



*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

№2

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

РЕМЕДИАЦИЯ
И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ХРОНИКА СОБЫТИЙ
И МЕРОПРИЯТИЙ

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



Вятский государственный гуманитарный университет – стремительно развивающийся образовательный центр Волго-Вятского региона.

Ежегодно в университете обучается около 15 тыс. человек. Учебная деятельность организуется 15 факультетами, 46 кафедрами, отделом аспирантуры, колледжем, тремя филиалами, центром дополнительного образования, центром довузовской подготовки, отделом дистанционного обучения, лингвистическим центром и инновационно-образовательным центром космических услуг.

Основной потенциал науки ВятГГУ сосредоточен в коллективах 17 научных школ и 22 научно-исследовательских лабораторий, на кафедрах. Ведётся подготовка высококвалифицированных специалистов в аспирантурах и докторантурах, активно функционируют диссертационные советы. Научные школы и научно-исследовательские лаборатории постоянно подтверждают свой статус участием и победами в научных конкурсах по ФЦП, РГНФ и РФФИ, грантам Президента



РФ, в научных конкурсах Минобрнауки России, в международных проектах. В университете издаются два научных журнала, включённых в перечень ВАК: «Вестник Вятского государственного университета» и «Теоретическая и прикладная экология».

Вятский государственный гуманитарный университет и в XXI веке продолжает сохранять традиции своих основателей: культ знаний, стремление к научному поиску, академическая свобода, вера в торжество интеллекта и гуманизма.



*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ
№ 2, 2014

**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,
первый зам. председателя Комитета
Государственной Думы РФ по промыш-
ленности, лауреат Государственной и
Правительственной премий РФ

Зам. главного редактора
С.В. Дёгтева, д.б.н., директор
Института биологии
Коми НЦ УрО РАН

Зам. главного редактора
И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией
биотехнологии растений и микроорганизмов
Зонального научно-исследовательского
института 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

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.Г. Ильницкий — д.э.н., директор ОАО «Научно-исследо-
вательский проектно-изыскательский
институт «Кировпроект»
А.П. Трегуб — к.и.н., директор ФБУ «Государственный
научно-исследовательский институт
промышленной экологии»

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

В.А. Алексеев — д.т.н., профессор Ижевского государственного
университета
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
И.Е. Дубовик — д.б.н., профессор Башкирского
государственного университета
Г.П. Дудин — д.б.н., зав. кафедрой биологии растений,
селекции и семеноводства, микробиологии
Вятской государственной
сельскохозяйственной академии
Г.А. Евдокимова — д.б.н., профессор, заместитель директора
Института проблем промышленной экологии
Севера Кольского НЦ РАН
И.А. Жуйкова — к.г.н., доцент Вятского государственного
гуманитарного университета
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
Э.И. Коломиец — д.б.н., член-корреспондент НАН Беларуси,
директор Института микробиологии
национальной академии наук Беларуси
Л.В. Кондакова — д.б.н., зав. кафедрой экологии Вятского
государственного гуманитарного университета
Б.И. Кочуров — д.г.н., профессор, ведущий научный
сотрудник Института географии РАН

Журнал издаётся при поддержке
Института биологии Коми научного
центра Уральского отделения РАН,
ФГБОУ ВПО «Вятский государственный
гуманитарный университет»

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,
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, Gilyarovsky 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
Фото – Александр Широких, Андрей Осминин
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор Мария Зелаева
© Оформление. Издательство «О-Краткое»
Директор издательства «О-Краткое»
Евгений Дрогов

Подписано в печать 26.05.2014. Формат 60x84¹/₈.
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 13,49.
Тираж 1150 экз. Заказ № 407.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов
в ООО «Кировская цифровая типография»
610000, г. Киров, ул. Спасская, 4

-
- 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, проректор Московского государственного университета геодезии и картографии
- А.Г. Назаров** д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного совета «Росатом», директор экологического центра ИИЕТ РАН
- А.Ф. Радченко** руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ОООР «Экосфера»)
- О.Ю. Растегаев** д.х.н., заместитель директора ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»
- В.П. Савиных** д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР
- Ф. Скапини** д.б.н., профессор Университета Флоренции (Италия)
- В.А. Сысуев** д.т.н., академик Россельхозакадемии, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН
- 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
- М.Х. Хусейн** д.б.н., профессор Университета Ассиут (Египет)
- В.Т. Юнгблюд** д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета
-

По вопросам размещения рекламы и публикации статей обращаться:
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26,
тел./факс 8 (8332) 37-02-77.
E-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- Л. И. Домрачева, Т. Я. Ашихмина, Т. С. Елькина, А. Р. Гайфутдинова* Микробная деградация промышленных отходов (обзор) 6
- Г. А. Евдокимова* Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению 17

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- В. В. Ануфриев* Метод изучения структуры ареала гуменника в Ненецком автономном округе с использованием геоинформационных систем 25

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- Н. М. Костенков* Эколого-агрохимическая оценка осадочных отложений озёр морских террас побережья Японского моря 30
- А. П. Карманов, Л. С. Кочева, Ю. С. Оводов, О. С. Бровка* Исследование лигнинов растительных отходов сельскохозяйственного производства 35
- И. Х. Юсупов, А. Д. Бахдавлатов, Р. М. Марупов* Влияние экологических условий на молекулярную структуру лекарственных растений одуванчика (*Taraxacum officinale* Wigg.) и цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.) 41
- Т. А. Гилева, Н. В. Костицына* Характеристика периферической крови и содержания тяжёлых металлов в органах и тканях окуна водоёмов бассейна р. Камы 46

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- Е. А. Карпова, А. А. Ермаков, Ю. С. Парубец* Оценка фитотоксичности почвы, экспериментально загрязнённой тяжёлыми металлами 52
- Е. А. Тюткова, Ю. С. Григорьев* Чувствительность биотестов на основе водорослей хлорелла и сценедесмус к тяжёлым металлам 57
- Е. В. Коваль, С. Ю. Огородникова* Влияние цианобактерии *Nostoc muscorum* на устойчивость растений ячменя к действию метилфосфоновой кислоты 61

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

- В. Н. Никитина, В. В. Петраш, Е. А. Брновицкая, Г. Г. Ляшко, В. И. Жаворонков* Оценка экологической значимости сверхвысокочастотного электромагнитного излучения малой интенсивности по данным биотестирования 67
- В. Н. Зинкин, И. Н. Васильева* Экологическая значимость определения внеклеточной низкомолекулярной ДНК крови при действии на организм низкочастотного шума и ионизирующего излучения 73

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

- А. В. Шевченко, А. С. Лякин* О реформировании системы государственного экологического контроля и мониторинга за безопасным функционированием объектов по хранению и уничтожению химического оружия и состоянием окружающей среды 79

