}_3\text{H}_2$ могут стать ловушками радикалов по реакции обрыва цепи радикальных процессов (например, $\cdot\text{CH}_3 + \cdot\text{OH} = \text{CH}_3\text{OH}$ и $\cdot\text{PO}_3\text{H}_2 + \cdot\text{OH} = \text{H}_3\text{PO}_4$) или источником электронов с образованием супероксидного анион-радикала кислорода $\text{O}_2^{\cdot-}$ ($\cdot\text{PO}_3\text{H}_2 - e + \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{O}_2^{\cdot-} + \text{H}_3\text{PO}_4$). Эти процессы могут приводить к интоксикациям и активации АОС организма.

Метилфосфоновая кислота (МФК), её соли и эфиры (метилфосфонаты) являются конечными и достаточно устойчивыми продуктами детоксикации фосфорорганических отравляющих веществ [5] в процессе происходящего в России уничтожения химического оружия, для утилизации которых разрабатываются специальные методы биодegradации [6]. Метилфосфонаты также могут появляться в природных средах в результате разложения фосфорсодержащих пестицидов в почве [7].

Влияние МФК на представителей растительного и животного мира изучено недостаточно. Имеются данные о влиянии МФК на рост и ферментативную активность растений

[8, 9], на биохимические показатели метаболизма в краткосрочном эксперименте [10, 11]. В связи с этим изучение влияния МФК на живые организмы остаётся актуальным.

Результаты ранее проведённых исследований по изучению влияния различных доз МФК (2, 10^{-3} , 10^{-6} , 10^{-9} , 10^{-12} , 10^{-15} и 10^{-18} мг/кг массы животного) в краткосрочном (от 12 до 120 час) эксперименте показали, что МФК оказывает влияние на биохимические показатели метаболизма лабораторных мышей [10, 11]. Было найдено, что максимальные изменения большинства показателей крови у лабораторных мышей наблюдались после введения животным МФК в высоких (2 и 10^{-3} мг/кг) и в низких (10^{-12} и 10^{-15} мг/кг) дозах в отличие от введения МФК в средних (10^{-6} и 10^{-9} мг/кг) и сверхмалой (10^{-18} мг/кг) дозах. Также отмечено, что в большей степени МФК действует на антиоксидантную систему, приводя в основном к окислительной модификации белков.

Результаты краткосрочного эксперимента показали необходимость дальнейшего изучения введения высоких и низких доз МФК лабораторным мышам как тест-объектам с целью изучения в долгосрочном эксперименте динамики изменения показателей, характеризующих работу АОС, каковыми являются в первую очередь показатели окислительной модификации белков (ОМБ) или перекисного окисления белков (ПОБ) и активности фермента АОС супероксиддисмутазы.

Объекты и методы исследования

В настоящем исследовании при изучении ОМБ определяли общий белок (ОБ) и продукты ПОБ в виде альдегидо- и кетодинитрофенилгидразонов (АФГ и КФГ), оценку работы АОС проводили по активности фермента СОД. Для характеристики патологических изменений в организме, которые могут происходить в результате ОМБ, в исследовании определяли маркеры эндогенной интоксикации (ЭИ), которыми являются олигопептиды (ОП), вещества низкой и средней молекулярных масс (ВНСММ) и катаболические фракции (КП) этих веществ в плазме и эритроцитарной массе крови.

Исследования проводили на лабораторных мышах (130 особей самцов) линии СВА в возрасте двух месяцев массой 24 ± 2 г, которые содержались в стандартных условиях аттестованного вивария. Животным опытных групп (по 10 особей в каждой) подкожно вводили в объёме 0,04 мл нейтрализованные изотонические растворы МФК в высокой (10^{-3} мг/кг)

и низкой (10^{-15} мг/кг) дозах. Животным контрольных групп (10 особей в 3-суточном и 20 особей – для усреднения погрешностей текущего содержания животных – в 30-суточном эксперименте) вводили физиологический раствор того же объёма.

Через 3, 6, 12, 18 и 30 суток после введения растворов МФК у животных для исследования брали цельную кровь, из которой после центрифугирования получали плазму и эритроцитарную массу.

Все работы с лабораторными мышами проводили согласно принципам гуманного отношения к животным, в соответствии с международными рекомендациями по проведению медико-биологических исследований с использованием животных [12] и правилами лабораторной практики в Российской Федерации [13].

Совокупности полученных экспериментальных данных в каждой выборке не подчинялись законам нормального распределения, что оценивалось по критерию Шапиро-Уилка, и обрабатывались методами непараметрической статистики [14]. Поэтому результаты исследования представляли в виде медианы, на основании которой считали различия значений в процентах (%) в опытных группах относительно контрольных групп. Интерквартильные размахи представлены в виде 25-го и 75-го перцентилей. Достоверность различий между двумя выборками оценивали с использованием W-критерия Вилкоксона-Манна-Уитни для независимых выборок. Критический уровень значимости при проверке статистических гипотез в данном исследовании принимали менее 0,05.

В работе для определения изучаемых биохимических показателей крови лабораторных мышей использовали общепринятые методы лабораторной диагностики [15], которые были адаптированы к биоматериалу мелких грызунов с разработкой и аттестацией соответствующей методики [16].

Общий белок определяли спектрофотометрически биуретовым методом Кингслея-Вейксельбаума с регистрацией оптической плотности окрашенных белковых комплексов при длине волны 540 нм. После обработки плазмы крови трихлоруксусной кислотой (ТХУ) в супернатанте проводили определение олигопептидов в плазме (ОПп) спектрофотометрическим методом Лоури [17] при длине волны 750 нм, а в белковом осадке, промытом смесью этилацетата с этанолом и растворённом в подкисленном растворе мочевины, определяли продукты ПОБ по реакции

с 2,4-динитрофенилгидразином [18]. Продукты реакции регистрировали при длинах волн 270 нм (АФГ или ПОБ₂₇₀), 363 нм и 370 нм (КФГ или ПОБ₃₆₃₊₃₇₀). Степень окисленной модификации белков выражали в единицах оптической плотности (е.о.п.) на 1 мг белка. ВНСММ в плазме (ВНСММпл) определяли в супернатанте после осаждения крупномолекулярных белков плазмы раствором ТХУ путём регистрации спектра поглощения исследуемого раствора на спектрофотометре фирмы Janway в ультрафиолетовом диапазоне при 238–298 нм с шагом в 1 нм по методу М. Я. Малаховой [17]. ОП и ВНСММ в эритроцитах (ОПэр и ВНСММэр) определяли аналогично их обнаружению в плазме после промывания эритроцитарной массы физиологическим раствором и осаждения белков ТХУ в эритроцитарном супернатанте. Величину КП в плазме и эритроцитах (КПпл и КПэр), характеризующую накопление веществ катоболического происхождения, равную сумме экстинкций в интервале длин волн 238–258 нм, умноженной на шаг волны 4 нм, вычисляли при совместном определении ВНСММ. Активность СОД в эритроцитах определяли по реакции, основанной на способности фермента конкурировать с нитросиним тетразолием (НСТ) за супероксидные анионы (мкмоль НСТ на 109 эр/мин), образующиеся в результате аэробного взаимодействия НАДН и феназинметсульфата [15].

Результаты и их обсуждение

При анализе и обсуждении полученных экспериментальных данных рассматривали

изменения изученных биохимических показателей крови лабораторных мышей опытных групп относительно контрольных групп, данные для которых приведены в таблице.

Анализ данных по содержанию ОБ в крови лабораторных мышей после введения им растворов МФК как в высоких, так и в низких дозах говорил об отсутствии значимых изменений: достоверные отличия не превышали 8–9% в течение всего срока эксперимента. На фоне практически нормальных значений для ОБ начиная с 12-х суток отмечался постепенный рост как раннего (АФГ), так и позднего (КФГ) маркеров окислительной деструкции белков. Содержание АФГ в плазме достигло максимума через 30 суток после введения высоких и низких доз МФК – увеличение на 29 и 33% соответственно (рис. 1).

Содержание КФГ – маркера глубокого окисления белковых полимеров – возросло на треть к 18-м суткам после введения МФК как в низкой, так и в высокой дозах. Важно отметить, что к 30-м суткам в случае введения высокой дозы МФК содержание позднего маркера ОМБ снизилось до значений в контрольной группе, а в случае введения низкой дозы МФК (10⁻¹⁵ мг/кг), наоборот, произошло увеличение содержания КФГ в 1,7 раза. Таким образом, процессы ОМБ практически одинаковой интенсивности происходили как через трие суток, так и через 30 суток после введения низких доз МФК.

ОМБ приводит не только к продуктам окисления белков, но и к различным стабильным метаболитам аминокислот и пептидов, которые в свою очередь вызывают структурные перестройки белковых молекул [19]. Таковы-

Таблица

Биохимические показатели окислительной модификации белков и антиоксидантной системы в крови мышей контрольных групп* (медиана, 25-й и 75-й процентиля)

Изучаемый показатель	Контроль (n=10), 3 суток	Контроль (n=20)**, 6–30 суток
Общий белок, г/л	56,3 (53,5÷58,4)	60,9 (60,1÷64,0)
Альдегиддинитрофенилгидразоны, е.о.п./г	206 (198÷225)	186 (178÷195)
Кетодинитрофенилгидразоны, е.о.п./г	22,6 (19,6÷25,3)	17,6 (14,0÷23,9)
Олигопептиды в плазме, г/л	0,177 (0,162÷0,203)	0,208 (0,184÷0,259)
Олигопептиды в эритроцитах, г/л	0,137 (0,118÷0,142)	0,109 (0,102÷0,118)
Вещества низкой и средней молекулярных масс в плазме, е.о.п.	6,87 (5,10÷6,99)	6,42 (5,14÷9,69)
Вещества низкой и средней молекулярных масс в эритроцитах, е.о.п.	9,03 (7,87÷9,84)	11,5 (9,87÷12,2)
Супероксиддисмутаза, мкмоль НСТ • эритроцитов/мин	91,8 (67,2÷108,5)	79,5 (71,0÷91,0)

Примечания: * – ввиду большого временного интервала между проведением исследований в 3-х и 30-и суточном экспериментах использовали свои контрольные группы; ** – для усреднения погрешностей текущего содержания животных, ввиду большого срока эксперимента, контрольная группа составляла 20 особей.

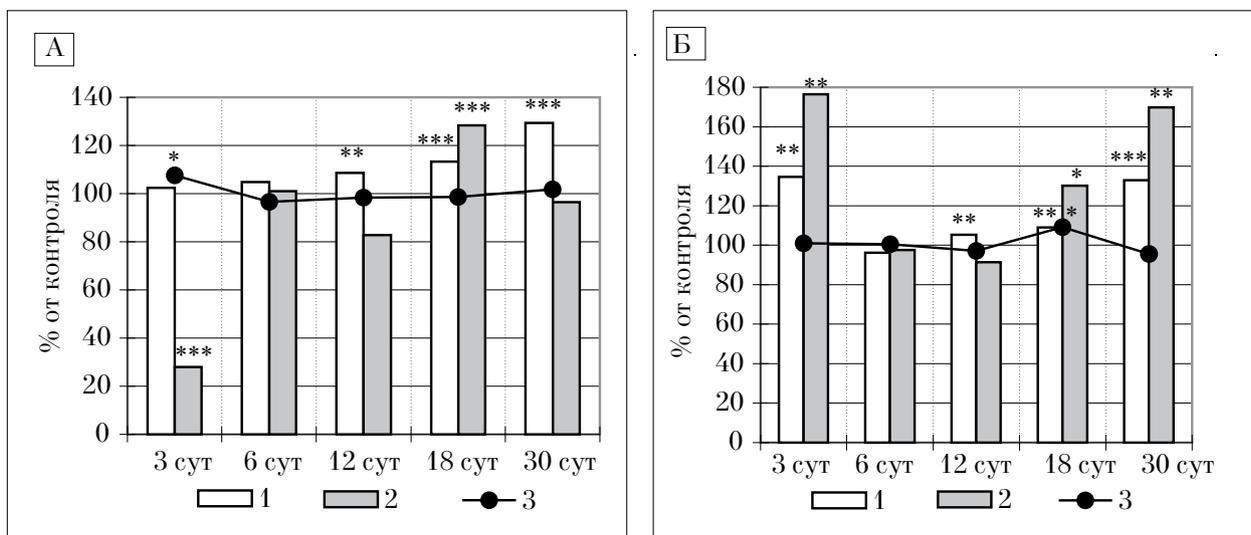


Рис. 1. Изменение содержания АФГ (1), КФГ (2) и ОБ (3)

в крови мышей после введения МФК высокой (А) и низкой (Б) дозы

Примечание: здесь и далее уровень значимости достоверных различий: * – $p < 0,05$, ** – $p < 0,005$, *** – $p < 0,0005$; контроль соответствует 100%.

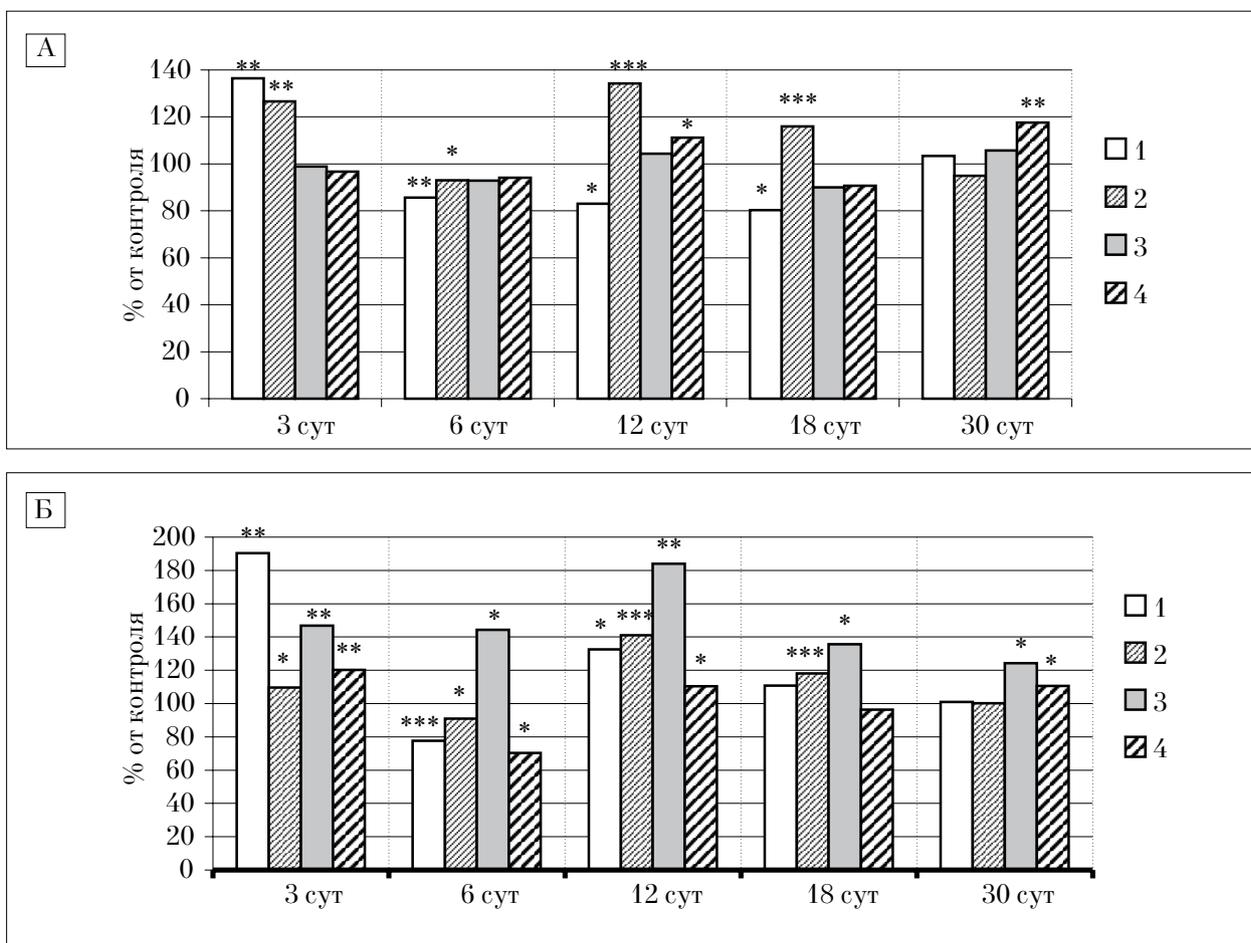


Рис. 2. Изменение содержания ОП в плазме (1) и эритроцитах (2), ВНСММ в плазме (3) и эритроцитах (4) крови мышей после введения МФК высокой (А) и низкой (Б) дозы

ми являются олигопептиды и различной природы ВНСММ.

После введения МФК, независимо от уровня дозы (10^{-3} или 10^{-15} мг/кг), через 3-е суток содержание ОП в плазме было в 1,4–1,9 раза выше контроля (рис. 2) и резко снижалось к 6-м суткам (особенно в плазме – в 1,5–2 раза). При этом после введения высоких доз МФК содержание ОП в плазме оставалось на 17–20% ниже нормы и через 12 и 18 суток при повышенном содержании ОП в эритроцитах. Такое распределение ОП между плазмой и эритроцитами, для которых характерны защитные функции, скорее всего, указывает на достаточную сорбционную ёмкость эритроцитов по отношению к эндотоксинам.

Данные об изменении содержания ОП в плазме и эритроцитах крови мышей опытных групп к 30 суткам после введения высоких и низких доз МФК позволили сделать вывод о нормализации процессов образования ОП: содержание ОП в плазме и эритроцитарной массе не отличалось от нормальных значений крови мышей контрольных групп (рис. 2).

На протекание адаптивных процессов в организме мышей опытных групп, приводивших к нормализации основных биохимических показателей, указывали и другие маркеры эндогенной интоксикации – ВНСММ в плазме и эритроцитах. После введения МФК в дозе 10^{-3} мг/кг уровень ВНСММ в плазме и эритроцитах незначительно отличался от нормальных значений, а после введения МФК в дозе 10^{-15} мг/кг изменения в содержании ВНСММ в плазме были особенно значительны (повышены в 1,4–1,8 раза) на протяжении эксперимента до 18-х суток. Уровень катаболического пула ВНСММ плазмы, значительно (в 1,5–3,5 раза) повышенный через 3-е суток после введения МФК, к 6-м суткам при введении низких доз МФК и к 12-м суткам при введении высоких доз МФК вернулся к норме, а к концу месячного срока эксперимента даже уменьшился. Достоверное повышение содержания ВНСММ в эритроцитах крови мышей при отсутствии отличий в плазме через 30 суток после введения МФК как в высокой, так и низкой дозах может свидетельствовать о нарушении процессов десорбции эндотоксинов эритроцитами в печени.

Изменение активности СОД в сроки эксперимента от 3-х до 30-и суток не всегда коррелировало с изменением содержания в крови опытных групп мышей продуктов ПОБ и маркеров эндогенной интоксикации. Так, после введения мышам высокой дозы МФК

через 3-е суток повышенная активность СОД, участвующей в утилизации супероксидного анион-радикала кислорода, соответствовала норме альдегидопроизводных и пониженному уровню кетопроизводных белковых молекул; через 18 суток содержание продуктов ПОБ было достоверно увеличено даже при повышенной активности СОД; через 30 суток концентрация АФГ (раннего маркера ОМБ) оставалась повышенной на 30% при минимизировании отличий в содержании других маркеров ЭИ в крови опытных и контрольных групп животных.

После введения МФК в низкой дозе через 6, 12 и 18 суток при повышенной активности СОД в среднем на 30% процессы перекисного окисления белков протекали без особенностей (уровни АФГ и КФГ мало отличались от контрольных значений) (рис. 3).

Через 3-е и 30 суток после инъекции раствора МФК в дозе 10^{-15} мг/кг концентрации АФГ и КФГ в плазме крови мышей увеличивались значительно и практически одинаково – в 1,3 (АФГ) и 1,7 раза (КФГ). Такой рост продуктов ПОБ через 30 суток после введения МФК может свидетельствовать о срыве адаптивных механизмов, обеспечивающих работу АОС.