**РЕМЕДИАЦИЯ
И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ**

Э. Д. Касимова, К. А. Кыдралиева, Ш. Ж. Жоробекова
Настроенные структуры на основе гуминовых кислот
для использования в качестве селективных сорбентов
тяжёлых металлов 86

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

Е. В. Гармаш, С. П. Маслова, И. В. Далькэ, С. Н. Плюснина
Сравнительное исследование роста, фотосинтеза и дыхания
некоторых бореальных видов в условиях средней и крайне-
северной тайги 91

В. М. Глушков, А. П. Панкратов Избирательный отстрел
как инструмент управления популяциями лося 101

Н. В. Суханова, А. И. Фазлутдинова
Почвенные цианобактериально-водорослевые ценозы
урбанизированных территорий (на примере г. Нефтекамск
Республики Башкортостан) 109

ХРОНИКА

Т. Я. Ашихмина Вятскому государственному гуманитарному
университету исполнилось 100 лет 115

CONTENTS

**THEORETICAL
ECOLOGICAL
ISSUES**

*L. I. Domracheva, T. Ya. Ashikhmina, T. S. El'kina,
A. R. Gayfutdinova* Microbial degradation of industrial
waste (review) 6

G. A. Evdokimova Soil microbiota as a factor of soil resistance
to contamination 17

**METHODOLOGY
AND METHODS
OF RESEARCH.
MODELS
AND PROSPECTS**

V. V. Anoufrieв Method of studying the structure of the area
of Bean Goose in the Nenets Autonomous District using
geographic information systems 25

**MONITORING
OF ANTHROPO-
GENICALLY
DISTURBED AREAS**

N. M. Kostenkov Ecological and agrochemical estimate
of sedimentary deposits of lakes on marine terraces of the
coast of the Sea of Japan 30

A. P. Karmanov, L. S. Kocheva, Yu. S. Ovodov, O. S. Brovko
The research of lignins of agricultural plant waste 35

I. Kh. Yusupov, A. D. Bakhdavlatov, R. M. Marupov
Influence of ecological conditions on molecular structure
of medical plants of dandelion (*Taraxacum officinale* Wigg.)
and common succory (*Cichorium intybus* L.) 41

T. A. Gileva, N. V. Kostitsyna The characteristics of peripheral
blood and the content of heavy metals in tissues and organs
of a perch *Perca fluviatilis* (L.) inhabiting water bodies
of the Kama basin 46

ECOTOXICOLOGY

E. A. Karpova, A. A. Ermakov, Yu. S. Parubets
Assessing phytotoxicity of soil, experimentally contaminated
with heavy metals 52

E. A. Tjutkova, Yu. S. Grigoriev The sensitivity of biotests based
on the algae chlorella and scenedesmus to heavy metals 57

**ENVIRONMENTAL
RISK AND
ECOLOGICAL
SAFETY**

E. V. Koval, S. Yu. Ogorodnikova The influence of cyanobacteria *Nostoc muscorum* on barley plants resistance to methylphosphonic acid action 61

V. N. Nikitina, V. V. Petrash, E. A. Bronovitskaya, G. G. Lyashko, V. I. Javoronkov Assessment of the environmental significance of microwave radiation of low intensity according to biotesting 67

V. N. Zinkin, I. N. Vasilieva Environmental significance of indicating low molecular weight extracellular blood DNA when the body is exposed to low-frequency noise and ionizing radiation 73

**ECOLOGIZATION
OF PRODUCTION**

A. V. Shevchenko, A. S. Lyakin On the reform of the system of state environmental control and monitoring safe operation of the chemical weapons storage and destruction plants and of the environment 79

**REMEDICATION
AND RECLAMATION**

E. J. Kasymova, K. A. Kydraliev, Sh. J. Jorobekova Template structures based on humic acids as selective sorbents for heavy metals 86

POPULATION ECOLOGY

E. V. Garmash, S. P. Maslova, I. V. Dalke, S. N. Plyusnina Comparative study of growth, photosynthesis and respiration of several boreal species under the conditions of the north and extreme-north taiga 91

V. M. Glushkov, A. P. Pankratov Electoral shooting as a means of managing moose populations 101

N. V. Sukhanova, A. I. Fazlutdinova Soil cyanobacterial-algal cenoses of urbanized territories (Neftekamsk, the Republic of Bashkortostan) 109

CHRONICLE

T. Ya. Ashikhmina Vyatka State Humanities University celebrated its 100th anniversary 115

Микробная деградация промышленных отходов (обзор)

© 2014. Л. И. Домрачева^{1,2}, д.б.н., профессор, Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., профессор, зав. лабораторией, Т. С. Елькина¹, аспирант, А. Р. Гайфутдинова¹, аспирант

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

³Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: ecolab2@gmail.com

В обзоре приведены сведения о возможности использования микроорганизмов и микробных комплексов для деградации и трансформации промышленных отходов (ПО). Показано, что, имея различную химическую природу, ПО оказывают различное действие на микробные комплексы почвы и воды. Происходит изменение состава микробных сообществ в усилении доминирования таких видов микроорганизмов и таких микробных группировок, которые способны к утилизации определённого поллютанта, что сопровождается снижением видового разнообразия.

Показано, что к деградации ПО способны микроорганизмы различной систематической принадлежности. К числу микроорганизмов-деструкторов, в первую очередь, относятся грибы. Многие из них сочетают свойства биодеструкторов и биосорбентов. Деградацию ПО осуществляют представители грамотрицательных и грамположительных бактерий, включая фототрофных прокариот – цианобактерий. Несмотря на высокий адаптационный потенциал микроорганизмов к действию ПО, в структуре клеток и их функционировании происходят существенные изменения, которые, в частности, проявляются в изменении интенсивности дыхания, уменьшении нитрогеназной активности у азотфиксаторов, снижении концентрации хлорофилла и других фотосинтетических пигментов у микробов-фотосинтетиков и др. Доказано, что большую роль в адаптации микроорганизмов к ПО играют различные внеклеточные метаболиты.

Деструктивная активность микроорганизмов по отношению ПО в значительной степени определяется активностью литических экзоферментов. Используя потенциальные способности микроорганизмов в деградации поллютантов, возможно создание на основе наиболее активных деструкторов биопрепаратов, предназначенных для биоремедиации почвы и воды, загрязнённых ПО.

The survey provides information about the possibility of using microorganisms and microbial systems for degradation and transformation of industrial waste (IW). It is shown that IW with a different chemical nature have different effects on soil and water microbial complexes. Composition change in microbial communities takes place, with dominance of such species of microorganisms and such microbial groups that are capable of utilizing a particular pollutant, This is accompanied by a decline in species diversity.

It is shown that microorganisms of various systematic affiliation are capable of degradation. Microorganisms- destructors primarily include fungi. Many of them combine the properties biodestructors and biosorbents. Degradation is carried out by representatives of gram-negative and gram-positive bacteria, including phototrophic prokaryotes – cyanobacteria. Despite a high adaptive capacity of microorganisms to IW, in their cell structure and their function significant changes take place, such as a change in respiration rate, decrease in nitrogenase activity of nitrogen-fixing bacteria, reducing the concentration of chlorophyll and other photosynthetic pigments in photosynthetic microbes, and others. It is proved that in adaptation of microorganisms IW extracellular metabolites play a big role.

Destructive capacity of microorganisms to IW is largely determined by the activity of lytic exoenzymes. Using the potential ability of microorganisms to degradation of pollutants it is possible on the basis of the most active destructors to create biologics intended for bioremediation of soil and water polluted with IW.

Ключевые слова: промышленные отходы, трансформация и биодеградация, микроорганизмы-деструкторы, биоремедиация

Keywords: industrial waste, transformation and biodegradation, microorganisms-destructors, bioremediation

Промышленные отходы (ПО) стали одним из мощных факторов ухудшения состояния окружающей среды (ОС). Разнообразие химических соединений, формирующих ПО, не даёт возможности их однотипной утилизации. Многочисленные применяемые методы физико-химической деградации ПО до сих пор эту задачу не решили. В настоящее время боль-

шое внимание в решении данной проблемы уделяется возможностям микробиологической деградации и трансформации ПО. С этой целью работы проводятся в нескольких направлениях: скрининг микроорганизмов (МО), способных усваивать и перерабатывать ПО; влияние ПО на микробные комплексы почвы и воды; изучение физиолого-биохимических

механизмов работы микробных клеток в условиях действия поллютантов; разработка методов и приёмов реабилитации почв.

Среди поллютантов искусственного происхождения встречается очень много органических соединений, устойчивых к деградации, обладающих острой и хронической токсичностью. К их числу, например, относятся полихлорбифенилы (ПХБ), которые рассматриваются как суперэкоотоксиканты и, к сожалению, являются одними из самых распространённых. Они массово производились и использовались с 1929-го по 1986 г. Мировое производство ПХБ превышает 4 млн. т. Из этого объёма лишь 53% используются в закрытых и 16% – в условно закрытых системах, которые можно подвергнуть какому-либо контролю. Остальная масса ПХБ в той или иной форме оказывается в ОС [1]. При этом из 36 потенциально токсичных ПХБ 26 были обнаружены в тканях рыб, птиц, млекопитающих и беспозвоночных. По данным ВОЗ, основными путями поступления ПХБ в ОС являются следующие: выделение при сжигании бытовых и промышленных отходов; утечка с другими промышленными отходами; вывоз ПХБ на свалки; другие неконтролируемые пути.

Около 25% почв сельскохозяйственных территорий загрязнено пестицидами (в том числе ДДТ и его производными). На смену ДДТ и родственному ему хлорорганическим соединениям в 60-70-е годы XX века пришли карбаматы и фосфорорганические соединения – пестициды третьего поколения, а в середине 70-х годов – пиретроиды – пестициды четвёртого поколения [2].

Огромное количество земель загрязнено радионуклидами после радиационных аварий.

Демилитаризация повлекла за собой проблему уничтожения хлор-, мышьяк-, фосфорорганических компонентов химического, биологического, ядерного и других видов вооружения и экологического мониторинга за возможным накоплением подобных соединений в биосфере.

Влияние промышленных отходов на микробные комплексы

Поскольку ПО имеют различную химическую природу, то ясно, что и характер их действия на микробные комплексы почвы и воды будет не одинаков.

Для оценки влияния ксенобиотиков на живую природу, как правило, выявляют возможные эффекты воздействия химических

веществ на организмы и идентифицируют опасные для них; изучают популяции микроорганизмов в загрязнённых районах; исследуют возможные изменения, происходящие в организмах и популяциях под воздействием стрессоров.

В ходе подобных исследований была доказана способность к адаптации природных микробных комплексов при действии поллютантов. Например, проведена серия опытов с использованием 5 бактериальных штаммов (*Acetobacter sp.*, *Alcaligenes sp.*, *Micrococcus sp.*, *Arthrobacter sp.* и *Bacillus sp.*) и 5 штаммов грибов (*Cephalosporium sp. I*, *Cephalosporium sp. II*, *Aspergillus sp. I*, *Aspergillus sp. II* и *Fusarium sp.*), выделенных из почвы, загрязнённой нефтью, для оценки потенциальной способности нефти и ПАУ активно разлагаться по отдельности и вместе с использованием периодического культивирования на жидкой среде с мазутом до 1000 мг/л [3]. Опыт проводился при 25-30°С в течение 100 дней в темноте. Результаты показали более быструю деградацию нефти и ПАУ в начале эксперимента (первые 20 дней) инокулированными бактериями и грибами и их смесью, чем местными штаммами микроорганизмов (МО). Затем проявилась противоположная тенденция: коэффициент удаления местными штаммами превосходил обработку любыми другими внесёнными МО. Эта тенденция оставалась до конца эксперимента, показывая ограниченные конкурентные возможности инокулированных МО разлагать загрязняющие вещества и природную селекцию местных МО для использования в биодegradации.

Нефтяное загрязнение при невысоких концентрациях нефти (1%) стимулирует развитие микромицетов как в серой лесной, так и в торфяно-глеевой почве [4]. При этом происходит перестройка грибного сообщества, из комплекса микромицетов выпадают чувствительные виды, а доминирующее положение занимают виды, устойчивые к неблагоприятным условиям.

При изучении почв, подверженных действию нефти и нефтепродуктов, было установлено, что в загрязнённой почве снижается видовое разнообразие грибов относительно контроля примерно в 2 раза. Отдельные выделенные виды микромицетов относятся к токсинообразующим. Одновременно в 2 раза увеличивается численность автохтонной микрофлоры, способной к гидролизу полимеров [5].

При исследовании влияния различных доз обессоленной нефти (от 100 до 1600 г/кг

субстрата) на микробиоту торфяной почвы установили, что первоначально наблюдалось сильное ингибирующее действие нефти на водоросли с резким снижением видовой разнообразия [6]. Наиболее устойчивыми были цианобактерии (ЦБ). В то же время наблюдалась стимуляция нефтью развития гетеротрофных МО, хотя стимулирующими были разные дозы для разных групп гетеротрофов: для простейших – 100-400 г/кг, для микромицетов – 600 г/кг и выше. И при всех дозах наблюдалась стимуляция развития бактерий. По мере деградации нефти прекращалось её стимулирующее действие на гетеротрофные МО: через 3 месяца – в отношении простейших, через 2,5 месяца – грибов.