Таким образом, результаты выполненной работы показали, что разовое подкожное введение самцам лабораторных мышей такого специфического поллютанта как МФК, провоцирующего в организме состояние окислительного стресса, сопровождалось активацией перекисного окисления белков, содержание продуктов которого было повышено даже через 30 суток после введения МФК. Причём глубина изменений биохимических показателей ПОБ более выражена при введении МФК

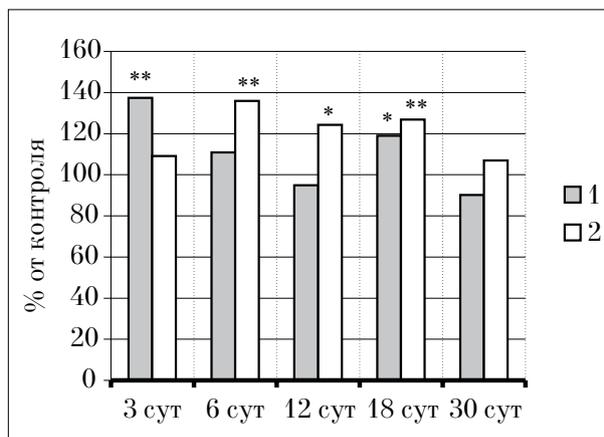


Рис. 3. Изменение активности СОД в плазме крови мышей после введения МФК в высокой (1) и низкой (2) дозах

в низкой дозе 10^{-15} мг/кг массы животного. Однако в то же время наблюдалась нормализация маркеров эндогенной интоксикации и активности СОД, свидетельствующая о возможности восстановления резервно-адаптационных возможностей организма лабораторных мышей.

На основании полученных результатов для дальнейшего изучения в качестве биомаркеров присутствия фосфорорганических соединений типа метилфосфонатов в природных средах можно рекомендовать продукты ПОБ, ОП и ВНСММ в плазме и эритроцитах, наряду с активностью СОД, как наиболее информативные показатели.

Литература

1. Каган Ю.С. Токсикология фосфорорганических пестицидов. М.: Медицина, 1977. 293 с.
2. Kafarski P., Leiczak B., Mastalerz P. Phosphonopeptides – synthesis and biological activity // Beitr. Wirkstofforsch. 1985. Н. 25. Р. 3–77.
3. Нифантьев Э. Е. Химия гидрофосфорильных соединений. М.: Наука, 1983. 263 с.
4. Пурдела Д., Вылчану Р. Химия органических соединений фосфора. М.: Химия, 1972. 752 с.
5. Munro N.B., Talmage S.S., Griffin G.D., Waters L.C., Watson A.P., King J.F., Hauschild V. The Sources, Fate and Toxicity of Chemical Warfare Agent Degradation, Products // Environmental Health Perspectives. 1999. V. 107. № 12. Р. 933–974.
6. Ефременко Е.Н., Завьялова Н.В., Гудков Д.А., Лягин И.В., Сенько О.В., Гладченко М.А., Сироткина М.С., Холстов А.В., Варфоломеев С.Д., Холстов В.И. Экологически безопасная биодеградация реакционных масс, образующихся при уничтожении фосфорорганических отравляющих веществ // Рос. хим. ж. 2010. Т. LIV. № 4. С. 19–24.
7. Кононова С.В., Несмеянова М.А. Фосфонаты и их деградация микроорганизмами // Биохимия. 2002. Т. 67. № 2. С. 220–233.
8. Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Реакции растений на действие метилфосфоновой кислоты // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 78–93.

9. Серебрякова Н.Н. Влияние ксенобиотиков на физиологию и биохимию листостебельных мхов // Вестник Оренбургского государственного университета. Оренбург, 2007. № 12. С. 71–75.

10. Плотникова О.М., Матвеев Н.Н., Корепин А.М., Дуплякина И.В. Биохимические показатели лабораторных мышей в зависимости от времени интоксикации метилфосфонатом // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 81–86.

11. Плотникова О.М., Савинова И.В., Матвеев Н.Н., Корепин А.М., Евдокимов А.Н., Лунева С.Н. Особенности влияния различных доз метилфосфоновой кислоты на основные биохимические показатели метаболизма лабораторных мышей // Вестник Челябинского государственного педагогического университета. – Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2011. № 1. С. 307–316.

12. Международные рекомендации по проведению медико-биологических исследований с использованием животных // Ланималогия. 1993. № 1. С. 29.

13. Правила лабораторной практики в Российской Федерации: приложение к приказу МЗ РФ № 267 от 19.06.2003.

14. Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1998. 459 с.

15. Камышников В.С. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. М.: МЕДпресс-информ, 2004. 920 с.

16. Методика выполнения измерений биохимических показателей в плазме (сыворотке) крови мелких теплокровных животных фотометрическим методом. Свидетельство об аттестации МВИ № 22.11.03.052/2009.

17. Малахова М.Я. Методы биохимической регистрации эндогенной интоксикации. Сообщение второе // Эфферентная терапия. 1995. Т. 1. № 2. С. 61–64.

18. Вьюшина А.В., Вайдо И.А., Герасимова И.Г., Ширяева Н.П., Флеров М.А. Различия в процессах перекисного окисления белков у крыс, селективированных по порогу возбудимости нервной системы // Бюл. эксп. биол. 2002. Т. 133. № 3. С. 292–296.

19. Губский Ю.И., Беленичев И.Ф., Левицкий Е.Л., Коваленко С.И., Павлов С.В., Ганчева О.В., Марченко А.Н. Токсикологические последствия окислительной модификации белков при различных патологических состояниях (обзор литературы) // Совр. пробл. токсикол. 2005. № 3. С. 20–26.

Модельные эксперименты по влиянию кадмия на структуру микробных сообществ почв г. Алматы

© 2011. Б. Н. Мынбаева, к.б.н., профессор,
Казахский национальный педагогический университет им. Абая,
e-mail: bmynbayeva@gmail.com

Отмечено изменение структуры микрофлоры почв г. Алматы в модельных экспериментах при определении реакции «доза – эффект»: из зоны гомеостаза микробных сообществ постепенно выпадали чувствительные к Cd культуры – *Candida* и *Rhodotorula* (LD₁₀₀); *Cryptococcus* (LD₅₀); *Streptomyces*, шт. 2, и *Streptomyces*, шт. 3 (LD₅₀ и LD₁₀₀); *Pseudomonas* (LD₅₀); часть культур перешла в зону стресса. В зоне резистентности остались *Bacillus*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Streptomyces*, шт. 4, *Fusarium*, *Streptomyces* шт. 1. Диагностической ценностью обладали устойчивая к ацетату кадмия культура грибов *Fusarium* и чувствительные культуры дрожжей *Candida* и *Rhodotorula*, актиномицетов *Streptomyces*, шт. 2, и *Streptomyces*, шт. 3.

Changes of the soil microflora structure in Almaty city soils in the model experiments for assesment of «dose-effect» reaction are noted. From the homeostasis zone of microbial communities to the Cd-sensitive cultures – *Candida* and *Rhodotorula* (LD₁₀₀); *Cryptococcus* (LD₅₀); *Streptomyces*, sp. 2, and *Streptomyces*, sp. 3 (LD₅₀ and LD₁₀₀); *Pseudomonas* (LD₅₀) were disappearing gradually; some part of the cultures transferred into a stress zone. *Bacillus*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Streptomyces*, sp. 4, *Fusarium*, *Streptomyces*, sp. 1, remained in the resistance zone. Fungi *Fusarium* resistant to cadmium acetate and sensitive yeast *Candida* and *Rhodotorula*, actinomycetes *Streptomyces*, sp. 2, and *Streptomyces*, sp. 3, have a diagnostic value.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, ацетат кадмия, летальная доза, микробные сообщества городских почв

Key words: heavy metals, cadmium acetate, lethal dose, microbial communities of urban soils

По современным представлениям микробиологические последствия загрязнения почв тяжёлыми металлами (ТМ) определяются их воздействием на состав и функционирование почвенной микробиоты [1]. Цель работы: определение наиболее выраженной реакции «доза – эффект» для микрофлоры почв г. Алматы по изменению микробной структуры почвенных ценозов при внесении различных доз ацетата кадмия в модельные почвенные образцы.

Объекты и методы исследований

Микроорганизмами-мишенями явились бактерии, дрожжи, актиномицеты и мицелиальные микроскопические грибы. Численность представителей почвенной микробиоты определяли стандартными методами почвенной микробиологии [2]: высевом почвенной вытяжки на селективные плотные питательные среды с различными дозами ацетата кадмия (Cd(CH₃COO)₂·7H₂O). Численность бактерий определяли на мясо-пептонном агаре (МПА); дрожжей – на сусло-агаре с 4 мл/л молочной кислоты для ингибирования роста бактерий;

актиномицетов – на крахмал-аммиачном агаре (КАА); целлюлозоразлагающих бактерий – на среде Гетчинсона и микроскопических грибов – на среде Чапека. Для идентификации микроорганизмов использовали определители [3, 4]. Продолжительность культивирования для бактерий и грибов составляла 4–7 сут., для актиномицетов – 14 сут. Чувствительность или устойчивость микроорганизмов к Cd оценивали по отсутствию или наличию их роста на соответствующих средах с почвенными образцами и определённой концентрацией Cd, степень выраженности этих параметров – по количеству КОЕ микроорганизмов, их процентному содержанию и показателю LD (аббр. с англ. яз. «lethal dose»), отражающим дозу Cd, при которой происходит угнетение роста, развития и численности микроорганизмов на 50% (LD₅₀) или 100% (LD₁₀₀).

Для оценки экотоксичности почв нами были выбраны следующие варианты модельных экспериментов с валовыми концентрациями кадмия (мг в 1 кг почвы): почвенные образцы урбанозёмов с содержанием 0,5 мг (контроль); 2-кратное увеличение, или 1,0 мг почвы, и 4-кратное увеличение, или 2,0 мг.

Результаты и их обсуждение

Реакции представителей микробного сообщества почв г. Алматы на возрастающие концентрации Cd, влияние которых окажется максимально положительным или отрицательным на представителей микрофлоры (через показатель LD), изучали в контролируемых условиях модельных экспериментов.

Доминирование разных групп микроорганизмов при различных концентрациях Cd позволило разделить диапазон микробного сообщества на несколько участков – адаптивных зон: 1) зона гомеостаза или зона устойчивости микробного сообщества; 2) зона стресса, в которой происходят существенные изменения сообщества; 3) зона резистентности – резко сокращается видовой состав сообщества, а доминантами становятся резистентные виды микроорганизмов.

Кадмий считается наиболее токсичным элементом из всех ТМ, хотя его содержание в почвенных образцах урбаноёмов составило 0,5 мг/кг почвы. В модельных опытах предполагалось определить зоны гомеостаза, стресса и устойчивости для представителей микробных сообществ при внесении более значительных его концентраций.

Результаты проведённых экспериментов в числовой форме представлены в таблице 1.

Микромицеты проявили разную реакцию на вносимые дозы Cd(CH₃COO)₂·7H₂O: сильно-го угнетения численности, роста и развития колоний не наблюдали для *Aspergillus* и *Penicillium* даже при 4-кратном увеличении дозы вносимого Cd, т. е. их можно назвать устойчивыми культурами по отношению к изучаемому ТМ. Культура *Fusarium* не только была устойчивой к Cd, но и увеличивала численность в 3–5 раз при 2 кратном и 4 кратном увеличении дозы соответственно по сравнению с контролем. Таким образом, устойчивыми тест-культурами можно считать *Aspergillus* и *Penicillium*, но токсичность почвенных образцов на Cd лучше устанавливать по статистически достоверному увеличению численности *Fusarium*. Следовательно, количество 7±1,1 КОЕ/г *Fusarium* соответствовало концентрации 0,5 мг/кг почвы, 24±3,3 и 35±4,6 – относилось к дозам 1 и 2 мг/кг почвы соли Cd.

Культуры дрожжей *Candida* и *Rhodotorula* оказались наиболее чувствительными к токсическому воздействию Cd: выявлены среднесмертельные LD₅₀ и биоцидные LD₁₀₀ показатели эффекта действия этого ТМ на дрожжи (рис. 1).

В динамике роста и развития культуры *Cryptococcus* в присутствии солей Cd наблюдали среднесмертельный показатель (LD₅₀) при 2-кратном увеличении дозы металла

Таблица 1

Численность микроорганизмов (КОЕ/г почвы) при различных дозах Cd

№	Выделенные культуры	Содержание Cd в почве		
		естественные урбаноёмы (0,5 мг/кг)	2-кратное увел. (1 мг/кг)	4-кратное увел. (2 мг/кг)
Микроскопические грибы				
1	<i>Fusarium</i>	7±1,13	24±1,9	35±2,8
2	<i>Penicillium</i>	87±3,2	61±2,5	55±2,0
3	<i>Aspergillus</i>	82±3,9	68±2,0	56±2,9
Дрожжи				
4	<i>Candida</i>	31±2,1	15±1,8	9±1,1
5	<i>Cryptococcus</i>	63±3,2	34±2,7	22±1,9
6	<i>Rhodotorula</i>	32±3,3	15±2,6	8±1,3
7	<i>Sporobolomyces</i>	23±2,5	17±2,0	11±2,3
Актиномицеты				
8	<i>Streptomyces, um. 1</i>	68±5,5	38±3,8	33±2,7
9	<i>Streptomyces, um. 2</i>	55±4,0	15±2,0	4±1,2
10	<i>Streptomyces, um. 3</i>	79±4,5	18±1,9	5±1,3
11	<i>Streptomyces, um. 4</i>	80±5,1	52±3,7	41±4,1
Бактерии				
12	<i>Bacillus</i>	80±6,2	70±5,0	64±5,4
13	<i>Pseudomonas</i>	49±4,3	34±5,1	23±3,5
14	<i>Cytophaga</i>	33±2,0	27±2,5	22±3,1

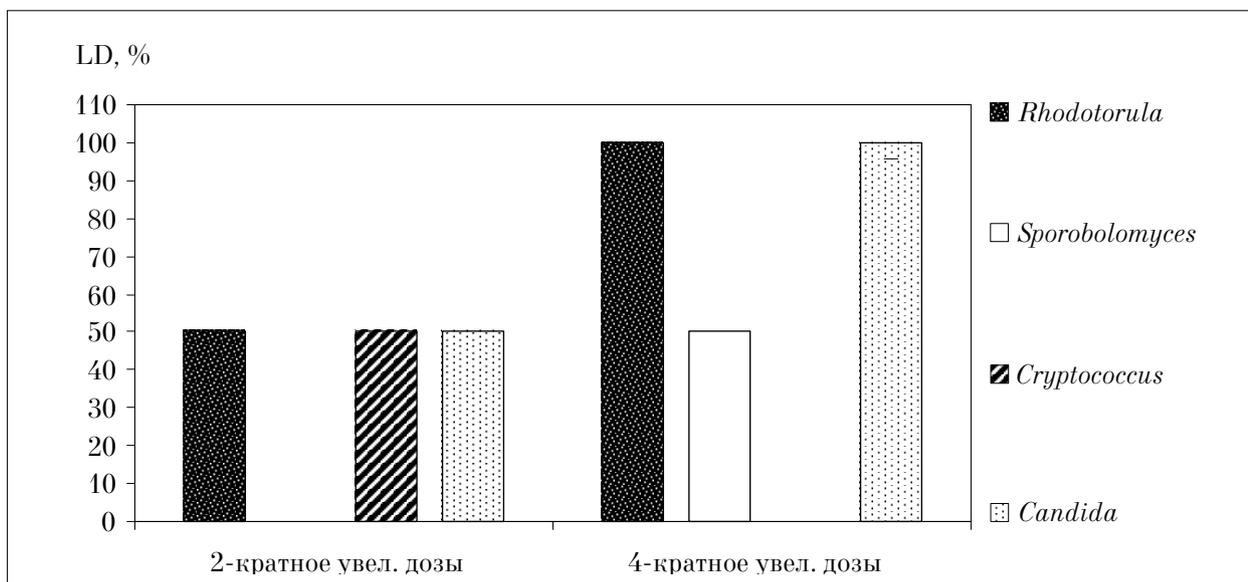


Рис. 1. Показатели среднесмертельной LD₅₀ и биоцидной LD₁₀₀ концентраций Cd(CH₃COO)₂·7H₂O для дрожжей

в среде выращивания. Этот же показатель определён для культуры дрожжей *Sporobolomyces*, но только при максимальной дозе вносимого Cd (4 ПДК). Следовательно, наиболее чувствительными культурами дрожжей по отношению к Cd можно назвать представителей родов *Candida* и *Rhodotorula*, наиболее устойчивой – *Sporobolomyces*. Культуры *Candida* и *Rhodotorula* легко выращивать и определять до рода, поэтому их можно использовать в качестве диагностических показателей определённых концентраций Cd: например, количество 31±2 КОЕ *Candida* соответствовало концентрации 0,5 мг/кг, 15±2 – 1 мг/кг, 9±1 КОЕ *Candida* – 2 мг/кг ацетата Cd в почвенных образцах. Дрожжи *Rhodotorula* имели сходные диагностические показатели.

Чувствительность к солям Cd проявили актиномицеты рода *Streptomyces*, шт. 2 и шт. 3: угнетение их роста наблюдали при 2-кратном увеличении дозы вносимого Cd, а при 4-кратном увеличении рост практически отсутствовал, т. е. эта доза явилась для них биоцидной (рис. 2).

Культура *Streptomyces*, шт. 4, по сравнению с другими проявила некоторую устойчивость к токсичному Cd: показатель LD₅₀ проявился при максимальной (4-кратной) дозе вносимого металла. *Streptomyces*, шт. 1, показал среднюю степень чувствительности. Таким образом, чувствительность актиномицетов к Cd была высокой; ни одна из 4 культур актиномицетов не проявила хороший уровень устойчивости к Cd. Следовательно, культуры акти-

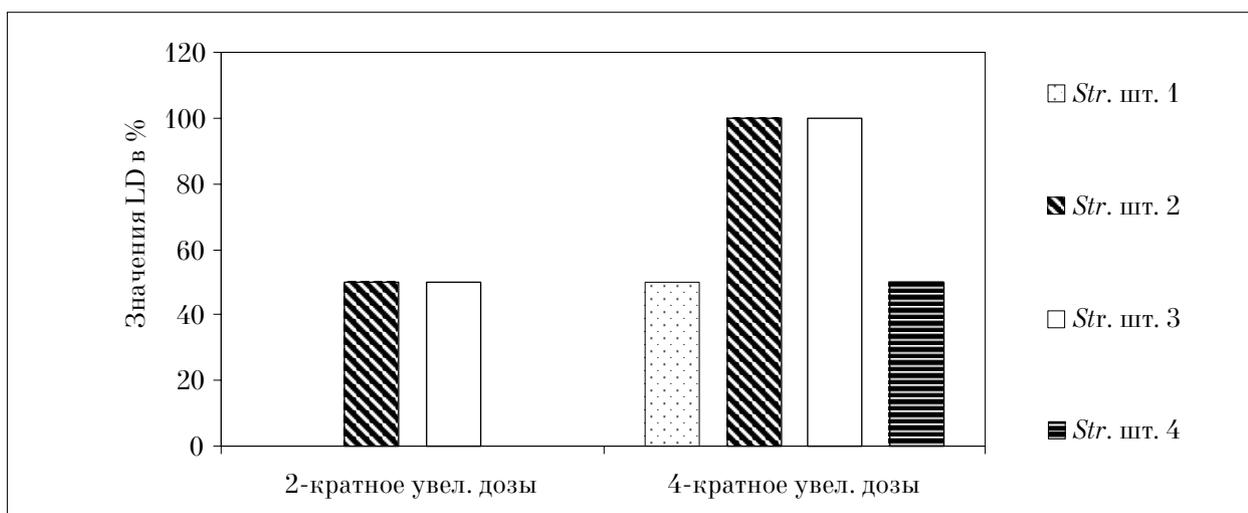


Рис. 2. Показатели среднесмертельной LD₅₀ и биоцидной LD₁₀₀ концентраций Cd(CH₃COO)₂·7H₂O для актиномицетов

номицетов *Streptomyces*, шт. 2, и *Streptomyces*, шт. 3, можно использовать для диагностики конкретных концентраций Cd: при 1 мг/кг количество составило КОЕ $16 \pm 2,0$; при 2 мг/кг почвы – $4-5 \pm 1,2$.