При загрязнении почвы нефтью (0,05; 0,5 и 5% от веса почвы) было показано, что высокая концентрация нефти в почве способствует развитию на поверхности и в колониальной слизи ЦБ других МО, в основном углеводородокисляющих [7].

При исследовании влияния загрязнения нефтью и нефтепродуктами чернозёма было установлено, что загрязнители вызывают увеличение численности МО, образуя следующий ряд: актиномицеты>аммонифицирующие бактерии>спорообразующие бактерии>грибы [8]. Загрязнение чернозёма приводит к существенной перестройке комплекса почвенных МО, изменению структуры доминирования, сукцессионным процессам в почвенном микробиоценозе. Наблюдается увеличение разнообразия бактерий и уменьшение разнообразия микромицетов. Ингибируется активность почвенных ферментов, что объясняется уменьшением воздухопроницаемости почвы, созданием анаэробных условий. По степени чувствительности к загрязнителям ферменты располагаются следующим образом: ферриредуктаза>каталаза>уреаза>инвертаза. Нарушение информационных биогеоэкологических функций почвы происходит уже при содержании загрязнителей до 1%; химических, физико-химических, биохимических – при 1-5% для нефти и моторного масла и 1-10% для бензина и солярки.

Скорость биодеградации полихлорированных дибензо-п-диоксинов и дибензофуранов активными илами различного происхождения зависит от степени аэробности среды [9]. В анаэробных условиях степень деградации зависела от типа и количества предкурсора, добавленного при стабилизации сырого ила. Деградация бензолов и хлорфенолов происходила практически полностью. В аэробных

условиях степень деградации полихлорированных дибензо-п-диоксинов и дибензофуранов зависела от происхождения активного ила и не зависела от вида индивидуальных конгенов этих соединений.

В принципе, любой материал может служить субстратом для жизнедеятельности различных групп МО, в результате чего на нём постепенно формируется биоценоз, включающий как постоянно, так и редко встречающиеся виды, а также случайные, не способные к адаптации в данных условиях [10].

Изучение реакции почвенных микромицетов на загрязнение (в данном случае исследовались лесные почвы в зоне действия криолитового завода) показало, что по мере приближения к постоянному источнику загрязнения длина гифов незначительно снижается. При этом микромицеты в основном находятся в состоянии спор, хотя существует избыток субстрата в виде мощной подстилки и неразложившегося органического вещества [11].

Микробы-деструкторы

К числу микробов-деструкторов в первую очередь относятся грибы. Так, было показано, что под действием микромицетов и их метаболитов, содержащих преимущественно органические кислоты, происходило изменение механических свойств волокон (стеклонита и поликапроamidных волокон). Рост грибов на волокнах приводил к изменению их химической структуры [12]. Среди природных микромицетов, относящихся к родам *Aspergillus* и *Penicillium*, есть штаммы, сочетающие в себе свойства биодеструкторов и биосорбентов нефти и нефтепродуктов [13]. Исследованные штаммы способны удалять нефтяные пятна с поверхности морской и пресной воды в стационарных условиях при концентрации нефти 1% с эффективностью от 60 до 98% в течение 14-21 суток. Данные штаммы реально использовать для очистки водной поверхности от загрязнений. Среди бактерий, наиболее активно утилизирующих отдельные нефтяные фракции, выделены штаммы, относящиеся к родам *Acinetobacter* и *Mycobacterium* [14].

В числе деструкторов полимерных материалов отмечены и представители прокариотных МО: представители родов *Bacillus* (*B. mesentericus*, *B. subtilis*, *B. megaterium*, *B. mycoides*, *B. licheniformes*), *Pseudomonas* (*Ps. fluorescens*, *Ps. aeruginosa*, *Ps. putida*); *Escherichia coli*; виды р. *Staphylococcus*, *Rhizobium*, *Micrococcus luteus*, *Artrobacter sp.*, *Corynebacterium sp.* [15–18].

Из почв, загрязнённых отходами химических предприятий, выделены МО, способные разлагать моно-, полиароматические углеводороды и ряд хлорорганических соединений. Бактерии-деструкторы были отнесены к родам *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Rhodococcus*, *Mycobacterium*, *Cellulomonas*, *Arthrobacter*, *Brevibacterium*. Выявленные бактерии утилизируют ксенобиотики в широком диапазоне температур, pH среды и в присутствии высоких концентраций хлорида натрия [19].

Среди изолятов, выделенных из почв, загрязнённых сырой нефтью, были отобраны два сообщества, способные разлагать ароматические углеводороды сырой нефти с высокими скоростями (от 7 до 14 дней) [20]. В этих сообществах доминирующими видами были *Ps. aeruginosa*, *Burkholderia multivorans* и *Pandoraea sp.*

29 бактериальных штаммов-деструкторов сульфоароматических соединений выделены из активного ила и идентифицированы до вида. 23 из них идентифицированы как *Comamonas testosterone*, четыре – *Ps. putida*, два – *Ps. stutzeri*. Штаммы *C. testosterone* деградировали бензолсульфонат, *n*-толуолсульфонат, 2-нафталинсульфонат, *n*-сульфобензоат, 5-сульфосалицилат; *Ps. putida* – бензолсульфонат, *n*-толуолсульфонат и *n*-сульфанилат; *Ps. stutzeri* – бензолсульфонат и *n*-толуолсульфонат. Все штаммы-деструкторы способны усваивать данные соединения как в качестве единственного источника углерода, так и в качестве единственного источника серы [21].

Выявлен штамм микровицета *Candida sp.* AN-13, сочетающий способность к утилизации тринитротолуола в качестве источника азота с возможностью утилизировать сырую нефть, и ряд индивидуальных алифатических и ароматических углеводородов [22]. Данный факт заслуживает внимания с позиций биоремедиации территорий, загрязнённых и взрывчатыми веществами, и нефтепродуктами.

Среди фототрофных МО особая роль в биодеградации органических контаминантов принадлежит ЦБ. В частности, при изучении разложения органических веществ в сточных водах бумажной промышленности было установлено, что продукты жизнедеятельности ЦБ влияют на рост и активность наиболее распространённых бактерий, утилизирующих такие соединения, как фенол, дихлорацетат и дихлорфеноксисукусная кислота. Кроме ЦБ, отмечают деградационную роль и микроскопических водорослей. Например, показано, что клетки *Chlorella sp.* способствуют увеличению

скорости деградации 3-, 2- и монобутилтинхлоридов в водных растворах [23].

Имеется ряд патентов на биопрепараты восстановительного характера. В частности, получен биопрепарат для очистки почвы, грунтовых и поверхностных вод при попадании в ОС тринитротолуола. Штамм бактерии *Ps. alcaligenes* BS300 выделен из почвы и депонирован во Всероссийской коллекции промышленных МО. Данный штамм утилизирует тринитротолуол. Устойчивость штамма к ионам тяжёлых металлов (ТМ) расширяет диапазон его применения при очистке почвы и воды от комбинированного загрязнения тринитротолуолом и ТМ. При этом выделенный штамм продуцирует биологические поверхностно-активные вещества, что ускоряет деградацию тринитротолуола в водной среде и почве [24].

На минеральной среде с бифенилом в концентрации 0,1-0,5% в качестве единственного источника углерода из почвы выделены штаммы, устойчивые к органическим растворителям и способные расщеплять бифенилы и полихлорированные бифенилы. Данные штаммы идентифицированы как *Ps. putida*, *Alcaligenes xylosoxydans spp. denitrificans*, *A. xylosoxydans* [25].

Из накопительных культур с почвами, загрязнёнными нефтепродуктами, через 3-4 месяца пересевов выделены ассоциации МО, трансформирующие дибензотиофен и 4,6-диметилдибензотиофен. При этом 2 штамма *Ps. fluorescens* 17 и 26 превращали дибензотиофен на 96-99% [26].

Изменения в функционировании микробных клеток под влиянием поллютантов

Характер действия поллютантов на МО во многом определяется их химической природой. Поэтому в структуре микробных клеток, их составе и функционировании происходят различные изменения, связанные как с особенностями поллютантов, так и с систематическим положением МО. Например, установлено, что извлекаемые из воды нефтепродукты вызывают существенное изменение в содержании хлорофилла *a* в культуре водоросли *Selenastrum capricornutum* [27]. Содержание хлорофилла уменьшается с ростом концентрации нефтепродуктов. Кроме того, под действием нефтепродуктов в водорослевых клетках существенно снижалось содержание углеводов и белка.

Для жёлтозелёных водорослей был выявлен ряд устойчивости этих организмов к этилированному бензину А-72 и неонулу АФ-14 (неиногенному ПАВ), которые используются в нефтедобывающей промышленности. Самыми устойчивыми к бензину были виды *Heterothrix*. Наименее устойчивым к воздействию бензина оказался вид *Botrydiopsis arhiza*. Самым устойчивым к неонулу АФ-14 был *H. bristoliana* [28].

У ЦБ *Anabaena cylindrica* и *N. muscorum* токсическое действие фенола и трёх его производных (орто-нитрофенола, мета-нитрофенола и пара-нитрофенола) проявилось в снижении количества гетероцист и, соответственно, активности нитрогеназы, уменьшении фотосинтетического транспорта электронов, снижении скорости восстановления нитратов [29].

Доказано снижение интенсивности биосинтеза липидов в хлоропластах и цитоплазме у *Chlorella vulgaris* Beij. при действии таких токсикантов, как тяжёлые металлы и дизельное топливо, что сопряжено с изменением вязкости и текучести мембран [30].

Показан процесс ингибирования темнового поглощения кислорода у зелёной водоросли *Selenastrum minutum* [31].

Под влиянием ПАВ могут происходить изменения степени гидратации клеточных структур водорослей и ЦБ, что отражается на резистентности и выживании организмов в различных условиях среды.

На скорость деградации поллютантов и состояние микробного сообщества в сильной степени влияют другие сопутствующие факторы. Так, при исследовании влияния ризосферы райграсса, выращенного на супесчаной почве, на состав микроорганизмов и их активность в деградации 3-хлорбензоата как единственного источника углерода или в присутствии дополнительного углеродного питания было установлено, что почвенное микробное сообщество содержит микроорганизмы, способные разрушить 3-хлорбензоат. Наиболее слабо биодеградация бензоата происходила в неризосферной почве [32]. В большинстве вариантов опыта бензоат был полностью деградирован в течение 3,3 дня. Число микроорганизмов-деструкторов зависело от присутствия ризосферы и предварительной инкубации почвы с бензоатом. В почве, предварительно не инкубированной с бензоатом, численность МО в присутствии дополнительного источника углерода была в 4177 и 650 раз выше той, при которой разрушение бензоата происходило без дополнительного питания в ризосферной

и неризосферной почвах соответственно МО, использующие бензоат как единственный источник углерода, составляли 1300 и 34 на 1 г ризосферной и неризосферной почвы. Количество микроорганизмов-биодеструкторов в ризосферной и неризосферной почвах, повторно инкубированных с бензоатом, было сходным и достигало $4 \cdot 10^8$ в 1 г почвы.

При изучении обилия и способности к деградации у бактерий-деструкторов полихлорированных бифенилов (PCB), ассоциированных с 5 видами взрослых деревьев, растущих на загрязнённом участке, идентифицировали растения, усиливающие микробный потенциал деградации PCB в почве [33]. Значительно большие количества деструкторов PCB (в 2,7–56,7 раза) были определены в корневых зонах австрийской чёрной сосны и ивы козьей, чем в корневых зонах других растений или почвы, не содержащей корней. Большинство культивируемых деструкторов PCB по всему участку и большинство таких культур, ассоциированных с растениями, были идентифицированы как члены р. *Rhodococcus* с помощью анализа последовательности 16SpPHK. Другие таксоны деструкторов включали членов р.р. *Luteibacter* и *Williamsia*, которые ранее не были включены в число деструкторов PCB.

Изучение способов оптимизации условий биодеградации компонентов бензина (толуола, этилбензола, нонана, ундекана, додекана, тридекана) показало, что этот процесс, осуществляемый *Ps. putida*, ускоряется в почве при внесении таких соединений, как нитрат аммония, сульфат аммония, дигидрофосфат калия. Внесением в почву пероксида водорода достигалось наиболее полное разрушение поллютантов (до 47%). Количество КОЕ бактерий во всех случаях колебалось в пределах 10^5 - 10^6 /г на 72 часа от начала опыта [34].

При интродукции в лесные серозёмы, загрязнённые ароматическими полициклическими углеводородами (ПЦУ), фенантrenom и нафталином, активных штаммов *Ps. putida* и *Ps. sp.* было установлено, что наибольшая численность бактерий и наибольший экономический коэффициент разложения ПЦУ достигались в почве с 70% влажностью [35]. МО полностью утилизировали внесённый нафталин (2,4 мг/г почвы) в течение 11 суток, а наиболее активный штамм *Ps. putida* – в течение 3 дней. Без интродукции бактерий концентрация фенантрена, внесённого в почву (1 мг/г), оставалась неизменной в течение 37 суток, а внесённые клетки *Ps. putida* утилизировали его за 6 дней. Авторы делают вывод, что

интродукция МО-деструкторов существенно ускоряет деградацию ПЦУ в почве.