Показатели LD_{50} были выявлены для культуры *Pseudomonas* только при 4-кратном увеличении дозы вносимого Cd, можно сказать, что эти бактерии больше устойчивы, нежели чувствительны к этому ТМ: для *Bacillus*

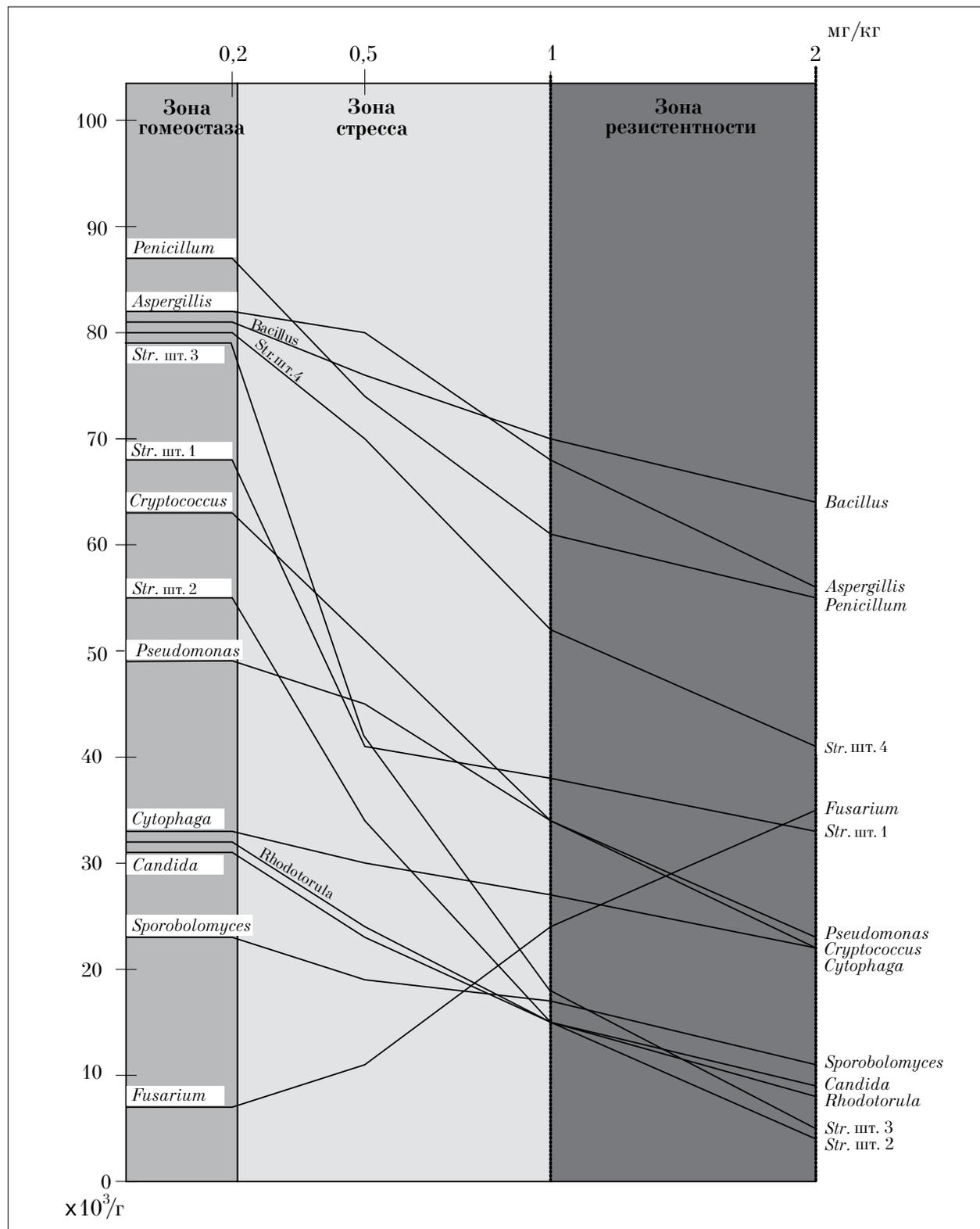


Рис. 3. Изменение структуры микробного сообщества при возрастающих концентрациях Cd $(CH_3COO)_2 \cdot 7H_2O$ в урбанизированных почвенных образцах (по оси ординат – численность микроорганизмов, тыс./г)

и *Cytophaga* среднесмертельных и биоцидных концентраций Cd не отмечено. Следовательно, большинство бактериальных культур проявили большую устойчивость к Cd, кроме *Pseudomonas*.

Таким образом, присутствие Cd в исследуемых концентрациях привело к 100-процентному угнетению численности при максимальной дозе этого металла у двух культур дрожжей (*Rhodotorula* и *Candida*) и у двух культур актиномицетов – *Streptomyces*, шт. 2, и *Streptomyces*, шт. 3. Наибольшей степенью толерантности к Cd обладали грибные культуры и спорообразующие бактерии *Bacillus*. Средняя чувствительность или толерантность наблюдалась у *Streptomyces*, шт. 4, *Streptomyces*, шт. 1, из актиномицетов, из дрожжей – у *Cryptococcus*, из бактерий – у *Pseudomonas* и *Cytophaga*.

На ниже представленной синэкологической диаграмме (аналогично исследованиям Г. А. Евдокимовой [5]) показаны изменения, происходящие с модельным микробным сообществом урбаноэмов при возрастании в них содержания $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Наблюдалась большая зона стресса для всего микробного сообщества, кроме представителей грибных культур, спорообразующих бактерий р. *Bacillus* (их угнетение было небольшим – 22%). Произошло выпадение основных групп микроорганизмов: в зоне резистентности оказались дрожжи *Candida* и *Rhodotorula*, из актиномицетов *Streptomyces*, шт. 3, и *Streptomyces*, шт. 2; остальные культуры при максимальной концентрации Cd остались в зоне стресса (рис. 3).

Таким образом, в модельных экспериментах установлена большая зона стресса для всего микробного сообщества, кроме представителей грибных культур и спорообразующих бактерий *Bacillus*; при значительном увеличении доз вносимого ацетата Cd в почвенные образцы произошло выпадение основных групп микроорганизмов, и в зоне резистентности остались только микромицеты и *Cytophaga*.

Величина зоны гомеостаза является важным показателем, количественно отражающим степень устойчивости почвенной микробиоты к ТМ: фоновая почва характеризо-

валась максимумом устойчивости, урбаноэмы – минимумом.

Выводы:

1. Самый низкий уровень загрязнения микробиологическим путём не обнаруживался, соответствовал величине зоны гомеостаза незагрязнённой почвы, но определялся химическими методами по превышению фоновых концентраций ТМ.

2. Средний уровень загрязнения показал отсутствие перераспределения членов микробного сообщества при 2-кратной концентрации $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, но выявлено сокращение видового разнообразия комплекса микроорганизмов, увеличение доли токсинобразующих форм.

3. Высокий уровень загрязнения наблюдался при снижении микробиологической активности, появлении резистентных или токсичных форм микроорганизмов.

4. Наблюдаемые изменения структуры микробиоценозов показывают, что степень загрязнения почв солями Cd можно оценивать по микробиологическим показателям с помощью чувствительных и устойчивых видов микроорганизмов, что важно для разработки основ биологического мониторинга окружающей среды. Полученные результаты дополнили представления о влиянии ТМ на структуру микробных сообществ почвенных образцов урбанизированных территорий, а также указали на перспективность некоторых показателей.

Литература

1. Бабьева И.П., Левин С.В., Решетова Н.С. Изменение численности микроорганизмов в почвах при загрязнении тяжёлыми металлами // Тяжёлые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1980. С. 115–120.
2. Методы почвенной микробиологии и биохимии // Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.
3. Краткий определитель бактерий Берги / Под ред. Дж. Хуэт М.: Изд-во Мир, 1980. 495 с.
4. Гаузе Г.Ф., Преображенская Т.П., Свешникова М.А. и др. Определитель актиномицетов. Роды *Streptomyces*, *Streptovercillium*, *Chainia*. М.: Изд-во Мир, 1983. 248 с.
5. Евдокимова Г.А. Микробный компонент природных и технических систем Севера // Геоэкология. 2002. № 3. С. 237–242.

Трансформация сообщества микромицетов в торфяно-глеевых почвах Крайнего Севера при нефтяном загрязнении

© 2011. Ф. М. Хабибуллина¹, д.б.н., с.н.с., И. З. Ибатуллина², аспирант,

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

²Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,

e-mail: fluza@ib.komisc.ru

В статье приведены результаты многолетних исследований по оценке изменения состава и структуры микобиоты торфяно-глеевых почв крайнесеверной тайги после нефтяного загрязнения при исходно высокой начальной концентрации нефти на примере одного из экспериментальных участков. Исследования показали, что при низких концентрациях загрязнения прослеживается стимулирование развития микромицетов, а при высоких – снижение разнообразия грибных комплексов в почвах по сравнению с фоновыми почвами. Наблюдается появление грибов, характерных для более южных регионов. Под влиянием нефтезагрязнений в почве исследуемых территорий происходит накопление потенциально опасных для человека видов микромицетов *Aspergillus fumigatus*, *Fusarium moniliforme*, *Paecilomyces variotii*. При загрязнении почвы нефтепродуктами до 30% в ризосфере крестовника было отмечено снижение остаточной концентрации нефти до 1,4%. Местное аборигенное сорное растение крестовник скученный (*Thephrosia palustris*), обладающий способностью к быстрому заселению на местах разливов нефти, рекомендовано для проведения фиторемедиации нефтезагрязнённых почв.

The long-term study of microbiota of oil polluted tundra peat-gleyic soils showed that oil hydrocarbons stimulate development of soil fungi in low concentrations, while soils with high oil contamination are characterized with low biodiversity of fungal complexes and decrease of their amount. After oil pollution species of micromycetes typical for more southern regions appear in the microbial soil complexes. Oil pollution drives to accumulation of hazardous and potentially pathogenic fungi in the soil, such as *Aspergillus fumigatus*, *Fusarium moniliforme*, *Paecilomyces variotii*. Effective remediation of soils takes place in the rhizosphere of ragwort (*Thephrosia palustris*), where the level of oil hydrocarbons decreases from 30% to 1,4%. This makes the plant effective to be used in phytoremediation of oil polluted soils in the conditions of northern tundra.

Ключевые слова: микромицеты, рекультивация нефтезагрязнённых почв, эдафосфера, ризосфера, ризоплана

Key words: micromycetes, recultivation of soils with high oil contamination, edaphosphere, rhizosphere, rhizoplane

Введение

Широкое вовлечение во второй половине XX в. в промышленное освоение минеральных ресурсов Севера серьезно обострило в этом регионе экологическую ситуацию. Интенсивная добыча полезных ископаемых, в том числе и нефти, сопровождается серьёзными нарушениями природной среды, а часто и полным уничтожением растительности и почв. Высокая степень неустойчивости к техногенным воздействиям северных экосистем, их низкий потенциал самоочищения в суровых климатических условиях, изменение мерзлотного режима и ускоренное развитие эрозии показали недостаточность приёмов рекультивации, используемых в более южных условиях, и определили необходимость разработки приёмов восстановления нарушенных земель с учётом специфических условий Севера. Основной

задачей становится восстановление природных экосистем, важнейшими структурными компонентами которых являются растительные сообщества, почва и соответствующие им микро-фаунистические комплексы. В связи с этим необходимы комплексные исследования растительности и почвенной биоты, одним из важнейших компонентов которой являются грибы.

Микромицеты – ведущие деструкторы растительного опада. Они продуцируют широкий спектр экзоферментов и имеют развитую мицелиальную сеть в почвах, обладают высокой линейной скоростью роста, способны развиваться при низких температурах вплоть до отрицательных, благодаря чему оказывают большое влияние на формирование и функционирование наземных биоценозов, и в особенности на почвенные экосистемы Севера. Характерной особенностью микобиоты северных

почв является зависимость активно протекающих процессов от температурных условий, сезонного увлажнения и поступления в почву питательных веществ [1]. Процессы активного почвообразования сосредоточены в верхнем органогенном слое и приурочены к самой поверхности почвы [2]. Продолжительность тёплого периода года с температурами выше 0 °С около 3,5 месяца, с температурами выше 4 °С – 2-2,5 месяца.

Скорость процессов самоочищения почв от нефти в любой климатической зоне зависит от взаимодействия и эффективности таких природных факторов, как физический (процессы выветривания), физико-химический (процессы фотохимического и биохимического преобразования углеводородов) и биологический (микробная деструкция). В конечном итоге решающим в процессах самоочищения почв от нефти является биологический фактор, обусловленный функциональной активностью почвенной микробиоты, в том числе микромикробов, которая определяет скорость и глубину трансформации нефтяных соединений.

Вопрос о влиянии нефти на комплекс почвенной микробиоты и процессы микробиологической деструкции нефти наиболее полно изучен для южных регионов [3, 4], зон средней тайги [5]. В данных почвенно-климатических зонах влияние нефти на почвенную микробиоту в целом сходно, характеризуется относительным стимулированием активности основных трофических групп почвенной микробиоты при низких дозах загрязнения (до 1%), дифференцированным ингибированием отдельных групп при концентрации нефти до 5% и практически полным ингибированием всех групп почвенных микроорганизмов при дозах нефти выше 10%. Степень повреждающего действия нефти на микробиоту почв зависит от свойств самой почвы, состава нефти, а продолжительность процесса самоочищения связана с продолжительностью тёплого периода года. После аварийных разливов нефти концентрация загрязнения почв бывает значительно более высокой, может достигать 30–60%, соответственно и скорость микробной трансформации загрязнения должна замедлиться.

Реакция почвенных водорослей и прокариотных организмов на нефтезагрязнения в районах Крайнего Севера изложена в работах Зимониной Н. М. [6], Хомяковой Д. В. [7] и Маркаровой М. Ю. [8]. Изучение микромикробов, обитающих в нефтезагрязнённых почвах Европейского Северо-Востока, до сих пор не проводилось.

В задачи наших исследований входили: 1) оценка влияния нефтяного загрязнения на структуру почвенных микромикробных комплексов при самоочищении и проведении рекультивационных мероприятий, 2) изучение ризосферной микробиоты растений, устойчивых к нефтяному загрязнению и рекомендуемых в качестве эффективных агентов фиторемедиации торфяно-глеевых почв Крайнего Севера.

Объекты и методы

Объектами исследования были микромикробы тундровой торфяно-глеевой почвы экспериментального участка. В качестве экспериментального участка выбран нефтяной разлив в районе скважины № 203 Верхневозейского нефтяного месторождения Усинского района Республики Коми. Этот участок с 1995 г. был использован как опытный для отработки приёмов рекультивации загрязнённых нефтью почв в условиях Севера. Возраст нефтяного загрязнения к моменту начала опытных исследований составлял 10–12 лет. Загрязнение почвы нефтью в пределах участка носило мозаичный характер, концентрация колебалась от 5 до 45%. К моменту закладки опыта нефтезагрязнённый участок представлял собой заболоченное понижение с торфянисто-(торфяно)-глеевой суглинистой почвой, техногенно изменённой в результате первичных работ по локализации и частичной уборке нефтяного пятна. Наблюдения за состоянием микробиоты почвы участка проводили на протяжении 10 лет. Фоновыми (контрольными) служили незагрязнённые нефтью торфяно-глеевые почвы, развитые на переувлажнённых участках в лесотундре, занятых низкорослыми сосново-берёзовыми насаждениями с моховым напочвенным покровом. Профили исследованных почв представлены следующей последовательностью горизонтов: A_0 (0–10 см) – A_0A_1 (10–20) – G (20–25) – Bg (25–30) [9].

Варианты опыта – контрольный участок № 1, расположенный вне зоны загрязнения; участок № 2 с первоначальным высоким уровнем загрязнения нефтью (35–40%); участок № 4 с низким уровнем загрязнения (1–5%), участок № 3 с первоначальным высоким уровнем загрязнения нефтью, где была проведена рекультивация почвы с применением микробиологического препарата МУС-1 на фоне органических (БАГ) и минеральных удобрений с последующим посевом многолетних трав. МУС-1 – биопрепарат, состоящий

из пяти штаммов углеводородокисляющих психрофильных бактерий (*Flavobacterium barbe*, *Pseudomonas fluorescens*, *Rhodococcus equi*, *Agrobacterium radiobacter*, *Arthrobacter* sp.). Штаммы выделены Маркаровой М. Ю. из нефтезагрязнённых почв района исследований [8]. БАГ – нетрадиционное органическое удобрение, полученное по разработанной сотрудниками ИБ КНЦ УрО РАН технологии из гидролизного лигнина, применяемое в гранулированной форме [10]. При закладке опыта использовали следующие дозы внесения минеральных удобрений (кг/га): N – 90, P – 90, K – 90.

Образцы почв для микробиологического анализа отбирали в конце июля в 2004 – 2006 годах с соблюдением стерильности. Для анализов использовали смешанные образцы из 10 индивидуальных с каждого участка. Количество микромицетов определяли методом разведения почвенной суспензии с последующим высевом её на агаризованные питательные среды Чапека и Гетчинсона [11]. Идентификацию микроскопических грибов проводили по определителям для различных таксономических групп [12, 13]. Комплексы микромицетов почв характеризовали на основе относительного обилия в % (выше 0,1%) и встречаемости видов (случайные виды с частотой встречаемости 1–25%, редкие – 26–50%, частые – 56–75% и доминирующие – 76–100%) [14, 15].

Микробиологический анализ эдафосферы (почвы, находящейся вне влияния корней растений), ризосферы (почвы, на которую воздействуют корни растений) и ризопланы (поверхности корней растений) крестовника скученного (*Thephrosia palustris*) и лисохвоста лугового (*Alopecurus pratensis*) проводили согласно руководству [11, 16].

Определение агрохимических показателей почв проводили по стандартным методикам [17]. Анализ содержания $C_{орг}$ в почвенных образцах выполняли по методу Тюрина в модификации Никитина. Кислотность почвы ($pH_{водн.}$) определяли потенциометрически. Содержание подвижных форм фосфора и калия изучали по методу Кирсанова в солянокислой вытяжке. Общий азот в почве определяли методом Кьельдаля.

Определение содержания нефтепродуктов в почвах проводили методом экстракции нефтепродуктов с помощью четыреххлористого углерода с последующим хроматографическим отделением нефтепродуктов от сопутствующих органических соединений других классов и количественным определением

нефтепродуктов по интенсивности поглощения в ИК-области спектра [18].

Результаты и обсуждение

На начальных стадиях после нефтяного загрязнения (первый-второй год после разлива) при высоких концентрациях нефти практически были подавлены почти все группы микроорганизмов, в том числе и микромицеты [8].

Исследования были продолжены в 1999–2004 гг. К этому моменту концентрация остаточной нефти на участках № 2, 3, 4 ощутимо снизилась и составила 26,9, 10–12 и 1% соответственно.

Через семь лет на самовосстанавливающихся участках наблюдались явные изменения в составе почвенной микробиоты [19], в том числе и микромицетов.

Необходимо отметить, что с уменьшением количества нефти в почве в ходе процесса самоочищения на участке с первоначально высоким загрязнением (№ 2) численность целлюлозолитических грибов в почве еще недостаточно высока по сравнению с рекультивированной и слабозагрязнённой самовосстанавливающейся почвой. Известно, что активизация этой группы микромицетов может служить критерием положительных изменений в процессе очищения почвы от нефтяного загрязнения до состояния, обеспечивающего начало роста растений [8].

В наиболее загрязнённой почве после 7-летнего процесса самоочищения численность сахаролитических микромицетов, учитываемая на среде Чапека, увеличилась на 2-3 порядка по сравнению с фоновыми показателями (табл. 1).

Почва, в которой проходил процесс самоочищения и уровень нефтяного загрязнения не превышал 1%, характеризовалась наибольшей численностью микромицетов, поскольку низкие концентрации нефти и её фракций не токсичны и являются дополнительным источником питания для гетеротрофных почвенных микроорганизмов [20]. Содержание целлюлозоразрушающих микроорганизмов в рекультивированных почвах с низким содержанием нефти высокое. Вероятнее всего, эти почвы пригодны для нормального роста и развития растений.

Показатели биомассы грибного мицелия свидетельствуют о том, что присутствие нефтяных углеводородов способствует развитию микромицетов в почве. После 7-летнего процесса самоочищения, рекультивации нефте-

Таблица 1

Количественная характеристика микобиоты в фоновых, самовосстанавливающихся и рекультивированных почвах Возейского месторождения (скважина № 203) Усинского района (2004 г.)

Глубина взятия образца, см	Количество микромицетов на средах, млн. КОЕ/г в.с.п.		Мицелиальная биомасса микромицетов, мг/г
	Гетчинсона	Чапека	
Фоновая почва			
0-10	$\frac{0,6}{0,3-0,9}$	$\frac{2,06}{1,07-3,06}$	0,032±0,001
Почва, степень загрязнения 26,9%			
0-10	$\frac{17,3}{14,0-20,6}$	$\frac{18,7}{14,2-21,4}$	0,19±0,004
Почва, степень загрязнения 10–12%			
0-10	$\frac{820,1}{238,9-1074}$	$\frac{27,5}{12,0-32,03}$	0,23±0,005
Почва, степень загрязнения 1%, после проведения рекультивации			
0-10	$\frac{815,8}{95,7-1032}$	$\frac{22,97}{7,14-38,8}$	0,22±0,004

Примечание: в числителе – среднее значение, в знаменателе – минимальное и максимальное значение.