При проведении сравнительного исследования о влиянии внесённых в почву клеток штамма-деструктора хлорфенолов *Streptomyces 303* и биогенных элементов на убыль пентахлорфенола (ПХФ) было установлено, что интродукция штамма способствовала более быстрой убыли ПХФ в почве, чем внесение сукцината натрия или азотно-фосфорно-калийного комплекса [36]. Внесение клеток актиномицета способствовало уменьшению количества продуктов трансформации ПХФ, в то время как внесение удобрений способствовало его увеличению.

Изучение действия веществ различной химической природы на одноклеточные водоросли и ЦБ показало, что существенную роль в устойчивости клеток к токсикантам играют внеклеточные метаболиты, которые делают совокупность клеток целостной системой. Нахождение метаболитов в среде приводит к созданию мощного регулятора – специфического метаболитного фона, который играет роль буфера в реакциях организмов на внешние воздействия, являясь гораздо более значимым в приоритетном ранжировании воздействий на их функционирование, чем многие другие факторы [37].

Механизмы микробиологической деструкции

Прямое воздействие МО проявляется при их развитии непосредственно на поверхности материала и состоит в использовании его в качестве субстрата, источника питательных веществ и энергии. Такой деструктивный процесс осуществляется биокаталитическим путём и может сопровождаться продуцированием различных метаболитов, вызывающих разрушение структуры материала (косвенное воздействие МО) [10].

Деструкционная активность МО определяется в первую очередь литической активностью экзоферментов. Широко известно использование грибов с целью разрушения биополимеров. При этом наблюдается многоканальность в их промышленном применении. Среди наиболее популярных в этом плане микромицетов выделяются грибы р. *Trichoderma*. Так, при их промышленном использовании они вносят существенный вклад в решение таких вопросов, как обеспечение человечества продовольствием и переработка отходов [38]. Ферменты триходермы используются

в текстильной и пищевой промышленности, в алкогольном производстве, в виноделии и производстве соков, в деревопереработке и бумажной промышленности, при получении оливкового масла, в производстве кормов и биофунгицидов, а также в биотрансформации отходов различного происхождения.

Активность ферментных систем МО обнаружена при деградации таких соединений, как трихлорэтилен [39], трихлорэтан [40], гексахлорциклогексан [41], полихлорбифенилов [42; 43], полихлорированных диоксинов [44], фенантрена [45], нитробензола [46], тринитротолуола и гексагидро-1,3,5-тринитро-1,3,5-триамина [47; 48].

Из почв, загрязнённых отходами химических производств, было выделено микробное сообщество, способное расти на нафталине и фенантрена, использующее данные соединения в качестве источника углерода [49]. При этом изолированные штаммы деструкторы способны накапливать органические осмопротекторы, такие, как эктоин, бетаин и трегалозу.

Среди фототрофных МО выделяется роль ЦБ при биодеградации органических контаминантов. В частности, при изучении разложения органических веществ в сточных водах бумажной промышленности было установлено, что продукты жизнедеятельности ЦБ влияют на рост и активность наиболее распространённых бактерий, утилизирующих такие соединения, как фенол, дихлорацетат и дихлорфеноксисуксусную кислоту. Одновременное присутствие экссудатов ЦБ и указанных трёх субстратов оказывало синергическое влияние на рост бактерий, в первую очередь из р. *Ancyclobacter* [50].

При исследовании судьбы пентахлорфенола (ПХФ) в почве в природных условиях было обнаружено, что общее количество ПХФ существенно снижается, если почва засеяна штаммом *Streptomyces rochei*, способным разлагать хлорированные фенолы [51]. После первого месяца эксперимента идентифицированы продукты превращения ПХФ (тетра- и трихлорфенолы, пентахлорбензол, хлорированные диоксины), причём их количество было меньшим по сравнению с неинокулированным контролем.

При изучении накопления неорганических (Cu, Zn, Pb) и органических (полициклические ароматические углеводороды и полихлордифенилы) поллютантов биоплёнками в водной среде показано, что в транспорте и накоплении изученных поллютантов большую роль играют процессы сорбции [52].

Скорость биодegradации ксенобиотиков тесно связана с внешними условиями. При изучении путей превращения триэаноламина (ТЭА) в аэробном поверхностном слое почвы, пресноводных речных системах и очистных сооружениях с активным илом было показано, что время полураспада ксенобиотика сильно различается [53]. В случае с активным илом из очистного сооружения время полураспада ТЭА было в пределах 0,02-0,10 дня; в суглинистой почве этот показатель составил 0,5-1,8 дня. В системе с речной водой время полураспада составило 0,5-1,2 дня.

Метаногенные культуры МО с доминированием *Methanosarcina spp.* способны осуществлять дехлорирование винилхлорида через межвидовой перенос водорода [54].

Ремедиационное использование микробной деструкции промышленных отходов

При использовании биологических процессов для деструкции ПО задача заключается в том, чтобы отыскать и селекционировать микробные сообщества, способные как выдерживать токсичность среды, так и интенсивно деструктировать ПО; реализовать биопроцесс в лабораторных условиях для демонстрации производительности и масштабности; разработать технологическую схему для промышленного процесса и создать сопутствующие технологии (накопление активной биомассы, запуск процесса и т.д.) [55].

Для ремедиации громадных территорий сельскохозяйственных земель, загрязнённых ТМ, пестицидами, нефтью и другими ПО, привлекаются наиболее дешёвые методы биоремедиации как не наносящие дополнительного ущерба для окружающей среды. Однако одним из факторов, снижающих эффективность дегradации органических веществ МО, является их относительно низкая численность в почве [56]. В то же время деструкционные возможности МО и микробных сообществ делают эти объекты реальными претендентами на участие в биоремедиационных процессах. Предлагаются следующие методологические критерии оценки безопасности и эффективности технологий биоремедиации почвы:

1. Выделенные штаммы-деструкторы изучают на безвредность для теплокровных тест-животных по наиболее строгим критериям, принятым в международной практике для МО – продуцентов лекарственных препаратов.

2. Перед биоремедиацией составляют (на основе данных химического анализа) карту участка, содержащую информацию о фактическом содержании загрязняющих веществ в почве и их распределение по почвенным горизонтам.

3. Для всесторонней оценки эффективности биоремедиации изучают интегральную токсичность почвы и её биофункциональную активность.

4. Оценивают риск заболеваемости населения, проживающего в зоне биоремедиации [57].

К настоящему времени накоплен достаточно обширный экспериментальный материал, позволяющий оценить роль МО в улучшении состояния окружающей среды.

Например, при исследовании возможности утилизации отработанных смазочно-охлаждающих жидкостей было установлено, что высокоэффективным приёмом является использование механизма биосорбции. При этом в качестве адсорбента испытывали гранулированный активированный уголь, цеолитсодержащую породу диатомит, а также адсорбенты, полученные в результате пиролиза изношенных шин и резиновых изделий твёрдых остатков пиролиза. В системе биологической и биосорбционной очистки использовали смешанную популяцию адаптированных МО, подготовленных на основе микробного сообщества активного ила в анаэробных условиях [58]. В ходе опытов доказали, что биосорбционный процесс, достигая высокой степени очистки, позволяет использовать более концентрированные стоки, в этом процессе происходит также биорегенерация сорбента, что даёт возможность использовать его длительное время. МО лучше переносят «залповые» нагрузки за счёт адсорбции загрязнений и мобилизации МО на поверхности сорбентов.

Для дегradации синтетических сточных вод, содержащих 1,2-дихлорэтан, используется бактерия *Xanthomonas autotrophicus*, которая демонстрирует стабильность в нестерильных условиях в биореакторе с непрерывным процессом и перемешиванием [59].

Уже в течение нескольких десятилетий предпринимаются попытки разработки препаратов для биоочистки загрязнённой почвы. Так, ещё в 90-е годы прошлого века был разработан метод получения грибного инокулюма для очистки почвы, загрязнённой органическими соединениями. С этой целью твёрдые частицы субстрата покрывали суспензией спор грибов или фрагментами мицелия. В качестве иноку-

люма служили грибы *Phanerochaete chrysosporium*, *P. sordida*, *Irpex lacteus*, *Bjerkandera adusta*, *Trametes versicolor* [60]. Такой инокулюм противостоял конкуренции и пролиферации местными почвенными микроорганизмами. Грибы разлагали пентахлорфенол в течение 4-х недель.

Бактерию *Acinetobacter sp.* использовали для биологического восстановления почв, загрязнённых полициклическими ароматическими углеводородами [61]. Обработка почвы этим МО в течение 5 недель показала более 80% эффективности восстановления.

Исследование динамики микробных популяций, ассоциированных с биодеградацией сырой нефти в различных почвах, показало, что после 50-дневной инкубации все 7 исследованных почв обнаружили сравнимое исчерпание углеводов, где было разрушено более 80% добавленной сырой нефти и примерно 70% добавленного гексадекана превратилось в оксид углерода [62].

Предполагают высокий биоремедиационный потенциал у ЦБ *Nostoc u Anabaena* для восстановления нефтезагрязнённых почв за счёт высокой гидролитической активности микроорганизмов-спутников: спорообразующих бактерий *B. subtilis*, *B. megaterium* и микромицетов *Chrysosporium*, *Aspergillus* и др. [63].

Наличие ассоциативных взаимоотношений между фототрофными и гетеротрофными микроорганизмами ускоряет деструкцию такого соединения, как этилендиамин, основного токсического продукта отхода производств ионообменных смол. Данный факт был доказан при создании искусственной альго-бактериальной ассоциации на основе аксеничной культуры водоросли *Scenedesmus acutus* и чистых культур бактерий *D. sphaericus*, *B. circulans* и *Micrococcus luteus*, выделенных из почвы, загрязнённой этилендиамином [64]. Хотя водоросли не участвовали в деструкции данного соединения, но при их наличии её скорость была максимальной.

При анализе и обсуждении различных методов восстановления нефтезагрязнённых почв считают, что наиболее экологичными и эффективными являются биологические [65]. При биологической очистке подобной почвы основными биологическими методами являются: биостимуляция – активизация метаболической активности природной аборигенной нефтеокисляющей микробиоты; биоаугментация – добавление в природную среду адаптированных активных штаммов МО; фиторемедиация – высеив устойчивых к

загрязнению растений, способных активизировать нефтеокисляющую микробиоту.

Перспективны исследования в области использования растительно-ризобияльных комплексов в ремедиационных целях. Так, в серии опытов оценивали способности ассоциации растения-бактерии разлагать смеси моно- и дихлорированных бензойных кислот. 16 кормовых трав и комбинации этих трав с некоторыми бактериальными инокулятами были отобраны для роста в почве, контаминированной различными концентрациями моно- и дихлорированных бензойных кислот. 2 комбинации оказались удачными. Пырейник даурский (*Elymus dauricus*), инокулированный *Ps. aeruginosa* и *Ps. savastanoi*, уменьшал уровни 3-хлорбензойной кислоты на 74%. Костёр биберштайна (*Bromus biebersteinii*), инокулированный *Alcaligenus sp.*, уменьшал уровни 2,3-дихлорбензойной кислоты на 56% [66]. Природные растительно-ризобияльные комплексы были эффективны при ликвидации загрязнения почвы дизельным топливом в условиях Кольского Севера [67]. В условиях полевого модельного опыта при внесении в почву дизельного топлива в дозах 10 и 25 мл/кг было показано, что через 3 месяца вегетационного периода дизельное топливо было удалено практически полностью из почвы под такими растениями, как *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Leymus arenarium*, *Phalaroides arundinacea*, *Bromopsis inermis*. Получены данные, которые позволяют рассматривать высшие растения совместно с сопутствующей микрофлорой как эффективный биогенный природный фактор в решении проблемы биоремедиации химически загрязнённых территорий, в частности, для снижения в почве элементов высокотоксичного ракетного топлива в местах падения отделяющихся ступеней ракет [68].

В целом показано, что спектр процессов, протекающих в корневой зоне растений в присутствии органических поллютантов, чрезвычайно разнообразен [69]. Растение влияет на органические поллютанты через корневые экссудаты. Это воздействие может быть прямым (солюбилизация, трансформация, деградация поллютантов) либо опосредованным (стимулирование развития микробов-деструкторов). Между растением и МО могут возникать взаимодействия при выделении растением специфических веществ в ответ на присутствие поллютантов. При этом корневые экссудаты способствуют разложению органических поллютантов МО, вследствие чего улучшаются условия жизни растений.

Таким образом, МО участвуют в фиторемедиации путём непосредственной микробной деградации загрязнителя, усиления катаболической активности в ризосфере, снижения фитотоксичности органических поллютантов, стимуляции роста растений. При этом пути разложения одного и того же ксенобиотика у разных видов МО могут различаться. Часто для усиления деградации ПО требуется наличие консорциума МО.