загрязнённых участков численность грибных зачатков в торфяно-глеевой почве возрастала в 9–11 раз, превосходя фоновые показатели. Данные, полученные при определении длины и биомассы грибного мицелия в почве, также подтверждают этот факт. Из нефтезагрязнённых почв в 5–7 раз по массе было выделено больше мицелия, чем из фоновых почв.

Данные по изменению видового состава и структуры комплексов почвенных микроскопических грибов отражают влияние сроков нефтяного загрязнения, его концентрации, а также проведённых рекультивационных мероприятий по восстановлению почвенного покрова. Из исследованных фоновых почвенных образцов, взятых на участке № 1 вне зоны загрязнения, было выделено 28 видов почвенных микромицетов, которые относятся к 13 родам из отделов *Zygomycota*, *Ascomycota*, формального класса *Anamorphic fungi*, и три культуры микромицетов, идентифицированные только до родов (табл. 2).

Было отмечено, что среди почвенных горизонтов органомный гумусовый горизонт характеризуется наиболее разнообразным видовым составом микобиоты и её количеством. Количество колониеобразующих единиц в верхнем горизонте достигает значений $20,6 \times 10^4$ пропагул на 1 г воздушно-сухой почвы (табл. 1).

Из сильно загрязнённой почвы (№ 2) были выделены тёмноокрашенный стерильный мицелий и 10 видов микромицетов из отдела *Ascomycota* и формального класса *Anamorphic fungi*. Отдел *Ascomycota* пред-

ставлен тремя видами – целлюлозолитиками рода *Chaetomium*, *Anamorphic fungi* – одним видом из рода *Aspergillus* и пятью видами рода *Penicillium* (табл. 2). При нефтезагрязнении наблюдается подавление видового разнообразия микромицетов. Выделенная микобиота так же, как и на фоновом участке, характеризуется преобладанием представителей рода *Penicillium* – по численности и видовому разнообразию. Значительным обилием характеризуются тёмноокрашенный стерильный мицелий и *Aspergillus fumigatus*. Пять выделенных нами из нефтезагрязнённых почв видов микромицетов (*A. fumigatus*, *Penicillium funiculosum*, *P. paxilli*, *P. lanosum*, *P. tardum*) по результатам исследований ряда авторов являются устойчивыми к антропогенным воздействиям и являются надёжным биоиндикационным показателем неблагоприятного экологического состояния изучаемого объекта [20 – 25].

Микромицеты в загрязнённой почве обнаружены только в верхнем слое (0–5 см). На глубине 5–10 см отмечено полное отсутствие грибов. Таким образом, загрязнение нефтью приводит к существенному уменьшению видового богатства микромицетов, их разнообразия, подавлению их жизнедеятельности в нижних профилях почвы, появлению несвойственных данным зональным условиям видов, изменению представленности отдельных видов (табл. 2).

Из почвы (№ 4), где первоначальное загрязнение нефтью составляло всего около 1–5%, были выделены 16 видов микромице-

Видовой состав микромицетов, выделенных из исследованных почв

Микромицеты	Участки							
	№ 2		№ 3		№ 4		№ 1	
	Глубина отбора образцов, см							
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-10	10-20	0-10 (A ₀ ')	10-20 (A ₀ '')
Отдел <i>Zygomycota</i>								
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>M. racemosus</i> Fres.	-	-	-	-	+	+	+	+
<i>Mucor</i> sp.	-	-	+	+	+	-	-	-
<i>Rhizopus</i> sp.	-	-	+	-	-	-	+	-
<i>Umbellopsis isabellina</i> (Oudem.) W. Gams	-	-	+	-	+	-	+	-
<i>U. ramanniana</i> (Moller) W. Gams	-	-	+	-	+	+	-	-
<i>U. vinacea</i> Dixon-Stewart	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Mortierella verticillata</i> Linnem.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Mortierella</i> sp.	-	-	+	-	+	-	+	+
Отдел <i>Ascomycota</i>								
<i>Chaetomium globosum</i> Kunze	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Ch. indicum</i> Cda	+	-	+	-	-	-	+	-
<i>Ch. spirale</i> Zopf.	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Chaetomium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Anamorphic fungi</i>								
<i>Acremonium strictum</i> W. Gams	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Aspergillus flavus</i> Link.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>A. fumigatus</i> Fres.	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>A. oryzae</i> Cohn.	-	-	-	-	+	-	+	-
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler, Carm.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Cladosporium herbarum</i> (Pers) Lk.	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cl. cladosporioides</i> (Fres.) de Vries	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Cladosporium</i> sp.	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Humicola grisea</i> Traaen	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Humicola</i> sp.	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Fusarium moniliforme</i> Sheldon	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Paecilomyces variotii</i> Bain.	-	-	+	-	+	-	+	-
<i>Penicillium daleae</i> Zaleski	+	-	+	+	-	-	-	-
<i>P. decumbens</i> Thom	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. rugulosum</i> Thom, Bull et al.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. lanosum</i> Westl	+	-	+	+	+	-	-	-
<i>P. funiculosum</i> Thom	+	-	+	-	+	-	-	-
<i>P. lividum</i> Westl	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. luteum</i> Zuk.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. nigricans</i> (Bain.) Thom	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>P. olivaceum</i> Sopp.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. paxilli</i> Bain.	+	-	+	+	+	-	+	-
<i>P. tardum</i> Thom	+	-	+	-	+	-	-	-
<i>P. thomii</i> Maire	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>P. verrucosum</i> Dierckx var. <i>cyclopium</i> Samson Stolk et Hadlok.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Trichoderma viride</i> Pers. ex Fr.	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. sympodanum</i> Kulik	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. album</i> Hreuss	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Trichosporiella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-

Микромицеты	Участки							
	№ 2		№ 3		№ 4		№ 1	
	Глубина отбора образцов, см							
	0–5	5–10	0–5	5–10	0–10	10–20	0–10 (A ₀ ')	10–20 (A ₀ '')
<i>Cladosporium herbarum</i> (Pers) Link ex Fries	–	–	–	–	–	–	+	–
<i>Macrosporium commune</i> Raben.	–	–	–	–	–	–	+	–
<i>Phoma</i> sp.	–	–	–	–	–	–	+	–
<i>Mycelia sterilia</i>								
<i>Mycelia sterilia</i> (светлоокрашенный)	–	–	+	–	+	–	+	+
<i>Mycelia sterilia</i> (тёмноокрашенный)	+	–	+	+	+	–	–	–
Всего 47	9	0	18	4	17	2	29	5

Примечание. № 1 – контрольный участок; № 2 – участок с высокой степенью загрязнения; № 3 – участок после рекультивации и № 4 – слабозагрязнённый участок.

тов, принадлежащих к 10 родам из отделов *Zygomycota*, *Ascomycota* и *Anamorphic fungi* (табл. 2), а также 5 штаммов грибов, определённых только до родов. Доминирующее положение занимает тёмноокрашенный стерильный мицелий, который характерен и для сильно загрязнённой почвы, а также грибы с более широкой экологической амплитудой (табл. 2).

Рассмотрим результаты изучения микромицетов в рекультивированной почве (№ 3), где был использован комплекс мер по восстановлению почвенного покрова – обработка микробным препаратом МУС-1 при внесении органических и минеральных удобрений с последующим посевом многолетних трав. Из данной почвы было выделено 20 микромицетов, принадлежащих к 8 родам из отделов зигомицетов, аскомицетов и анаморфных грибов (табл. 2). После проведения рекультивации по сравнению с участком № 2 возросло видовое разнообразие и количество грибных пропагул. В составе микромицетов 40% приходится на виды рода *Penicillium*, а стерильный мицелий представлен как тёмноокрашенными, так и светлоокрашенными формами. Однако отметим, что микобиота всё ещё характеризуется преобладанием грибов, типичных для антропогенно нарушенных почв. Светлоокрашенные микромицеты, часто встречающиеся в целинной почве, малочисленны и оказались в разряде редких и случайных (табл. 3). Состав доминантов стал существенно разнообразнее, чем на сильно загрязнённом участке, появились типичные редкие виды.

Таким образом, на восстановительные меры микромицеты отреагировали перегруппировкой видов и увеличением разнообра-

зия. Можно предположить, что начался процесс очищения субстрата. Однако надо отметить, что активизация биологических процессов не распространяется глубже верхнего слоя (0–5 см). Вместе с тем корни растений охватывают слой до 7–10 см; они вовлекаются в процесс очищения субстрата.

Для суждения о процессе восстановления загрязнённых экосистем с участием микобиоты использован коэффициент сходства по Жаккару (табл. 4).

Наибольшее сходство сообществ микромицетов наблюдалось в почве после проведения рекультивации и на участке с низким уровнем нефтяного загрязнения почвы, наименьшее сходство отмечено для сообщества микромицетов незагрязнённой целинной и сильно загрязнённой почвы. Микобиота целинных почв характеризуется наибольшим разнообразием видов микромицетов; коэффициенты сходства с микобиотой нефтезагрязнённых почв здесь имеют самые низкие значения [26].

На вышеперечисленных опытных участках впервые были исследованы микромицеты прикорневой зоны лисохвоста лугового (*Alopecurus pratensis*), который посеяли для проведения дополнительной фиторемедиации рекультивированного участка с первоначальным использованием микробиологического препарата и органоминеральных удобрений, а также крестовника скученного (*Thephrosia palustris*), пионерного растения на нефтезагрязнённых почвах [9].

Известно, что растения тесно взаимосвязаны с микроорганизмами и за счёт изменения качественного и количественного состава ми-

Таблица 3

Структура комплекса типичных видов микромицетов торфяно-глеевой почвы при разной степени загрязнения нефтью

Доминирующие	Типичные частые	Типичные редкие
Фоновая почва		
<i>Mycelia sterilia</i> (с/о) <i>Geomyces pannorum</i> <i>Acremonium strictum</i> <i>Penicillium decumbens</i>	<i>P. thomii</i> <i>Mucor racemosus</i> <i>Mortierella ramanniana</i>	<i>Penicillium lanosum</i> <i>P. lividum</i> <i>P. luteum</i> <i>P. verrucosum</i> var. <i>cyclopium</i> . <i>Trichoderma viride</i> <i>Macrosporium commune</i> <i>Chaetomium indicum</i>
Почва, степень загрязнения 26,9%		
<i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Mycelia sterilia</i> (т/о)	<i>Chaetomium globosum</i> <i>Ch. indicum</i> <i>Ch. spirale</i> <i>Penicillium funiculosum</i> <i>P. paxilli</i> , <i>P. lanosum</i> <i>P. tardum</i>	<i>P. daleae</i>
Почва, степень загрязнения 1%, после проведения рекультивации		
<i>Mycelia sterilia</i> (т/о) <i>Chaetomium globosum</i> <i>Fusarium moniliforme</i> <i>Penicillium paxilli</i>	<i>Ch. spirale</i> <i>Paecilomyces variotii</i> <i>Penicillium funiculosum</i> <i>P. lanosum</i> <i>P. tardum</i>	<i>Cladosporium cladosporioides</i> <i>Mucor hiemales</i> <i>Umbellopsis ramanniana</i> <i>U. vinacea</i> <i>Ch. indicum</i>
Почва, степень загрязнения 10–12 %		
<i>Mycelia sterilia</i> (т/о) <i>Penicillium paxilli</i> <i>Aspergillus fumigatus</i> <i>Cladosporium cladosporioides</i>	<i>Aspergillus oryzae</i> <i>Penicillium funiculosum</i> <i>P. daleae</i> <i>P. lanosum</i> <i>P. tardum</i>	<i>Paecilomyces variotii</i> <i>Penicillium</i> sp.1 <i>Umbellopsis ramanniana</i> <i>U. vinacea</i> <i>Mucor</i> sp.

Таблица 4

Сходство комплексов микромицетов опытных участков по Жаккару, %

Номера участков	Коэффициенты Жаккара, %			
	1	2	3	4
1	–			
2	5,4	–		
3	9,1	31,8	–	
4	18,2	30,8	42,9	–

Примечание. 1 – контрольный участок; 2 – участок с высокой степенью загрязнения; 3 – участок после рекультивации и 4 – слабозагрязнённый участок.

кробиоты в прикорневой зоне способны влиять на процессы, протекающие в почве. Микромицеты являются постоянным компонентом почвенных и ризосферных микробных сообществ, наряду с другими ризосферными микроорганизмами играют важную роль в развитии растений, участвуя в снабжении последних элементами питания, фитогормонами, витаминами и другими факторами роста [16, 27, 28]. Между тем в мире растёт интерес к ризосфере в аспекте её использования для очищения загрязнённых земель. Микроорганизмы ризосферы растений способны к деградации

самых разнообразных загрязнителей. В ризосфере клевера, который также был использован для биорекультивации нефтезагрязнённых почв в зоне южной тайги [16], наблюдалась более высокая скорость деструкции нефти, содержание микроорганизмов в ризосфере превышало в несколько раз их количество в зоне, удалённой от корней.

Было проведено сравнительное исследование структуры микромицетных комплексов прикорневой зоны растений лисохвоста и крестовника в условиях нефтезагрязнения и роли комплекса «растение+микробиота»

в очистке почвы от нефтезагрязнения в условиях Севера. Исследования проводились на тех же опытных участках, где определяли их микромицетный состав с различным остаточным содержанием нефти.

Крестовник скученный (=болотный) (*Thephrosia palustris*). Это растение одно из первых заселяет нефтезагрязнённые почвы. В связи с этим было предпринято детальное изучение почвы в зоне корней этого растения.

С этой целью на сильно загрязнённом участке вне опыта в июне, июле и августе 2006 г. были отобраны монолиты на глубине до 15 см из-под крестовника скученного для проведения химического и микологического анализов. Содержание нефти составляло в эдафосфере – 27%, в ризосфере – 2,6%, ризоплане – 0,2% (табл. 5).

Пробы, отобранные в июне месяце, характеризовались низкой биогенностью. В слое 0–3 см прикорневая почва характеризовалась количеством грибов в среднем 3×10^2 КОЕ/г в.с.п., а в зоне ризоплана (почва на корнях) – 5×10^2 КОЕ/г в.с.п. В прикорневой почвенной массе, как и в ризосфере, были обнаружены только светло- и тёмноокрашенные представители порядка *Mycelia sterilia*.

К июлю состав микромицетов существенно изменился. Содержание грибов в ризосферной зоне и в ризоплане существенно увеличилось. Появились новые виды грибов: *Alternaria alternata*, *Trichoderma viride*, *Umbelopsis isabellina*, *Penicillium paxilli*, *P. funiculosum*, *P. tardum*, *Aspergillus ustus*, *Chaetomium globosum* и др. – всего около 15 видов.

Наибольшим биоразнообразием микромицетов характеризовались пробы, взятые в августе. При этом количество грибов в ризосфере увеличилось в 20 раз по сравнению с июльскими данными, а видовой состав дополнился видами *Mortierella alpina*, *Chaetomium spirale*. Численность остальных микроорганизмов составила при этом 6×10^8 КОЕ/г в.с.п., в то время как их содержание вне корня было в среднем 13×10^6 КОЕ/г почвы.

Количество и состав грибов в почве вне зоны роста крестовника значительно беднее, чем в ризосфере. Это объясняется тем, что ризосфера богата питанием (табл. 5), обусловленным корневыми выделениями, в которых содержатся сахара, аминокислоты, витамины, ауксины, фосфатиды и различные ароматические вещества [16, 29]. Известно, что в ризосфере более энергично протекают многие химические и биохимические процессы (быстрее разрушаются различные минералы, горные породы, активнее инактивируются загрязняющие вещества и т. д.). Этот процесс вызывается не только корневыми выделениями, но и микробиотой ризосферы. В зоне ризосферы крестовника, развивающегося на почве, подвергшейся нефтяному загрязнению, увеличилось количество видов грибов, характерных для нефтезагрязнённых почв, – *Penicillium tardum*, *P. paxilli*, *Aspergillus ustus*, *Rhizopus sp.*, а также чувствительных к нефтяному загрязнению – *P. versicolom var. cyclopium*, *Trichoderma viride*, *T. symposium*, *Umbelopsis ramanniana*, *Mucor racemosus*. Появление первых говорит об идущих процессах деструкции нефти, а последних – свидетельствует о положительной восстановительной сукцессии.

Эта тенденция подтверждается содержанием остаточной нефти в почве: ризосферная почва характеризовалась нефтяным загрязнением менее 3%, в ризоплане содержание нефти составляло 0,2% (рис.) на фоне загрязнения вне зоны роста растений в 26,9%.

Таким образом, можем предположить, что крестовник способен заселять территории, подверженные нефтяному загрязнению до 27% и более, создавая в комплексе с почвенными микроорганизмами очищенные зоны вблизи корней.

Лисохвост (*Alopecurus pratensis*). Под хорошо развитым растением лисохвоста лугового в августе был взят почвенный монолит, проведён анализ микобиоты в дернине и в прикорневой массе. По количественным показателям микобиоты почва ризосферы лисохвоста относится к богатым субстратам [30].

Таблица 5

Химическая характеристика почвы под крестовником (участок № 2) и вне зоны его роста

Вариант	Глубина отбора образца, см	рН _{водн.}	N _{гидр.}	К	Р	Содержание нефти, %
Эдафосфера	0–5	6,8	2,9	9,7	15,7	26,9
Ризосфера	0–10	7,0	2,3	14,0	18,7	2,6
Ризоплана	0–10	6,9	5,6	43,8	25,0	0,2

По нашим данным, в ризосфере лисохвоста насчитывается в несколько раз больше грибов, чем в почве без растений. Численность микромицетов здесь достигает 86 млн КОЕ/г в.с.п., в то время как их количество в почве без растений составляет 23 млн КОЕ/г в.с.п.

Самыми распространёнными по частоте встречаемости были виды родов *Mucor*, *Mortierella*, *Umbellopsis*, *Rhizopus*, *Penicillium* и *Trichoderma*. Род *Mucor* был представлен 12 видами, составляющими более 50% грибов, определённых в ризосфере и эдафосферной зоне. Частота встречаемости этих видов рода *Mucor* была очень высокой и составляла 90–100%, что позволяет считать их доминантами для ризосферы лисохвоста в рассматриваемом опыте. В составе видов определены *Mucor racemosus*, *M. hiemalis*, *M. circinelloides*, *M. plumbeus*, *M. corimbifer*, *M. pussillus*, *Mucor* sp. и др. Было выделено 2 вида рода *Mortierella*: непосредственно на корнях – *M. alpina*, в ризосфере и зоне эдафосферы – *M. elongata*, и виды рода *Umbellopsis* – *U. ramanniana*, *U. vinacea*. Род *Rhizopus* был представлен видом *R. nigricans*, обильно растущим в ризосфере и во внекорневой зоне; род *Penicillium* – видами *P. citrinum*, *P. paxilli*. Из рода *Trichoderma* в ризосфере встречается вид *T. viride*.

Из прикорневой зоны был выделен также тёмноокрашенный стерильный мицелий. Встречаемость этого гриба составила 9%, тогда как в загрязнённой почве под крестовником именно этот вид характеризуется высокой частотой встречаемости.

На основании проведённых исследований необходимо отметить, что естественное самоочищение торфяно-глебовых почв на Крайнем Севере от нефтяного загрязнения является длительным процессом. Значительную роль в процессах самоочищения почв от нефти играют микроорганизмы, в том числе и ми-

кромицеты, что делает необходимым включать их в состав биологических препаратов для рекультивации, которые по традиции создают из бактериальных углеводородокисляющих культур. Важно использовать также и аборигенные микромицеты, проявляющие высокую нефтедеструктивную активность.

При рекультивации процесс разрушения нефтезагрязнения проходит, по крайней мере, в два этапа: 1) микробное воздействие, способствующее снижению степени загрязнения до уровня, не препятствующего росту растений; 2) поселение растений и доочистка субстрата под воздействием концентрирующей в корневой зоне бактериально-грибной микробиоты.

Опыт также показал, что местные виды как микроорганизмов, так и растений являются наиболее эффективными в освоении нефтезагрязнённых земель. Испытанные в опыте виды многолетних трав способны, вероятно, развиваться при уровне загрязнения 10–27%.

Установлены изменения комплексов микромицетов в исследуемых почвах под влиянием нефтезагрязнений. Во-первых, прослеживается снижение разнообразия грибных комплексов в почвах по сравнению с фоновыми, зональными биогеоценозами, во-вторых, происходит увеличение доминирующих и часто встречающихся видов при уменьшении числа редких, появление резистентных к нефтезагрязнениям видов почвенных микроскопических грибов. В нефтезагрязнённых почвах, где происходит самовосстановление и ведутся рекультивационные мероприятия, наблюдается формирование грибных комплексов, характерных для более южных регионов по сравнению с зональными, что подтверждается данными других исследователей [28, 31, 32]. Под влиянием нефтезагрязнений в почвах исследуемых территорий происходит накопление потенциально опасных для человека штаммов видов микромицетов: *A. fumigatus*, *Paecilomyces variotii*, *F. moniliforme* и т. д. [24].

При глубоких нарушениях природного биогеоценоза, в том числе при нефтезагрязнении, интенсивные меры очистки способствуют активизации процесса восстановления микробиоты. Однако процесс восстановления биогеоценоза, близкого к типу ненарушенного, в целом зависит от восстановления характерного для территории типа растительного сообщества и биологического оборота растительного материала.

Наилучшие результаты рекультивации нефтезагрязнённых почв получены в вари-

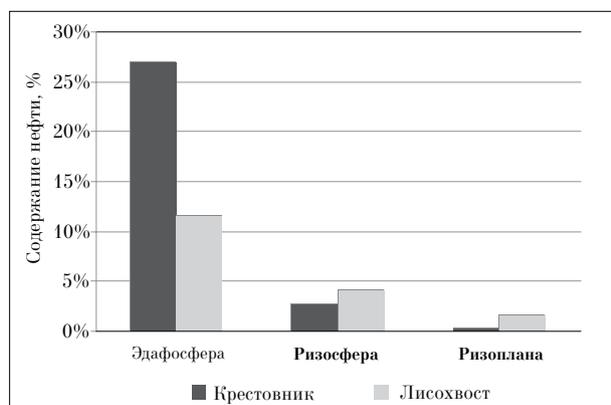


Рисунок. Содержание нефти (в %) в прикорневой зоне лисохвоста и крестовника

анте с применением сочетания биопрепарата, минеральных удобрений и последующего посева лисохвоста. В этом случае наблюдалось резкое снижение концентрации нефти в почве и увеличение количества и видового разнообразия грибов.

На основе полученных результатов были сделаны следующие выводы.

Загрязнение нефтью и нефтепродуктами торфяно-глебовых почв на Севере вызывает изменения комплексов микромицетов. При низких уровнях загрязнения прослеживается стимулирование развития микромицетов, а при высоких – снижение разнообразия грибных комплексов в почвах по сравнению с фоновыми почвами. Наблюдается появление грибов, характерных для более южных регионов. Под влиянием нефтезагрязнений в почве исследуемых территорий происходит накопление потенциально опасных для человека видов микромицетов *Aspergillus fumigatus*, *Fusarium moniliforme*, *Paecilomyces variotii*.

Интенсивность восстановления нефтезагрязнённых почв повышается при проведении рекультивационных мероприятий. Наиболее эффективным способом восстановления почвенного покрова в условиях Севера является комплексное использование биопрепаратов на основе местных углеводородокисляющих микроорганизмов, внесение необходимых минеральных удобрений, а также проведение последующей фиторемедиации аборигенными растениями, устойчивыми к высоким дозам нефтепродуктов в почве.

В ходе работы было установлено, что крестовник скученный (*Thephrosia palustris*) устойчив к нефтяному загрязнению в условиях Севера, обладает способностью к быстрому заселению, формируя пионерную группировку на нефтезагрязнённой территории. Лисохвост луговой, используемый при проведении фиторемедиации нефтезагрязнённых почв, активно участвует в восстановлении почвенного покрова, подверженного загрязнению нефтью, в условиях Крайнего Севера. Ризосфера крестовника и лисохвоста богата микромицетами, которые участвуют в процессе деструкции нефтяных углеводородов, численность грибов на 3-4 порядка больше по сравнению с количеством микромицетов в почвах без растительного покрова. В зоне ризосферы крестовника происходит снижение содержания нефти с 30 до 1,4%. Крестовник скученный является перспективным агентом для проведения фиторемедиационных работ в условиях Севера.

Литература

1. Паринкина О.М. Микрофлора тундровых почв: Эколого-географические особенности и продуктивность. Л.: Наука, 1989. 159 с.
2. Стенина Т.А. Биологическая активность // Подзолистые почвы центральной и восточной частей европейской территории СССР. Л.: Наука, 1980. С. 160–165.
3. Андерсон Г.К., Пропадуца Л.А. Изучение факторов, влияющих на биоразложение нефти в почве // Коррозия и защита в нефтегазовой промышленности. 1979. № 3. С. 30–32.
4. Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязнённых почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.
5. Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А. и др. Биологическая рекультивация нефтезагрязнённых земель в условиях таёжной зоны // Восстановление нефтезагрязнённых почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 140–159.
6. Зимонина Н.М. Почвенные водоросли в условиях нефтяного загрязнения (на примере Возейского месторождения Усинского района Республики Коми). Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 1996. 27 с.
7. Хомякова Д.В. Состав углеводородокисляющих микроорганизмов нефтезагрязнённых почв Усинского района Республики Коми. Дисс. канд. биол. наук. М.: МГУ, 2003. 113 с.
8. Маркарова М.Ю. Использование углеводородокисляющих бактерий для восстановления нефтезагрязнённых земель в условиях Крайнего Севера. Дис. канд. биол. наук. Пермь. 1999. 156 с.
9. Посттехногенные экосистемы Севера. СПб.: Наука, 2000. 159 с.
10. Переработка гидролизного лигнина и получение на его основе материала для рекультивации техногенно-нарушенных территорий Крайнего Севера // Химия в интересах устойчивого развития. 1998. Т. 6. С. 303–309.
11. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 303 с.
12. Егорова Л. Н. Почвенные грибы Дальнего Востока: Гифомицеты. Л.: Наука, 1986. 207 с.
13. Domsh K. H., Gams W., Anderson T.-H. Compendium of soil fungi. INW-Verlag Eching. 2007. 672 p.
14. Мирчинк Т.Г., Озерская С.М., Марфенина О.Е. Способы выявления типичных для определённых условий комплексов микроскопических грибов на основе характеристики их структуры // Биологические науки. 1982. Вып. 20. С. 198–226.
15. Кураков А.В. Методы выделения и характеристики комплексов микроскопических грибов наземных экосистем: Учебно-методическое пособие. М.: МАКС Пресс, 2001. 92 с.
16. Иларионов С.А. Экологические аспекты восстановления нефтезагрязнённых почв. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 194 с.

17. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 487 с.
18. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98Ю, Тюменский ГУ М. 1998.
19. Хабибуллина Ф.М., Арчегова И.Б., Шубаков А.А. Изучение микробиоты нефтезагрязнённых почв Усинского района Республики Коми // Современные проблемы загрязнения почв: Тезисы Междунар. науч. конф. Москва: МГУ, 2004. С. 286–287
20. Гузев В.С., Левин В.С., Селецкий Г.И., Бабьева Е.Н., Калачникова И.Г., Колесникова Н.М., Оборин А.А., Звягинцев Д.Г. Роль почвенной микробиоты в рекультивации нефтезагрязнённых почв // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 121–150.
21. Жданова Н.Н., Васильевская А.И. Экстремальная экология грибов в природе и эксперименте. Киев: Наук. думка, 1982. 167 с.
22. Лебедева Е.В. Микромитеты – индикаторы техногенного загрязнения почв // Микология и криптогамная ботаника в России: традиции и современность: Труды Междунар. конф. СПб. 2000. С. 173–176.
23. Марфенина О.Е. Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М. 1999. 49 с.
24. Марфенина О.Е. Изменение комплекса грибов рода *Penicillium* в почвах подзолистой зоны при антропогенных воздействиях // Микология и фитопатология. 2000. Вып. 4. Т. 34. С. 38–41.
25. Киреева Н.А., Галимзянова Н.Ф., Мифтахова А.М. Микромитеты почв, загрязнённых нефтью, и их фитотоксичность // Микология и фитопатология. 2000. Вып. 4. Т. 35. С. 36–41.
26. Хабибуллина Ф.М., Арчегова И.Б., Шубаков А.А. Исследование способности нефтеокисляющих бактерий утилизировать углеводы нефти // Биотехнология. 2002. № 6. С. 57–62.
27. Широких И.Г., Широких А.А. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров. 2004. 332 с.
28. Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: Издательство «Графикон», 2006. 336 с.
29. Мирчинк Т.Г. Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
30. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ, 1987. 256 с.
31. Atlas R.M., R. Bartha. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation / Ed. by K.C. Marshall // Adv. Microb. Ecol. 1992. V. 12. P. 287–338.
32. Киреева Н.А., Рафикова Г.Ф. Диагностика нефтезагрязнённых почв по показателям комплекса микромитетов // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. II Междунар. науч. конф. М. 2007. С. 80–82.

Адаптационные резервы высшего растения и почвенной альгофлоры при действии пестицидов

© 2011. А. В. Помелов¹, к.б.н., доцент, Г. И. Березин², аспирант,
Л. И. Домрачева^{1,3}, д.б.н., профессор,

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

²Вятский государственный гуманитарный университет,

³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: nm-flora@rambler.ru

В динамике исследована реакция ячменя, а также водорослей и цианобактерий на фунгицид дивиденд стар, инсектицид круйзер и их смесь. Показано, что применение данных препаратов приводит к повышению продуктивности и урожайности высшего растения, а также к ускорению протекания альгосукцессий в почве.

The dynamics of barley, algae and cyanobacteria reaction on fungicide dividend star, insecticide kruyzer and a mixture thereof was investigated. It is shown that the use of these drugs leads to increasing productivity and yield of higher plants, as well as to acceleration of the flow of algo-successions in the soil.

Ключевые слова: водоросли, цианобактерии, ячмень, пестициды

Key words: algae, cyanobacteria, barley, pesticides

Широкое применение пестицидов в сельском хозяйстве по-прежнему остаётся действенной мерой защиты растений. В мировом арсенале химических средств защиты растений насчитывается более 5000 препаратов различного назначения. Потребление их ежегодно возрастает на 1–2,5%, а в отдельных странах (Япония, Франция, Италия, Великобритания, Дания) этот прирост превышает 10%. Основная часть мирового объёма пестицидов (91,2%) используется в 20 наиболее развитых странах мира, в том числе в США (23,6%), Японии (14,7%), Франции (10,1%), России (5,4%). В России из общего количества применяемых пестицидов на долю гербицидов приходится 53%, инсектицидов – 32%, фунгицидов – 10%, оставшиеся 5% составляют дефолианты, акарициды, регуляторы роста и др. [1].

Использование пестицидов всегда связано с их побочными действиями на компоненты окружающей среды: накопление в почве и воде, угнетение полезных организмов, биоаккумуляция в трофических цепях и т. д. При этом нежелательные изменения в функционировании организмов и биосистем могут проявляться на различных уровнях – морфологическом, физиолого-биохимическом, генетическом. Соответственно этому строится система мониторинговых исследований поведения пестицидов в биоценозах. В частности, в 70–80-е годы прошлого века широко изучалось дей-

ствие пестицидов на почвенную микробиоту. При этом был получен во многом противоречивый материал о результатах подобного воздействия. Так, было показано, что применение используемых в то время агрохимикатов приводит к снижению видового разнообразия водорослей [2, 3]. Некоторые виды вообще «выбиваются» из альгоценозов. Доминирующее положение занимают 2–3 вида, которые практически целиком обеспечивают продуктивность водорослей. Образуются новые сообщества с низким уровнем видового разнообразия, в которых отсутствуют азотфиксирующие цианобактерии (ЦБ).

Поэтому оказалась заманчивой перспектива использования фототрофных микроорганизмов для определения токсичности почвы, загрязнённой пестицидами. С этой целью использовали чистые культуры различных видов водорослей и цианобактерий и сравнивали интенсивность их развития в контрольном варианте и при действии пестицидов, например, таких, как симм-триазины, производные фенилмочевины, нитрофенолы, феноксикислоты, алифатические кислоты, ТМТД, карбатион и др. Однако эти попытки не были очень успешными, так как, во-первых, реакция чистых культур и микробных сообществ различалась и, во-вторых, степень воспроизводимости полученных результатов была очень мала [2, 4].

В настоящее время в сельском хозяйстве используются новые поколения пестицидов. Параллельно проводятся исследования, посвящённые поиску микроорганизмов, разрушающих данные препараты, обработке биологических методов оценки влияния пестицидов на окружающую среду, а также традиционные работы в русле изучения влияния пестицидов на почвенную микрофлору. Например, в обзоре [5] на основе анализа литературных источников, выпущенных за последние 50 лет, показано, что трансформация пестицидов может происходить путём химического разложения и биодegradации. Важная роль в биодegradации пестицидов принадлежит почвенным микроорганизмам, которые реализуют множество путей катаболизма на основе генетически закреплённых механизмов. Чаще всего метаболические процессы происходят аналогично разложению соединений, составляющих органическое вещество почвы. Среди микроорганизмов, наиболее активно осуществляющих дegradацию подобных ксенобиотиков, авторы обзора выделяют бактерии рр. *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*. Поэтому в перспективе на основе природных и рекомбинантных штаммов подобных бактерий возможно создание биопрепаратов для применения в целях ремедиации среды, загрязнённой токсичными химическими веществами.

Тестирование токсичности различных пестицидов проводят, используя как отдельные организмы, например, ЦБ *Anabaena cylindrica* [6] и *Nostoc paludosum* [7], так и функциональную реакцию микробного сообщества в целом – по показателям микробной биомассы, базального дыхания, микробного метаболического коэффициента и функционального разнообразия [8].

Продолжаются работы, исследующие влияние пестицидов на группы почвенных микроорганизмов. Показано, в частности, что при использовании фосфорсодержащих гербицидов в зависимости от концентрации и длительности действия наблюдалось и стимулирующее и ингибирующее действие на популяции микроорганизмов. Токсичность гербицида может приводить к сдвигу в микробиологическом сообществе в направлении существенной утраты функционального разнообразия [9, 10].

Специфика применения пестицидов такова, что систематически происходит их обновление и исключение из списка разрешённых к применению на территории России определённых препаратов. Поэтому постоянно про-

водятся испытания в различных регионах и на разных сельскохозяйственных культурах пестицидов, которые можно рекомендовать впоследствии как наиболее оптимальные для данной территории.

Так, например, в Кировской области необходимость применения инсектицидов обусловлена тем, что заселённость ячменя личинками шведской мухи составляет в среднем 70% обследованных площадей, хлебными полосатыми блошками – 100%. Протравливание семян фунгицидами является наиболее простым и относительно дешёвым способом применения фунгицидов. Через семена передается от 30 до 60% болезней зерновых культур. С помощью обработки семян биологически активными веществами можно защитить растения от семенной, почвенной и частично от аэрогенной инфекции. Однако одностороннее применение препаратов ведёт к нарастанию в посевах яровых зерновых культур ряда опасных болезней. Поэтому одним из резервов снижения затрат является применение баковых смесей пестицидов. Использование баковых смесей позволяет одновременно уничтожить сорняки, болезни и вредителей. Баковые смеси позволяют уменьшить норму расхода препарата, расширить спектр действия и повысить эффективность фунгицидов против отдельных видов фитопатогенов за счёт синергического действия и, что очень важно, снизить скорость возникновения резистентности у вредных организмов к применяемым пестицидам.

Цель данной работы – изучить в динамике в полевых условиях действие фунгицида дивиденд стар и инсектицида круизер и их баковой смеси на состояние ярового ячменя и развитие почвенных водорослей и цианобактерий.

Объекты и методы

Полевые исследования проводились на опытном поле Вятской ГСХА в 2010 году на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве в центральном севообороте. Агротехника была общепринятой для условий Кировской области. Осенью проводилась зяблевая вспашка, весной – ранневесеннее боронование, культивация в два следа. Перед культивацией вносили по 80 кг д.в./га азота, фосфора и калия.

Действие пестицидов изучали в посевах ярового ячменя сорта Эльф. Сорт среднеспелый, высокоурожайный (до 8 т/га), обладает широкой экологической пластичностью

в сочетании с высоким потенциалом продуктивности.

Обработка семян проводилась за один день до посева. Опыт был заложен в 4 вариантах: 1. Контроль; 2. Дивиденд стар, 1 л/т; 3. Круйзер, 0,5 л/т; 4. Дивиденд стар, 1 л/т + Круйзер, 0,5 л/т. Расход рабочей жидкости во всех вариантах – 10 л/т.

В контрольном варианте семена увлажнялись водой из расчёта 10 л/т.

Ручной посев проводился 13 мая. Площадь делянки составляла 1 м², повторность 4-кратная, расположение делянок систематическое. Уборка и обмолот ячменя проводились вручную.

Фитопатологический анализ на заражённость семян ячменя поверхностной и внутренней инфекцией определяли методом влажной камеры с применением рулонов по общепринятому методу.

В ходе полевого опыта определяли распространённость корневых гнилей и пятнистостей листьев, повреждённость растений ячменя вредителями, биологическую эффективность препаратов и урожайность ячменя.

Почвенные образцы на альгологический анализ отбирали 4 раза за вегетационный сезон по общепринятым микробиологическим методикам с глубины 0–5 см в ризосферной зоне по фазам развития ячменя и в те же сроки.

Для количественного учёта водорослей и цианобактерий (ЦБ) использовали прямой микроскопический метод. При подсчёте клеток дифференцировали следующие группы фототрофов: одноклеточные зелёные и жёлто-зелёные водоросли, нитчатые зелёные и жёлто-зелёные водоросли, диатомеи и ЦБ [11].

Применяемые в работе препараты – это пестициды нового поколения. Дивиденд стар является двухкомпонентным системным фунгицидом – протравителем семян (30 г/л дифеноконазола + 6,3 г/л ципроконазола) из хими-

ческого класса триазолы. Данный препарат обладает широким спектром действия против комплекса болезней зерновых культур.

Круйзер – системный инсектицид из химического класса неоникотиноиды. На ячмене применяется против внутривенных мух, блошек. Действующее вещество тиаметоксам благоприятно влияет на растения, снижает отрицательное действие стрессовых факторов (засуха, низкий уровень рН, тепловые стрессы, повреждение вредителями) на растения.

Год проведения исследований – 2010 – был аномально жарким и сухим.

Результаты

Влияние пестицидов на высшее растение, эпифитную, паразитическую микрофлору и вредителей. В предварительных лабораторных опытах была доказана обоснованность применения данных препаратов против инфекций (табл. 1).

Семена, взятые для посева в 2010 г., были в сильной степени заражены возбудителем гельминтоспориозной корневой гнили (68,0%) и в слабой степени семена были заражены фузариозом (6,0%) и альтернариозом (2,0%). Наиболее эффективным против возбудителей гельминтоспориозной и фузариозной гнили на семенах был дивиденд стар, как в чистом виде, так и в баковой смеси.

В ходе полевых исследований была проведена оценка распространения корневых гнилей в период вегетации ячменя (табл. 2).

В условиях сухой, жаркой погоды эффективность протравителя дивиденд стар как в чистом виде, так и в баковой смеси составила 100%.

Исследование активности вредителей показало, что они наиболее опасны в фазу всходов – кущение. Поэтому учёт вредителей проводился именно в конце фазы кущения – начале выхода в трубку. Отмечалось сильное по-

Таблица 1

Повреждённость растений ячменя вредителями и эффективность препаратов

Вариант	Повреждённость растений вредителями, %		Биологическая эффективность, %	
	шведская муха	хлебные полосатые блошки	шведская муха	хлебные полосатые блошки
Контроль	32,7	86,5	–	–
Дивиденд стар	25,0	88,5	23,5	-2,3
Круйзер	6,0	62,0	81,7	28,3
Дивиденд стар+круйзер	10,5	68,4	67,9	20,9

Таблица 2

Влияние препаратов на корневые гнили ячменя в период вегетации

Вариант	Фаза начала выхода в трубку		Фаза начала колошения		Фаза полной спелости	
	Р, %	С, %	Р, %	С, %	Р, %	С, %
Контроль, вода 10 л/т	9,5	–	13,0	–	12,9	–
Дивиденд стар, 1 л/т	0	100	0	100	0	100
Круйзер, 0,6 л/т	4,0	57,9	10,2	21,5	12,4	3,8
Дивиденд стар, 1 л/т + круйзер, 0,6 л/т	0	100	0	100	0	100

Примечание: Р – распространение болезни; С – биологическая эффективность.

Таблица 3

Повреждённость растений ячменя вредителями и эффективность препаратов

Вариант	Повреждённость растений вредителями, %		Биологическая эффективность, %	
	шведская муха	хлебные полосатые блошки	шведская муха	хлебные полосатые блошки
Контроль	32,7	86,5	–	–
Дивиденд стар	25,0	88,5	23,5	-2,3
Круйзер	6,0	62,0	81,7	28,3
Дивиденд стар+круйзер	10,5	68,4	67,9	20,9

Таблица 4

Влияние препаратов на урожайность и структуру урожая ячменя

Вариант	Коэффициент продуктивного кущения	Масса зерна одного колоса, г	Число зёрен в колосе, шт	Масса 1000 зёрен, г	Урожайность, г/м ²
Контроль	1,83	1,12	20	50,6	242,3
Дивиденд стар	2,16	1,15	21	51,7	262,5
Круйзер	2,17	1,20	21	50,6	275,3
Дивиденд стар+круйзер	2,58	1,23	22	50,8	302,0
НСР ₀₅					23,4

вреждения хлебными блошками (86,5%) и в средней степени шведской мухой (32,7%). Наиболее эффективен инсектицид круйзер как в чистом виде, так и в баковой смеси был против шведской мухи и в слабой степени действовал на хлебных полосатых блошек (табл. 3).

Максимальная достоверная прибавка урожайности получена при обработке семян баковой смесью препаратов, которая обеспечивалась за счёт повышения продуктивной кустистости и массы зерна колоса (табл. 4).

Определение численности эпифитной микрофлоры зерна нового урожая показало, что обсеменённость семян ячменя в аномально сухой вегетационный период была намного ниже регистрируемой обычно (табл. 5). Как правило, у зерновых в 1 г семян содержится от 700 тыс. до 1,5 млн. КОЕ бактерий и грибов [12]. Ингибирующее последствие протравителя

дивиденд стар на микрофлору семян проявилась как в чистом виде, так и в баковой смеси. В этих вариантах по сравнению с контролем наблюдается существенное снижение численности эпифитной микрофлоры, особенно сильное в отношении бактерий. Трудно объяснить увеличение численности эпифитной микрофлоры семян в варианте с инсектицидом круйзер по сравнению с контролем. Однако и этот показатель не свидетельствует о патологическом загрязнении семян микрофлорой.

Влияние пестицидов на развитие почвенных микротофотрофов. Определение численности клеток в популяциях фототрофных группировок показало, что применяемые пестициды по-разному оказывают влияние на интенсивность их развития в ходе вегетационного сезона (табл. 6).

Так, анализ почвенных образцов, отобранных в мае в фазу всходов ячменя, показал, что

фунгицид дивиденд стар не только стимулирует размножение нитчатых зелёных водорослей и диатомей (в 10,2 и 8,3 раза соответственно), но и ускоряет ход альгосукцессий, о чём говорит появление в составе фототрофного комплекса группировок ЦБ. Как правило, появление ЦБ в составе альгоценозов в обычных условиях в нашей зоне происходит во второй половине лета. Следовательно, дивиденд стар провоцирует более раннее размножение ЦБ. В то же время можно говорить и о репрессивном действии круйзера и смеси препаратов в первую очередь по отношению к одноклеточным зелёным водорослям.

В дальнейшем в условиях чрезвычайно жаркого и сухого лета главным лимитирующим фактором в развитии водорослей стала нехватка влаги. Так, во 2-й срок отбора почвенных образцов (конец июня) наблюдается не только существенное снижение обилия водорослей в почве, но и обеднение группового состава альгоценозов, связанное с отсутствием нитчатых зелёных водорослей и цианобактерий (табл. 7). При этом численность

водорослей в почве практически во всех вариантах одинакова.

Третий срок альгологического анализа почвы был выполнен в июле в фазу молочной спелости ячменя. Численность популяций микрофототрофов в это время колебалась от 98 тыс. клеток (дивиденд стар) до 123 тыс. клеток в 1 г почвы (круйзер), т. е. фактически была на одном уровне во всех вариантах (табл. 7), как и в июне (табл. 6). Однако в этот срок наблюдений произошло существенное увеличение численности водорослей в почве по сравнению с июнем.

Последний раз почвенные образцы для проведения альгологического анализа были отобраны после уборки урожая в августе. Результаты количественного учёта фототрофов показывают, что в этот период под влиянием пестицидов происходит существенная перестройка альгоценозов (табл. 8, рис.). Так, если групповое разнообразие популяций фототрофов в контрольном варианте ограничивается только одноклеточными формами зелёных, жёлтозелёных водорослей и диатомей,

Таблица 5

Численность эпифитной микрофлоры семян ячменя (КОЕ/г)

Вариант	Бактерии (МПА)	Грибы (Чапек)	Всего
Контроль	8000±2300	2400±102	10400±2402
Дивиденд стар	5500±500	2500±66	8000±566
Круйзер	54000±5800	10800±110	64800±5910
Дивиденд стар+круйзер	1000	1060±30	2060±30

Таблица 6

Влияние пестицидов на численность почвенных фототрофных популяций (тыс. клеток/г) в мае

Вариант	Группы фототрофов*				Всего
	О	Н	Д	БГЦ	
Контроль	68,8±1,9	5,4±0,8	1,3±0,2	0	75,5±2,9
Дивиденд стар	58,2±2,1	55,4±0,7	11,1±1,3	8,2	132,9±4,1
Круйзер	28,5±5,2	9,3±0,9	1,4±0,05	0	39,2±49,5
Дивиденд стар+круйзер	27,5±2,5	13,9±4,0	1,1±0,03	0	42,5±6,53

Примечание: * О – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, Н – нитчатые зелёные и жёлтозелёные водоросли, Д – диатомовые водоросли, БГЦ – безгетероцистные цианобактерии.

Таблица 7

Влияние пестицидов на численность почвенных фототрофных популяций (тыс. клеток/г)

Вариант	Группы фототрофов*		Всего
	О	Д	
Контроль	14,3±2,5	0,65±0,13	14,95±2,6
Дивиденд стар	12,7±0,45	1,6±0,4	14,3±0,8
Круйзер	18,5±0,6	0,5±0,02	19,0±0,6
Дивиденд стар+круйзер	17,1±0,5	0,6±0,02	17,7±0,5

Примечание: * О – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, Д – диатомовые водоросли.

Таблица 8

Влияние пестицидов на численность почвенных фототрофных популяций (тыс. клеток/г) в июле

Вариант	Группы фототрофов*		Всего
	О	Д	
Контроль	114,3±4,5	8,3±0,4	122,6±4,9
Дивиденд стар	86,6±24,5	11,4±0,4	98,0±24,9
Круйзер	71,2±1,8	51,9±9,2	123,1±11,1
Дивиденд стар+круйзер	101,3±19,7	6,5±0,5	107,8±20,2

Примечание: * О – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, Д – диатомовые водоросли.

Таблица 9

Влияние пестицидов на численность почвенных фототрофных популяций (тыс. клеток/г) в августе

Вариант	Группы фототрофов					Всего
	О	Н	Д	БГЦ	ГЦ	
Контроль	157,4±1,1	0	8,8±0,5	0	0	166,2±1,6
Дивиденд стар	109,2±3,2	0	28,2±0,6	105,6	0	243,0±3,8
Круйзер	84,9±10,2	0	0,7	0	0	85,6±10,2
Дивиденд стар+круйзер	71,9±12,2	7,4±0,4	8,6±1,2	8,6	47,9±2,7	144,4±16,5

Примечание: * О – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, Н – нитчатые зелёные и жёлтозелёные водоросли, Д – диатомовые водоросли, БГЦ – безгетероцистные цианобактерии, ГЦ – гетероцистные цианобактерии.

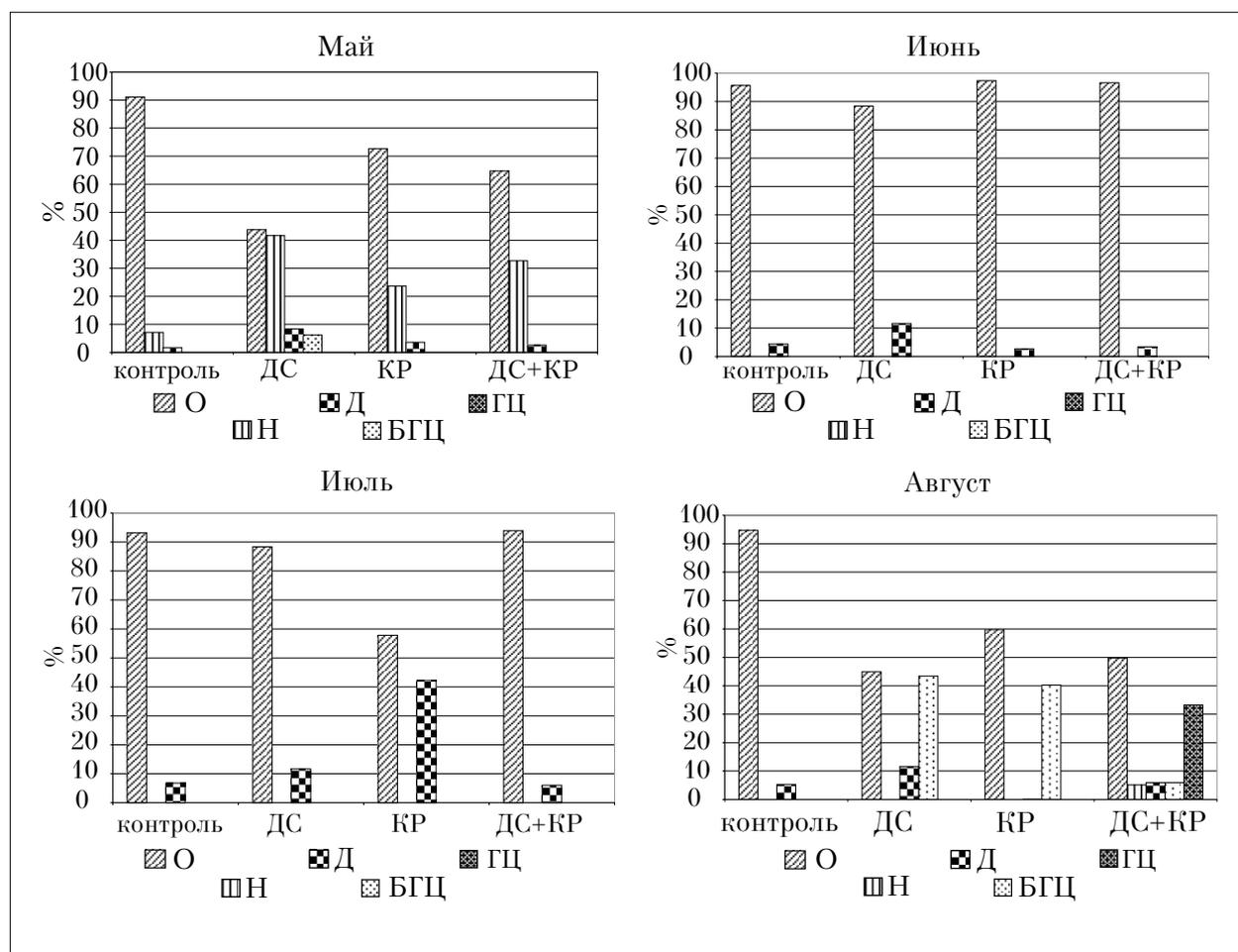


Рисунок. Влияние пестицидов на структуру популяций фототрофных микроорганизмов

Условные обозначения. Варианты опыта: К – контроль, ДС – дивиденд стар, КР – круйзер, ДС+КР – дивиденд стар + круйзер; О – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, Н – нитчатые зелёные и жёлтозелёные водоросли, Д – диатомовые водоросли, БГЦ – безгетероцистные цианобактерии, ГЦ – гетероцистные цианобактерии

то применение пестицидов приводит к стимуляции размножения ЦБ, причём в варианте с использованием баковой смеси развиваются как безгетероцистные, так и азотфиксирующие их формы. Наибольшее групповое разнообразие фототрофов наблюдается именно в варианте с баковой смесью.

Таким образом, использование дивиденд стар и баковой смеси пестицидов, не приводя к существенным изменениям плотности популяций фототрофов, значительно ускоряет ход сезонных сукцессий, стимулируя более раннее появление в составе альгоценозов их прокарриотного компонента – ЦБ.

Заключение

Исследования, проведённые в условиях аномально жаркого и сухого лета, показали нетоксичность предпосевной обработки семян ячменя препаратами нового поколения дивиденд стар, круйзер и их баковой смесью, их эффективность в борьбе с возбудителями болезней и вредителями, что привело к повышению продуктивности и урожайности растений, особенно значимой при совместном использовании фунгицида и инсектицида.

Данные препараты также выступают как активаторы развития почвенной микрофлоры. Применение пестицидов приводит к ускорению хода альгосукцессий в почве и повышению группового разнообразия популяций фототрофов. Этот процесс наиболее выражен в варианте с использованием баковой смеси. Полученные результаты доказывают не только резистентность почвенных водорослей и ЦБ к испытываемым препаратам, но и выявляют чёткий стимулирующий эффект дивиденд стар и баковой смеси, который проявляется в ускорении реализации видового потенциала почвенных микрофототрофов в данных вариантах по сравнению с контролем. Механизм этого процесса требует дальнейшего изучения.

Литература

1. Сергеев В.Р. Эффективный инсектицид для обработки семян зерновых культур // Защита и карантин растений. 2009. № 8. С. 36–37.
2. Круглов Ю.В. Микроскопические водоросли как индикаторы на загрязнение почвы гербицидами // Методы изучения и практического использования почвенных водорослей: Тр. Кировского с.-х. ин-та. Киров. 1972. С. 241–251.
3. Круглов Ю.В. Микрофлора почвы и пестициды. М.: Агропромиздат, 1991. 128 с.
4. Балежина Л.С. Об использовании водорослей для определения токсичности почвы при применении различных пестицидов // Методы изучения и практического использования почвенных водорослей: Тр. Кировского с.-х. ин-та. Киров. 1972. С. 251–257.
5. 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.
6. Galhano V., Peihoto F., Gomes-Laranjo J., Fernandez-Valiente E. Differential effects of bentazon and molinate on *Anabaena cylindrica*, an autochthonous cyanobacterium of Portuguese rice field agro-ecosystems // Water, Air and Soil Pollut. 2009. V. 197. № 1-4. P. 211–222.
7. Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Березин Г.И., Домрачева Л.И., Калинин А.И. Комплексная оценка состояния цианобактерии *Nostoc paludosum* при воздействии различных поллютантов // Теор. и прикл. экология. 2010. № 3. С. 47–51.
8. Марченко С.А. Индикация загрязнения почвы стойкими органическими загрязнителями по функциональной реакции микробного сообщества: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 2008. 21 с.
9. Кутузова Р.С., Воробьёв Н.И., Круглов Ю.В. Структура микробного комплекса ризосферы пшеницы в условиях гербицидного стресса // Почвоведение. 2006. № 2. С. 220–227.
10. Pampulha M.E., Ferreira M.A.S.S., Oliveira A. Effects of a phosphinothricin based herbicide on selected groups of soil microorganisms // J. Basic Microbiol. 2007. V. 47. № 4. P. 325–331.
11. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар. 2005. 336 с.
12. Мишустин Е.Н., Трисвятский Л.Л. Микробы и зерно. Изд-во АН СССР, М., 1963. 292 с.

Изучение факторов, определяющих посещение насекомыми-опылителями клевера лугового

© 2011. А. З. Брандорф, к.б.н., зав. лабораторией, И. А. Устюжанин, к.б.н., зам. директора,
М. М. Ивойлова, аспирант,
ГНУ Зональный НИИСХ Северо-Востока Россельхозакадемии,
e-mail: gordenchuk@mail.ru

На основе исследований факторов, влияющих на посещаемость насекомыми-опылителями цветков клевера лугового, показана доминирующая роль температуры. Установлено отрицательное влияние личинок долгоносика на нектаропродуктивность клевера лугового и опылительную деятельность насекомых.

On the basis of studies of the factors affecting the attendance of clover flowers with pollinator insects, the dominant role of the temperature is shown. A negative impact of weevil larvae on clover nectar-productivity and the flight activity of pollinator insects is stated.

Ключевые слова: насекомые-опылители, температура, биотические факторы

Key words: pollinator insects, temperature, biota factors

Клевер луговой (*Trifolium pratense* L.) – одна из основных кормовых культур среди многолетних трав в агробиоценозах Северо-Восточной зоны европейской части России. Он является не только кормом для сельскохозяйственных животных, но и накапливает в почве азот, чем улучшает её структуру и повышает плодородие. Увеличение площадей, занимаемых клевером, невозможно без получения семенной продукции, которая в значительной степени зависит от насекомых-опылителей.

В настоящее время в результате значительного воздействия антропогенных факторов в агробиоценозах сократился количественный и видовой состав диких насекомых-опылителей, вследствие чего происходит недоопыление сельскохозяйственных энтомофильных культур, в том числе клевера лугового. Поэтому в ряде случаев необходимо применять меры по искусственному увеличению численности насекомых, эффективное использование которых невозможно без учёта основных факторов, положительно влияющих на посещаемость насекомыми. Необходимо учитывать, что в процессе коэволюции у энтомофильных растений и насекомых-опылителей выработались взаимопользные и взаимозависимые адаптации, на которые существенное влияние оказывают биотические (окраска цветков, продуцирование пыльцы и нектара) и абиотические (температура, освещённость, влажность, ветер и т.д.) факторы [1, 2].

Цель исследований – изучить влияние основных факторов на посещение насекомыми-опылителями клевера лугового.

Методы исследований

Исследования проведены в посевах клевера лугового, расположенных в черте г. Кирова, в летний период 2008–2010 гг. Для достижения поставленной цели в период цветения клевера лугового проведено изучение количества насекомых-опылителей (медоносных и одиночных пчёл, шмелей, шмелей-кукушек). Для сбора данных использовался маршрутный метод учёта, при котором на экспериментальных участках разных сортов клевера лугового были заложены учётные площадки площадью 100 м². Всего было проведено 135 учётов. В период исследований учитывали дневную температуру окружающего воздуха, выпадение осадков в виде дождя, концентрацию сахара в нектаре цветков клевера лугового, высоту трубочки цветка и уровень залегания нектара над завязью, количество цветков, поражённых личинками долгоносика. Исследования проведены согласно методикам [3, 4].

Результаты и обсуждение

Температура является одним из основных факторов, определяющих процессы жизнедеятельности насекомых и растений. В период исследований установлено положительное влия-



Рисунок. Показатели посещения насекомыми-опылителями клевера лугового в зависимости от высоты залегания нектара над завязью и длины трубочки венчика

ние температуры на лётно-опылительную деятельность и количество насекомых на клевере луговом, что подтверждается результатами корреляционного анализа ($r = +0,5-0,9$; $p \leq 0,05$). Установлен диапазон благоприятных дневных температур ($+25^{\circ} - +34^{\circ}C$), при которых количество насекомых достигало максимальной отметки (3500 особей/га). При снижении температуры до $18^{\circ}C$ плотность опылителей уменьшалась до 150–200 особей/га, а при наличии сильного ветра не зарегистрировано ни одного насекомого. Необходимо отметить, что медоносные пчёлы прекращали посещать клевер при температуре ниже $21^{\circ}C$.

Положительное влияние температуры отмечено и при изучении нектарной продуктивности клевера. Максимальное содержание сахаров в нектаре зарегистрировано при температуре не менее $25^{\circ}C$ и, как правило, в фазе массового цветения. Нектарная продуктивность клевера в данный период достигала 111,6 кг/га, а содержание сахара в нектаре в разные годы изменялось с 4,9 до 7,8 мг/цветок, что в среднем на 40% больше по сравнению с фазами начала и конца цветения. Как известно, нектар растения продуцируют для привлечения насекомых. По результатам исследований установлено положительное влияние нектарной продуктивности на привлечение насекомых-опылителей ($r = +0,3-0,9$; $p \leq 0,05$).

Важным фактором, оказывающим влияние на лётно-опылительную деятельность насекомых, является наличие осадков в виде дождя. Количество насекомых-опылителей сокращалось в 1,5-2 раза на цветках клевера после кратковременных дождей, что вызвано снижением концентрации сахаров в нектаре в 1,5-3 раза, несмотря на увеличение высоты залегания нектара над завязью до 2,9 мм ($p \leq 0,001$), что в среднем в 2 раза больше по сравнению с данным показателем в период отсутствия осадков.

В связи с тем что нектар цветков клевера труднодоступен для многих насекомых, одним из факторов, влияющих на их деятельность, является высота трубочки цветка и залегания нектара над завязью (рис.).

В результате наблюдений за количественным составом насекомых на клевере отмечена обратная связь между увеличением количества насекомых и длиной трубочки цветка ($r = -0,7$, $p \leq 0,05$). Это объясняется тем, что при более короткой трубочке венчика нектар растения для насекомых, особенно с коротким хоботком, становится доступным. В период исследований данный показатель изменялся с 8,1 до 9,1 мм. Причём длина трубочки венчика цветка клевера изменялась в разные фазы цветения, она достоверно укорачивалась в среднем на 10% к концу цветения массива клевера лугового ($p \leq 0,01$). Максимальное количество насекомых зарегистрировано также в периоды массового и конца цветения. Установлено, что цветки клевера лугового имеют более короткую трубочку, когда средняя дневная температура в период цветения составляет $28^{\circ}C$ (8,1 мм), при снижении температуры до $24^{\circ}C$ трубочка цветка достоверно удлинялась до 9,0 мм ($p < 0,001$).

В период исследований не было установлено значительного влияния высоты залегания нектара над завязью на посещение насекомыми цветков клевера. Вероятно, одним из главных факторов, оказывающих влияние на посещаемость насекомыми клевера, является длина венчика трубочки цветка, а также содержание сахаров в нектаре.

По полученным результатам установлена прямая связь между количеством поражённых цветков личинками клеверного долгоносика семеда (*Apion apricans* Hbst.) и количеством насекомых. В некоторые годы коэффициент корреляции между данными признаками достигал величины 0,96 ($p \leq 0,05$). Следует отметить, что максимальное количество поражённых цветков зарегистрировано в фазе начала цветения и до-

стигало 27,6%, что в среднем на 65% больше по сравнению с фазой конца цветения. В результате поражения цветков личинками долгоносика на головке клевера сокращается количество цветков с нектаром, так как личинки изначально поражают нектарники, вследствие чего нектар не продуцируется. Количество поражённых цветков увеличивается при повышении температуры. Например, с увеличением среднесуточной дневной температуры с 24 до 28°C процент поражённых цветков увеличивается в 4 раза ($p < 0,001$).

Заключение

Проведённые исследования показали, что основным фактором, определяющим посещение насекомыми цветков клевера лугового, является температура, так как она оказывает существенное влияние на формирование длины трубочки венчика клевера, а соответственно на доступность нектара, лётно-опылительную активность насекомых

и поражение цветков личинками долгоносика. Наличие личинок долгоносика на цветках клевера снижает нектарную продуктивность растений, в связи с этим можно рекомендовать специалистам обращать особое внимание на борьбу с вредителями. Установлено, что искусственно привлекать насекомых (например, медоносных пчёл) для дополнительного опыления необходимо в период, когда распустится более 30% цветков, так как насекомые активно посещают клевер в периоды массового и конца цветения.

Литература

1. Губин А.Ф. Медоносные пчелы и опыление красного клевера. М.:ОГИЗ «Сельхозгиз», 1947. 280 с.
2. Еськов Е.К. Этология медоносной пчелы. М.: Колос, 1992. 336 с.
3. Методы проведения научно-исследовательских работ в пчеловодстве. Рыбное: НИИП, 2006. 154 с.
4. Фасулати К.К. Полевое изучение наземных беспозвоночных. М.: Высшая школа, 1971. 424 с.

УДК 57.043

Экологические аспекты безопасности жизнедеятельности населения, подвергающегося действию авиационного шума

© 2011. В. Н. Зинкин, д.м.н., профессор, А. В. Богомолов, д.т.н., профессор,
И. М. Ахметзянов, д.м.н., профессор, П. М. Шешегов, к.м.н., н.с.,

Государственный научно-исследовательский испытательный институт военной медицины
Министерства обороны Российской Федерации,
e-mail: zinkin-vn@yandex.ru

Обосновано, что кумулятивное воздействие авиационного шума является существенной угрозой экологической безопасности жизнедеятельности авиационных специалистов и населения территорий, прилегающих к аэропортам, аэродромам и авиационным предприятиям.

It is stated that the cumulative impact of aircraft noise is a significant threat to environmental safety of life of aviation staff and the population of the areas adjacent to airports, airfields and aviation businesses.

Ключевые слова: экологическая безопасность, авиационный шум,
борьба с шумом, авиационная гигиена

Key words: environmental security, aircraft noise,
noise control, air hygiene

В настоящее время в реестре Международной организации гражданской авиации (ИКАО) значится более 27 тыс. магистральных и региональных самолётов, в том числе около 4500, построенных в России и Украине. Прогностические расчёты указывают на ускоренное развитие авиационного транспорта в мире: считается, что к 2025 г. регулярные авиарейсы будут выполнять более 60 тыс. самолетов.

Известно, что наиболее неблагоприятными факторами для авиационных специалистов и жителей, проживающих вблизи аэропортов, являются акустический шум (100% опрошенных), выхлопные газы (81%), работа с горюче-смазочными материалами (65%), микроклиматические условия (55%), электромагнитные излучения радиодиапазона (20%) [1 – 5]. Авиационный шум является на сегодня одной из наиболее актуальных проблем крупных городов России, количество жалоб населения на шум от пролетающих самолетов неуклонно растёт [2, 3]. В течение многих лет продолжает оставаться на ведущих позициях среди работников авиационного транспорта такая профессиональная патология, как нейросенсорная тугоухость, являющаяся проявлением вредного действия шума [1, 2, 6]. Эта проблема усугубляется отсутствием в авиации эффективных табельных средств индивидуальной защиты от шума [4, 6 – 8].

Акустические аспекты экологической обстановки на рабочих местах авиационных специалистов и на территориях, прилегающих к аэропортам

Исследование влияния шума в производственных условиях было выполнено в лётно-испытательном центре г. Ахтубинска, Астраханская область. На рабочих местах инженерно-технического состава, в зависимости от типа обслуживаемого летательного аппарата, общий уровень звукового давления в инфразвуковом диапазоне частот колеблется от 102 до 107,5 дБ, что выше предельно допустимого уровня на 2–7,5 дБ, а в области звуковых частот – 109,7–124 дБ. Уровень шума находится в диапазоне 108–126 дБА [4, 5]. При минимальной акустической нагрузке за лётную смену эквивалентный уровень шума колеблется 94–111 дБА, а при максимальной – 95–118 дБА, превышая предельно допустимый уровень на 14–38 дБА [4 – 6]. Максимальные значения уровней шума выявлены на рабочих местах авиационных специалистов при обслуживании турбовинтовых самолётов.

Исследование спектрального состава шума при работе реактивных двигателей показало наличие в нём частот от нескольких Гц до нескольких десятков кГц с максимумом в области 5–10 кГц, а у винтовых – от 100 Гц до 8 кГц с максимумом в области 2–4 кГц [4 – 6].

Доза шума, в зависимости от типа летательных аппаратов, достигает 4400–78000 Па·с. При минимальной акустической нагрузке за лётную смену относительная доза шума составляет 8–490 ед., при максимальной – 10–1963 ед. (при допустимом значении, равном 1). Вклад инфразвукового диапазона (2–16 Гц) в дозу шума составляет 10–27%, низкочастотного диапазона (2–250 Гц) – 14–36%, т. е. прирост за счёт низкочастотного шума незначителен. Основная доля дозы шума при работе авиационных двигателей приходится на область средних и высоких частот (500–8000 Гц) [4, 8].

В соответствии с руководством Р 2.2.2006–05 условия труда авиационных специалистов по фактору «шум» соответствуют вредному (3,2–3,4) и опасному (4) классам, по фактору «инфразвук» – вредному (3,1–3,2) [1, 3 – 6, 8].

Эксплуатация аэропортов сопровождается интенсивным шумовым воздействием на прилегающие территории. Для исследования акустической обстановки были выбраны жилые территории, находящиеся на удалении 0,5–3,0 км от аэродромов г. Ростова-на-Дону и г. Ахтубинска Астраханской области. Максимальный уровень шума в жилых кварталах (на стороне, обращённой к аэродрому) достигает 90–92 дБА, эквивалентный уровень – 75–85 дБА. Максимальная шумовая нагрузка в жилых районах вдоль трасс воздушных судов достигает 85–103 дБА. В ночное время, при отсутствии полётов, уровень шума на большей части территорий не превышает 55 дБА.

Измерения за период 24 часов показали, что круглосуточное движение воздушных судов создаёт акустические условия, при которых средние максимальные уровни значительно – на 10–20 дБА – превышают фоновые. В течение суток наименьшие почасовые эквивалентные уровни звука наблюдаются в период с 1 до 4 час, наибольшие – с 7 до 18 час. Население, проживающее на расстоянии до 2 км от аэропортов, получает суточную дозу шума, в 3 раза превосходящую допустимую величину [1, 4, 5, 7].

К факторам, влияющим на шумовой режим населённых пунктов, относятся: расстояние от взлётно-посадочной полосы, частота полётов самолётов, типы самолётов, базирующихся на данном аэродроме, высота и скорость полёта. Результаты исследований показали, что с увеличением высоты пролёта самолётов уровни шума на местности уменьшаются.

Состояние здоровья и заболеваемость авиационных специалистов и населения территорий, прилегающих к аэропортам

Показатели морбидности авиационных специалистов проанализированы по данным отчётов формы 3-мед за 2000–2007 гг. путём сравнения с контрольной группой лиц, не подвергающихся профессиональному воздействию шума. Так, число случаев первичной заболеваемости с временной утратой работоспособности на 100 работающих у авиационных специалистов составило $66,1 \pm 7,5$, а в контроле – $43,8 \pm 0,6$ ($p < 0,05$), число случаев трудопотерь $73,3 \pm 11,6$ и $53,2 \pm 2,9$ ($p < 0,05$) и число дней трудопотерь – $655,3 \pm 44,9$ и $431,8 \pm 7,2$ ($p < 0,05$) соответственно [1, 4, 8]. Таким образом, в соответствии с методикой оценки заболеваемости уровень заболеваемости с временной утратой работоспособности в контрольной группе квалифицирован как «низкий» и «очень низкий», у авиационных специалистов – «ниже среднего».

В структуре заболеваемости преобладали следующие классы болезней: органов дыхания (41,1% от всей патологии у авиационных специалистов и 29,0% в контрольной группе), системы кровообращения (11,4 и 2,8% соответственно), органов пищеварения (10,5 и 7,1%), кожи и подкожной клетчатки (6,5 и 3,0%), нервной системы (6,5 и 4,1%) [1–5]. Анализ структуры заболеваемости у авиационных специалистов показал более высокие значения показателей по следующим классам болезней: нервной системы – в 2,8 раза ($p < 0,05$); глаз – в 2,6 раза ($p > 0,05$); органов кровообращения – в 4,7 раза ($p < 0,05$); органов дыхания – в 1,6 раза, ($p > 0,05$); органов пищеварения – выше в 2,1 раза ($p < 0,05$); кожи и подкожной клетчатки – выше в 3,1 раза ($p < 0,05$) [1 – 5]. У авиационных специалистов показатели заболеваемости, связанной с болезнями, характеризующимися повышенным артериальным давлением, такими как нейроциркуляторная дистония и артериальная гипертензия, также были выше в 3,9 раза ($p < 0,05$) по сравнению с контрольной группой [1 – 4].

Выявленное увеличение показателей заболеваемости органов кровообращения, нервной системы и пищеварения у авиационных специалистов соответствует существующим представлениям о механизме действия интенсивного шума на организм человека. Развитие болезней органов дыхания, глаз, а также кожи и подкожной клетчатки можно объяснить воздействием инфразвука на организм человека. Полученные результаты позволяют

утверждать, что повышенный уровень общей заболеваемости авиационных специалистов является следствием сочетанного действия высокоинтенсивного шума и инфразвука. Именно поэтому в структуре заболеваний преобладают болезни, характерные как для действия шума (болезни органов кровообращения и пищеварения), так и инфразвука (болезни органов дыхания, нервной системы, глаз, кожи и подкожной клетчатки).

При анализе состояния здоровья населения, проживающего вблизи аэропортов, исследована общая медико-демографическая ситуация, выполнена донозологическая диагностика и изучена заболеваемость взрослого и детского населения. Для этого использовали данные амбулаторных карт двух детских и четырёх взрослых поликлиник, расположенных в этом районе, за период 2003–2007 гг., проведено обследование детей четырёх школ и двух детских садов и анкетирование взрослого населения.

Выявлено, что в структуре причин смертности населения на территории влияния аэропортов ведущие ранговые места принадлежат сердечно-сосудистым заболеваниям (62,7%), злокачественным новообразованиям (15%), травмам и отравлениям (14%). Темп прироста смертности от сердечно-сосудистых заболеваний составляет +2,4%, в том числе от ишемической болезни сердца (ИБС) +1,5%, и от злокачественных новообразований +9,1% [1 – 5]. Показатель общей смертности в 1,3 раза выше, чем в условно тихой зоне. Аналогичные результаты получены по смертности от сердечно-сосудистой патологии. Смертность от ИБС на территории влияния выше, чем для условно тихой территории, в 1,4 раза. Как видно, общая медико-демографическая обстановка в целом на исследуемой территории характеризуется как неблагоприятная.

Общую заболеваемость населения характеризуют показатели обращаемости за медицинской помощью: в пределах 66–110 случаев на 100 человек. В структуре заболеваемости лидируют болезни органов дыхания – 22,6%, болезни органов кровообращения – 20,4%, болезни нервной системы и органов чувств – 18,9%, болезни мочеполовой системы – 7,4%. Отмечается рост заболеваемости по болезням эндокринной системы – 53%, системы кровообращения – 21,1%, нервной системы – 9,2%, чаще наблюдаются гипертоническая болезнь и вегетососудистые нарушения [1 – 4]. Повышение артериального давления практически по всем возрастным категориям выявляет-

ся чаще, чем в контрольной зоне. У взрослых уровень систолического артериального давления составляет 140–180 мм рт. ст., а диастолического – 90–100 мм рт. ст. [1, 4, 5].

К неблагоприятной тенденции в изменении динамики состояния здоровья населения, проживающего вблизи аэропортов, следует отнести рост хронической заболеваемости, которая за 10 лет выросла на 16,3%, новообразований – на 137,2%, увеличение числа больных, состоящих на диспансерном учёте с болезнями эндокринной системы, – на 12,7%. Наблюдается снижение удельного веса здорового населения [1 – 5].

При оценке физического развития школьников, проживающих в зонах воздействия аэропортов, по данным углублённых медицинских осмотров выявлено отставание в физическом развитии, на что указывает снижение роста, массы тела и окружности грудной клетки. Психофизиологические исследования установили, что в зоне влияния аэропорта в условиях высоких уровней авиационного шума умственная работоспособность детей к концу учебной недели снижается. В ходе гигиенических исследований у детей выявлены нарушения функционального состояния центральной нервной системы, сердечно-сосудистой системы и органов слуха.

При исследовании показателей здоровья детей выявлен ежегодный прирост заболеваемости по следующим классам болезней: система кровообращения – на 17,4%, эндокринная система – 13%, нервная система – 16,8%, органы пищеварения – 9,3% и мочеполовая система – 28,7%. За десятилетний период увеличилось число детей, состоящих на диспансерном учёте с патологией мочеполовой системы – на 23,7%, органов дыхания – 11,6%, пищеварения – в 2,5 раза [1 – 3].

При диспансерном обследовании детей дошкольного и школьного возраста обнаружены донозологические изменения со стороны сердечно-сосудистой и нервной систем, проявляющиеся в повышенной утомляемости, местных и общих вегетативно-сосудистых расстройствах. Отрицательное влияние акустической нагрузки на уровень здоровья детей подтверждается таким интегральным показателем, как индекс здоровья (число не болевших на 1000 детей). В «тихом районе» отмечен более высокий индекс здоровья, меньший уровень заболеваемости по обращаемости за медицинской помощью (как в целом, так и по отдельным классам болезней), уменьшение числа многократно болевших детей.

Оценка рисков здоровью, обусловленных действием авиационного шума

В настоящее время для определения степени нарушения здоровья у работающих на различных видах производств все чаще стали использовать методы установления профессионального риска [2, 5 – 9]. Расчёт статистических показателей профессионального риска по данным заболеваемости проведён в соответствии с «Методическими рекомендациями по оценке профессионального риска по данным периодических медицинских осмотров». Для доказательности профессионального заболевания использовали статистический показатель категории риска профзаболевания (КР), а профессионально обусловленных заболеваний – отношение шансов (OR), относительный риск (RR), этиологическую долю (EF), категорию связи с работой (КС). В таблице представлены показатели, позволяющие дать количественную оценку степени связи заболеваний авиационных специалистов с их профессиональной деятельностью.

Среди всех заболеваний авиационных специалистов болезни органов дыхания имеют самую слабую («малую») связь с работой, болезни глаз и органов пищеварения – «среднюю», болезни нервной системы – «высокую», болезни органов кровообращения и кожи – «очень высокую». Полученные показатели позволяют утверждать, что болезни органов слуха, выявленные у этих специалистов, относятся к профессиональным заболеваниям, а болезни органов дыхания, глаз, пищеварения, нервной системы, органов кровообращения и кожи – к профессионально обусловленным заболеваниям.

Таким образом, на основании гигиенической оценки условий труда, результатов периодических медицинских осмотров и клинического обследования показано, что длительное воздействие интенсивного широкополосного

авиационного шума на рабочих местах авиационных специалистов связано с высоким риском развития профессиональной патологии.

Применение методов оценки риска с расчётом коэффициентов опасности, интенсивности комплексного загрязнения окружающей среды, с учётом численности населения, находящегося под техногенным воздействием аэропортов, позволило установить и оценить риск дополнительной заболеваемости от воздействия вредных факторов окружающей среды. Установлено, что заболеваемость хроническим фарингитом регистрируются чаще в 1,2 раза, бронхитом – в 1,4, бронхиальной астмой – в 1,5 раза на территориях с повышенной техногенной нагрузкой, чем на условно тихих территориях [1 – 5].

Заболеваемость детского населения на территориях влияния аэропортов (по данным наблюдения за пятилетний период) превышает показатели заболеваемости детей, проживающих на условно тихой территории, практически по всем классам болезней, в том числе по показателям врождённых аномалий – в 2,1 раза, костно-мышечной системы – в 2,2 раза. Вблизи аэропортов процент часто болеющих детей в 2,8 раза выше.

При сравнительном анализе заболеваемости стандартизованных показателей выявлены достоверные различия между зонами наблюдения по частоте случаев заболеваний. Соотношение средних многолетних показателей заболеваемости в зонах наблюдения и общегородских фоновых уровней положено в основу ранжирования селитебных территорий по степени реального риска. Уровень заболеваемости населения в зоне влияния аэропортов превышает показатель в условно тихой зоне в 1,2–1,4 раза как в целом, так и по отдельным классам болезней (числу новообразований, заболеваний органов кровообращения, дыхания, пищеварения).

Таблица

Оценка степени связи заболеваний авиационных специалистов, подвергающихся воздействию интенсивного авиационного шума

Класс болезней	Показатели риска			
	OR	RR	EF	КС
Болезни нервной системы	3,1	2,9	65%	Высокая
Болезни глаз	1,5	1,5	34%	Средняя
Болезни уха	6,1	5,7	82%	Почти полная
Болезни органов кровообращения	5,0	4,2	76%	Очень высокая
Болезни органов дыхания	1,9	1,4	32%	Малая
Болезни органов пищеварения	1,6	1,5	35%	Средняя
Болезни кожи	3,6	3,3	69%	Очень высокая

При изучении причинно-следственной связи между заболеваемостью и факторами среды обитания выявлена прямая сильная корреляционная зависимость между заболеваемостью населения и шумовым загрязнением окружающей среды ($r = 0,83...0,93$) [1, 5 – 7, 10].

В процессе определения риска для здоровья осуществлялась идентификация опасности факторов окружающей среды, устанавливалась зависимость «доза – ответ» и характеризовался риск. При рассмотрении возможности развития специфической патологии (тугоухости) в результате авиационного шумового воздействия на население установлено значение относительного риска 0,574, а неспецифической патологии – 4,2, что значительно выше приемлемого уровня (1,0). В результате комплексного исследования определена ориентировочная граница неблагоприятного воздействия аэропортов на здоровье населения, составившая 2 км.

Проведённые исследования позволяют утверждать, что в настоящее время шумовой фактор на рабочих местах авиационных специалистов и населения территорий, прилегающих к аэропортам, аэродромам и авиационным предприятиям, является главным фактором риска развития специфической и общей соматической патологии, требующим проведения постоянного экологического и социально-гигиенического мониторинга и осуществления соответствующих профилактических медицинских мероприятий.

Литература

1. Зинкин В.Н., Солдатов С.К., Кукушкин Ю.А. и др. Гигиеническая оценка условий труда работников «шумовых» профессий авиаремонтных заводов // Медицина труда и промышленная экология. 2008. № 4. С. 40–42.

2. Измеров Н.Ф., Суворов Г.А., Прокопенко Л.В. Человек и шум. М.: ГЕОТАР–МЕД, 2001. 384 с.

3. Фокин М.В., Новиков С.М., Беспалов М.С. и др. Оценка риска для здоровья населения от воздействия авиационного шума // Гигиена и санитария. 2009. № 5. С. 29–32.

4. Щербаков С.А., Кирий С.В., Кукушкин Ю.А. и др. Результаты исследований акустической обстановки на рабочих местах инженерно-технического состава авиации // Проблемы безопасности полётов. 2007. № 3. С. 27–32.

5. Ушаков И.Б., Кукушкин Ю.А., Богомолов А.В. Физиология труда и надёжность деятельности оператора. М.: Наука, 2008. 318 с.

6. Зинкин В.Н., Солдатов С.К., Богомолов А.В. и др. Обоснование использования специалистами средств индивидуальной защиты при воздействии авиационного шума // Информатика и системы управления. 2009. № 4. С. 139–141.

7. Зинкин В.Н., Кукушкин Ю.А., Богомолов А.В. и др. Исследование эффективности средств индивидуальной и коллективной защиты от шума на основе оценки потенциальной ненадёжности профессиональной деятельности авиационных специалистов // Безопасность жизнедеятельности. 2010. № 11. С. 2–6.

8. Кирий С.В., Кукушкин Ю.А., Богомолов А.В. и др. Методика оценивания умственной работоспособности и надёжности профессиональной деятельности специалистов, подвергающихся воздействию авиационного шума // Биомедицинская радиоэлектроника. 2008. № 1–2. С. 50–56.

9. Ушаков И.Б., Евдокимов В.И., Горячкина Т.Г. и др. Методико-методологические рекомендации авторам инноваций по диагностике функционального состояния человека–оператора // Технологии живых систем. № 3. 2006. С. 33–38.

10. Федоров М.В., Богомолов А.В., Айвазян С.А. и др. Технология планирования многофакторных экспериментальных исследований и построения эмпирических моделей комбинированных воздействий на операторов эргатических систем // Информационно-измерительные и управляющие системы. 2010. № 5. С. 53–61.

XVII МЕЖДУНАРОДНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ «ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ И ПРОСВЕЩЕНИЕ В ИНТЕРЕСАХ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ»

Провозглашение десятилетия по образованию для устойчивого развития (ОУР) возникло в ответ на осознание мировым сообществом того, что традиционное содержание, формы и методы образования уже не способны обеспечить подготовку новых поколений молодых людей к жизни в мире глобализации, где экономика сиюминутных выгод подрывает основы существования Жизни на Земле. Десятилетие по ОУР призвано содействовать сохранению качества окружающей среды, здоровья населения и самое главное – стать ключевым фактором перемен в судьбе человечества.

Ведущим направлением в ОУР остаётся экологическое образование и просвещение людей, поскольку знания о природе Земли, о путях сохранения естественных экосистем – залог достижения устойчивости. Сегодня как никогда требуется усиление основного участия и ключевой роли гражданского общества в стимулировании политики и вовлечённости общественности и инициирования действий по образованию для устойчивого развития.

29–30 июня 2011 г. в Москве на XVII Международной конференции «Экологическое образование и просвещение в интересах устойчивого развития» всесторонне обсуждались технология организации, методики, теория и практика реализации основных направлений экологического образования и просвещения в интересах устойчивого развития.

Партнёрами конференции выступили Международный Зелёный Крест, Российский экологический конгресс, Академия МНЭПУ, Швейцарский Зелёный Крест.

В работе конференции приняли участие 126 человек – представители государственных, общественных и научных организаций, природоохранных служб, средств массовой информации, специалисты в области экологического образования, воспитания и просвещения, преподаватели вузов, методисты, учителя из 17 регионов России, а также Швейцарии, США, Республики Беларусь, Украины, Молдовы, Армении, Казахстана.

Основными целями конференции явились выработка предложений по организации введения экологического образования в формате образования для устойчивого развития (ОУР) в систему государственных стандартов; подготовка комплекса мер по эффективному выполнению поручений Госсовета России от 27 мая 2010 г.; анализ существующих проблем в образовании для устойчивого развития и влияющих на него факторов;

выявление и распространение лучшего опыта в данной сфере.

В задачи конференции входило широкое распространение лучшего опыта учёных и практиков, привлечение внимания правительственных и деловых кругов к проблемам экологического образования.

Ключевыми вопросами, обсуждаемыми на данной конференции, были:

- продвижение ЭОУР в целом в образовании и достижение качества в образовании в целом;

- механизмы включения устойчивого развития с использованием интеграционного и системного подходов в формальном и неформальном образовании;

- развитие и реализация стратегий ЭОУР через координированный межсекторный подход, включающий также участие гражданского общества, местные и научное сообщества;

- развитие и усиление международных, региональных и национальных механизмов и сотрудничества по ЭОУР с учётом культурного разнообразия;

- интенсификация усилий в образовательной системе и системе подготовки кадров по решению ключевых актуальных вызовов устойчивости, таких как изменение климата, энергетическая безопасность, сохранение здоровья.

Большой интерес вызвали основные пленарные доклады:

- Формирование экологической политики в сфере образования в контексте модернизации новой России.

- Образование для устойчивого развития: на пороге Рио+20.

- Интеграционный подход к экологическому образованию в школе.

- Пошаговая модель становления образования для устойчивого развития.

- Компетентностный подход в экологическом образовании для устойчивого развития.

- Международный проект ОМЕР по образованию для устойчивого развития: реализация в дошкольных учреждениях России.

- Экологическое образование: состояние и перспективы.

- Образование для устойчивого развития и готовность студентов к профессиональной экологической деятельности.

- Социальная и медицинская помощь людям (в первую очередь детям), вынужденным жить в экологически неблагоприятных территориях.

В рамках данного мероприятия состоялась конференция «Образование в области изменения климата и альтернативной энергетики». Обстоятельное обсуждение различных аспектов ЭОУР состоялось на трёх секциях конференции:

Секция 1. Прогресс в области экологического образования для устойчивого развития.

Секция 2. Экологическое земледелие: наука, практика и образование.

Секция 3. Социальные проекты в интересах детей: здоровье и образование.

Всесторонне обсудив состояние, опыт и тенденции экологического образования, просвещения и формирования экологической культуры в Российской Федерации с учётом основных положений Стратегии Европейской экономической комиссии ООН для образования в интересах устойчивого развития, участниками конференции отмечено:

1. Модернизация отечественной экономики и переход России на принципы устойчивого развития не возможны без экологизации общего и профессионального образования, реализации в нашей стране принципов устойчивого развития, провозглашённых в международных документах, а также в соответствующих указах президента страны.

2. Экологическое образование для устойчивого развития предполагает переход к такой социально ориентированной модели обучения, в основе которой должны лежать широкие междисциплинарные знания, базирующиеся на комплексном подходе к развитию человека, общества, природы, когда их благополучие и развитие осуществляются не в ущерб будущим поколениям, а способствуют социальному и экономическому развитию страны.

3. В Федеральном законе «Об охране окружающей среды» сформулированы основы формирования экологической культуры, в том числе подчеркнуты всеобщность и комплексность экологического образования, определён порядок преподавания основ экологических знаний в образовательных учреждениях. Но этими нормами права не руководствуется образовательное ведомство страны, рассматривая их как отраслевые, о чём свидетельствует проект закона «Об образовании в Российской Федерации», в котором отсутствуют принципиальные положения об экологическом образовании.

4. Разработанные проекты Национальной стратегии и Плана действий по формированию и развитию образования для устойчивого развития в России так и не нашли должной поддержки со стороны исполнительной и законодательной властей страны.

5. Экологическое образование и образование для устойчивого развития в нашей стране осуществляется в основном на энтузиазме, научном осмыс-

лении и гражданской ответственности отдельных вузов, школ, преподавателей, учителей вне зависимости от отношения к экологическому образованию и образованию для устойчивого развития со стороны федеральных ведомств.

Учитывая изложенное, участники конференции обратились к Президенту России Д. А. Медведеву с предложением:

1. Образовать Совет по экологическому образованию для устойчивого развития при Президенте России, поручив совету разработку и контроль за реализацией системы экологического образования для устойчивого развития в России.

2. Включить в обсуждаемый в Госдуме России законопроект «Об образовании в Российской Федерации» нормы всеобщего, комплексного и непрерывного экологического образования для устойчивого развития и формирования экологической культуры как составной части государственной политики в области образования и экологии.

3. Поручить Правительству России:

3.1. Принять в течение 2011 года Национальную стратегию экологического образования для устойчивого развития и План действий по её реализации.

3.2. Расширить номенклатуру подготовки по направлениям бакалавриата для обеспечения модернизации страны на принципах устойчивого развития и «зелёной экономики», обратив особое внимание на экономику рационального природопользования, технологии малоотходного производства и утилизации отходов, приборной автоматизации экологического мониторинга, а также преподавания на всех уровнях обучения детей и молодёжи учебных предметов: экология, экологическая психология, экологическая политология и глобалистика.

3.3. После принятия Федерального закона «Об образовании в Российской Федерации» создать нормативную базу для формирования общественно-государственной системы экологического образования для устойчивого развития, просвещения и воспитания экологической культуры, образовать федеральный межведомственный координационный орган в этой области образования.

Острой и предметной была дискуссия участников конференции по редакции поправок и предложений в федеральный законопроект «Об образовании», на основании которой были предложены следующие поправки:

1. П. 2 ч. 2 ст. 3 (Основные принципы правового регулирования отношений в сфере образования) дать в следующей формулировке: «гуманистический характер образования, приоритет жизни и здоровья человека, свободного развития личности; воспитание гражданственности, трудолюбия, уважения закона, прав и свобод личности, патри-

отизма, трудолюбия, бережного отношения к природным ресурсам и окружающей среде».

II. Изменить ст. 17 (Общие требования к содержанию образования) и записать её в следующей редакции:

1. Содержание образования как один из определяющих факторов экономического и социального прогресса общества ориентировано на обеспечение самоопределения личности, создание условий для её развития и самореализации, сбалансированное развитие общества, укрепление и совершенствование правового, социального, демократического государства на основе рационального природопользования, эффективного развития экономики, обеспечения экологической и национальной безопасности государства.

2. Содержание образования должно обеспечивать:

- высокий уровень общей и профессиональной культуры личности и общества;
- формирование у обучающегося соответствующей современному уровню развития науки системы представлений о научной картине мира; уважения к природе, культурному наследию и к фундаментальным правам человека;
- духовно-нравственное развитие личности на основе универсальных ценностей, понимания единства российской и мировой культуры;
- формирование человека и гражданина, являющегося сознательным членом
- современного общества, ориентированным на гармонизацию социальных
- отношений, сохранение природных богатств для нынешнего и будущих поколений, устойчивое развитие государства и общества (далее – по тексту).

III. В ч. 1 ст. 9 (Реализация государственной политики в сфере образования) внести дополнение и записать её в следующей редакции: «Государственная политика в сфере образования основывается на признании приоритетности сферы образования как важнейшего фактора обеспечения реализации конституционных прав и свобод граждан, прогресса общества, развития инновационно-ориентированной экономики, устойчивого развития и безопасности страны». (далее – по тексту).

VI. Главу 17 (Особенности реализации некоторых видов образовательных программ и получения образования отдельными категориями обучающихся) дополнить новой статьёй 135 и записать её в следующей редакции:

1. В целях формирования экологической культуры, осознанного понимания учащейся молодёжью и населением научной картины мира устанавливается система всеобщего и комплексного экологического образования, включающая необ-

ходимый минимум экологических знаний на всех уровнях образования: в дошкольное и общее образование, среднее, профессиональное и высшее профессиональное образование, послевузовское профессиональное образование, профессиональную переподготовку и повышение квалификации специалистов, а также распространение экологических знаний (экологическое просвещение населения), в том числе через средства массовой информации, музеи, библиотеки, учреждения культуры, природоохранные учреждения, организации спорта и туризма.

2. В дошкольных образовательных учреждениях, общеобразовательных учреждениях и образовательных учреждениях профессионального и дополнительного образования независимо от их профиля и организационно-правовых форм осуществляется преподавание основ экологических знаний как самостоятельной дисциплины, так и посредством экологизации и интеграции естественнонаучных и социально-гуманитарных дисциплин, а также включения дополнительных эколого-ориентированных дисциплин. Это преподавание, сопровождающееся эколого-ориентированной практикой, призвано формировать уважительное отношение к окружающей среде, бережное отношение к природным ресурсам и понимание экологической безопасности как неотъемлемой части устойчивого развития и национальной безопасности страны. В образовательных учреждениях среднего, высшего и послевузовского профессионального образования предусматривается преподавание специальных дисциплин по основам экологии и по охране окружающей природной среды, рациональному природопользованию и концепции устойчивого развития, обеспечивающих общекультурную компетентность выпускников в области охраны окружающей среды, безопасной жизнедеятельности, рационального природопользования и устойчивого развития.

3. Во всех образовательных учреждениях независимо от их профиля и организационно-правовых форм, осуществляющих профессиональную подготовку, переподготовку и повышение квалификации специалистов в области охраны окружающей природной среды, экологической безопасности, рационального природопользования, преподаются специальные учебные дисциплины, проводятся эколого-ориентированные и природно-ресурсные практики, обеспечивающие экологическую и природно-ресурсную компетентность и понимание проблем устойчивого развития как приоритета национальной безопасности. В основных и дополнительных профессиональных образовательных программах, реализуемых в образовательных учреждениях, устанавливаются федеральные

государственные требования к минимуму содержания указанных программ, включающие в себя квалификационные требования к специальной подготовке выпускников, а также к их переподготовке в области охраны окружающей природной среды, экологической безопасности, рационального природопользования и устойчивого развития.

Руководители министерств и ведомств, предприятий и организаций независимо от профиля и организационно-правовых форм, иные должностные лица и специалисты, граждане, связанные с деятельностью, оказывающей вредное влияние на окружающую природную среду и здоровье человека на территории России, обязаны иметь необходимую экологическую подготовку, которая учитывается при назначении на должность, аттестации и перееаттестации работников. Лица, не имеющие этой подготовки, не допускаются к выполнению работы, требующей соответствующей профессиональной компетентности в области охраны окружающей среды, рационального природопользования и экологической безопасности.

4. Экологическое образование для устойчивого развития осуществляется в соответствии с международными соглашениями во всех образовательных учреждениях независимо от их профиля и организационно-правовых форм, а также через средства массовой информации, музеи, библиотеки, учреждения культуры, природоохранные учреждения, организации спорта и туризма.

В основных и дополнительных профессиональных образовательных программах устанавливаются федеральные государственные требования к минимуму содержания соответствующих основных и дополнительных программ, включающие в себя квалификационные требования к специальной подготовке выпускников в области устойчивого развития страны и национальных приоритетов её безопасности (повышение качества жизни граждан, экономический рост с учётом природно-ресурсных возможностей и состояния окружающей среды, развитие наук, технологий, образования, здравоохранения и культуры, обеспечение экологии живых систем и рационального природопользования нынешнего поколения не в ущерб будущим поколениям).

5. Для координации такого образования решением Правительства России создаётся Межведомственный координационный совет, в который входят представители федеральных органов исполнительной власти, осуществляющих функции по выработке государственной политики

и нормативно-правовому регулированию в сфере рационального природопользования и экологии, международных отношений, науки и образования, культуры, государственного технического надзора, по делам гражданской обороны и чрезвычайным ситуациям, национальной безопасности, а также учреждений образования, культуры, средств массовых коммуникаций, экологической и научной общественности. Межведомственный совет в соответствии с международными соглашениями отслеживает реализацию национальной стратегии экологического образования для устойчивого развития и мониторинг её осуществления; разработку федеральных государственных требований к минимуму содержания соответствующих основных и дополнительных программ, включающих в себя квалификационные требования к специальной подготовке выпускников, а также к их переподготовке в области охраны окружающей среды, экологической безопасности, рационального природопользования и устойчивого развития; регулярное проведение инвентаризации инициатив в области образования для устойчивого развития; проведение ежегодных смотров-конкурсов образовательных учреждений, внедряющих инновационные образовательные программы в области экологии, здоровья и безопасности жизни в интересах устойчивого развития; создание и совершенствование всероссийского банка данных, включающего образцы учебных программ, учебников, учебно-методических пособий, справочников, журналов, а также материалы, содержащие важнейший опыт проведения теоретических и практических занятий; повышение квалификации преподавателей экологического образования для устойчивого развития; подготовку и представление в международные организации аналитических докладов о состоянии этого направления деятельности в Российской Федерации и её субъектах.

Аналогичные межведомственные координационные советы организуются решениями исполнительной власти субъектов Федерации и осуществляют свою деятельность с учётом региональных и местных особенностей образования в области охраны окружающей среды, рационального природопользования, экологической безопасности и устойчивого развития.

*Т. Я. Ашихмина, зав. лабораторией
биомониторинга Института биологии
КомиНЦ УрО РАН и ВятГУ,
В. М. Назаренко, вице-президент РЭК*

МЕЖДУНАРОДНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ «ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА И ЧЕЛОВЕК: ДРУЗЬЯ ИЛИ ВРАГИ?»

22–24 июня 2011 г. в Пущинском научном центре состоялась международная конференция «Окружающая среда и человек: друзья или враги?», организаторами которой были: Исследовательский центр «БиоРесурсы и экология», Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г. К. Скрыбина РАН, филиал Института биоорганической химии РАН и Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН.

В работе конференции приняли участие ведущие экологи России, представители институтов РАН, высших учебных заведений, медицинских научных центров, учреждений здравоохранения, общественных организаций, производственных объединений и др. Конференция проходила с участием иностранных представителей различных университетов и организаций из США, Испании, Финляндии и стран ближайшего зарубежья.

С докладами на пленарном заседании выступили В. А. Дмитриева (председатель программного комитета конференции, директор исследовательского центра «БиоРесурсы и экология») о международном сотрудничестве в области защиты окружающей среды, J. J. Ortega-Calvo (Институт природных ресурсов и агробиологии, Испания) о перспективах совместных исследований между европейским отделением SETAC и ISTC с целью улучшения качества окружающей среды, В. С. Петросян (профессор МГУ им. М. В. Ломоносова, президент центра «Экология и здоровье») о том – сможет ли человечество остановить химический террор «*Номо сариенс*» и окружающей среды?, А. Н. Мурашев (Институт биоорганической химии РАН) о международных требованиях для изучения медицинской и экологической безопасности.

В ходе конференции проведены 6 секций, на которых обсуждались актуальные вопросы экологии: «Загрязнение почвы: основные факторы и пути решения проблемы», «Проблемы обеспечения химической и биологической безопасности», «Номоматериалы в окружающей среде: оценка экологического риска», «Загрязнение воды и воздуха: основные факторы и пути решения проблемы», «Окружающая среда и здоровье человека», «Пути решения экологических проблем: что могут сделать наука, бизнес и сам человек». На конференции состоялась стендовая секция, на которой были представлены результаты исследований и разработок в области обеспечения экологической безопасности.

В ходе работы состоялось обсуждение результатов работы по проекту Американского агентства

защиты окружающей среды и МНТЦ «Определение запасов углерода и степени загрязнения почв северных широт: оценка потенциального высвобождения углерода в результате глобального потепления». В обсуждении приняли участие представители Американского агентства защиты окружающей среды, Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН: были представлены результаты исследований и обсуждены планы выполнения НИД на второй год выполнения проекта.

В рамках конференции проводился круглый стол SETAC-ITSC «Региональные проблемы экологии», инициаторами и организаторами которого были В. А. Терехова (МГУ им. М. В. Ломоносова, Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН) и К. А. Кыдралиева (Институт химии и химической технологии Национальной академии наук Кыргызской Республики). В работе круглого стола приняли участие представители стран ближайшего зарубежья (Кыргызстан, Армения, Таджикистан, Казахстан, Украина) и разных регионов России. С докладами выступили М. А. Куканиев (Институт химии им. В. И. Константинова Академии наук Таджикистана) о состоянии пестицидных могильников Республики Таджикистан, Б. М. Худайбергенова (Институт биотехнологии Национальной академии наук Кыргызской Республики) об экологических проблемах Кыргызстана, Г. А. Парсаданян (Ереванский государственный университет) об экологических проблемах Армении, С. Ю. Огородникова (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН) об экологических проблемах Вятского региона, Т. О. Серова (Магнитогорский государственный технический университет) об экологической обстановке в г. Магнитогорске и факторах антропогенного влияния. В ходе работы круглого стола обсуждались перспективы совместных исследований и участия учёных России и стран ближайшего зарубежья в работе SETAC.

В заключение работы конференции все участники отметили высокий научный и организационный уровень её проведения, освещение на конференции наиболее актуальных вопросов экологии и экологической безопасности, создание благоприятной обстановки для обсуждения тематики и направлений совместных исследований.

*С. Ю. Огородникова, к.б.н., с.н.с.,
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*