Литература

1. Агорэкология / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чевереса. М.: Колос, 2000. 536 с.
2. Ашихмина Т.Я., Колупаев А.В., Широких А.А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор литературы) // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 4–12.
3. Song Xue-ying, Song Yu-fang, Sun Tie-heng, Zhou Qi-xing, Zhang Wei, Zhang Lei. Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs // J. Environ. Sci. 2006. T. 18. № 2. С. 310–317.
4. Рафикова Г.Ф., Киреева Н.А., Мрясова А.Б. Комплексы микроскопических грибов в серых лесных и торфяно-глеевых нефтезагрязнённых почвах // Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века: Материалы Всероссийской конференции. (Петрозаводск, 22-27 сентября, 2008). Ч. 2. Альгология. Микология. Лихенология. Бриология. Петрозаводск. 2008. С. 145–147.
5. Тазетдинова Д.И., Алимова Ф.К. Структура чувствительных к нефтяному загрязнению микроорганизмов почв Альметьевского района Республики Татарстан // Агроэкологическая безопасность в условиях техногенеза. Акад. наук Респ. Татарстан. – Казань, 2006. Ч. 2. С. 291–299.
6. Дорохова М.Ф. Реакция водорослей и гетеротрофных микроорганизмов торфяной почвы на загрязнение нефтью в лабораторном эксперименте // Альгология. 1999. Т. 9. № 2. С. 44.
7. Киреева Н.А., Дубовик И. Е., Закирова З. Р. Консортивные связи цианобактерий типичного чернозёма при загрязнении нефтью // Почвоведение. 2007. № 6. С. 749–755.
8. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозёма обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 5. С. 616–620.
9. Weber H., Namann R., Disse G., Haupt H.-J. Einfluss der aeroben und anaeroben Fermentation auf die Gehalte von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen in Klarschlammen // Korrespond. Abwasser, 1996. T. 43. № 6. С. 1073–1076.
10. Вассер С. П., Ленова Л. И., Ступина В. В., Царенко П. М., Навроцкая И. Л. Биоповреждение про-

мышленных материалов бактериями, водорослями и лишайниками. Киев. 1988. 40 с.

11. Шебалова Н.М., Залесов С.В. Микромицеты лесных почв сосновых насаждений, произрастающих в зонах техногенного загрязнения // Изв. вузов. Лесной журнал. 2006. № 1. С. 28–33.
12. Емельянов Д.Н., Смирнов В.Ф., Чернорукова З.Г., Смирнова О.Н., Захарова Е.А. Изменение механических свойств волокон в процессе биоповреждений микроскопическими грибами // Мех. композиц. матер. и конструкций. 1997. Т. 3. № 3. С. 55–61.
13. Миронова Р.И., Носкова В.П., Расулова Г.Е., Холоденко В.П. Биodeградация и биосорбция плавающей нефти природными микромицетами // Биотехнология. 1996. № 7. С. 44–48.
14. Муратова А.Ю., Плешакова Е.В. Микробиологическая очистка в защите окружающей среды от нефтяных загрязнений // Пробл. изуч. биосферы. 1996. С. 107–108.
15. Song Xue-ying, Song Yu-fang, Sun Tie-heng, Zhou Qi-xing, Zhang Wei, Zhang Lei. Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs // J. Environ. Sci. 2006. V. 18. № 2. P. 310–317.
16. Velazques F., de Lorenzo V., Valls M. The m-xylene biodegradation capacity of *Pseudomonas putida* mt-2 is submitted to adaptation to abiotic stresses: Evidence from expression profiling of xyl genes // Environ. Microbiol. 2006. V. 8. № 4. P. 591–602.
17. Camara B., Herrera C., Gonzalez M., Couve E., Hofer B., Seeger M. From PCBs to highly toxic metabolites by the biphenyl pathway // Environ. Microbiol. 2004. V. 6. № 8. P. 842–850.
18. Bodour A.A., Wang J.M., Maier R.M. Temporal change in culturable phenanthrene degraders in response to long-term exposure to phenanthrene in a soil column system // Environ. Microbiol. 2003. V. 5. № 10. P. 888–895.
19. Плотникова Е.Г., Рыбкина Д.О., Ананьина Л.Н., Ястребова О.В., Демаков В.А. Характеристика микроорганизмов, выделенных из техногенных почв Прикамья // Экология. 2006. № 4. С. 261–268.
20. Ozaki Shingen, Kishimoto Noriaki, Fujita Tokio. Isolation and phylogenetic characterization of microbial consortia able to degrade aromatic hydrocarbons at high speeds // Microb. and Environ. 2006. T. 21. № 1. С. 44–52.
21. Балашов С.В., Бронин А.М. Бактерии – деструкторы сульфоароматических соединений из активного ила // Микробиология. 1996. Т. 65. № 5. С. 627–631.
22. Зарипов С.А., Абдрахманова Ю.Ф., Тимофеева Н.В., Зиганшин А.М., Наумова Р.П. Альтернативные пути трансформации 2,4,6-тринитротолуола дрожжами // Биология-наука XXI века: Пущинская школа – конференция молодых ученых. (Пущино, 14-18 апреля 2003 г.). Пущино. С. 273–374.
23. Zhang Li, Huang Guolan, Yu Yaoting. Immobilization of microalgae for biosorption and degradation of beryl-

- tion of butyltin chlorides // *Artif. Cells, Blood Substitut. and Immobilizat. Biotechnol.* 1998. Т. 26. № 4. С. 399–410.
24. Воробьев А.В., Марченко А.И., Руднева О.А., Дядищев Н.Р. Штамм бактерий *Pseudomonas alcaligenes*, используемый для очистки почв, грунтовых и поверхностных вод от тринитротолуола. Дата подачи заявки: 23.12.04. Дата публикации заявки: 27.01.07.
25. Ohta Yoshinori, Maeda Michihisa, Kudo Toshiaki, Horikoshi Koki. Isolation and characterization of solvent-tolerant bacteria which can degrade biphenyl/polychlorinated biphenyls // *J. Gen. and Appl. Microbiol.* 1996. Т. 42. № 4. С. 349–354.
26. Финкельштейн З.И., Баскунов Б.П., Вавилова Л.Н., Головлева Л.А. Превращение дибензотиофена и деметилбензотиофена микроорганизмами // *Микробиология.* 1997. Т. 66. № 4. С. 481–487.
27. El-Dib M.A., Abou-Waly H.F., El-Naby A.M.H. Impact of fuel oil on the freshwater alga *Selenastrum capricornutum* // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. Т. 59. № 3. С. 438–444.
28. Гайсина Л.А. Устойчивость желтозелёных водорослей к органическим загрязнителям // Проблемы ботаники на рубеже XX-XXI веков: Тез. докл. II (X) съезда Русского ботанического общества (26-29 мая 1998 г., Санкт-Петербург). Санкт-Петербург. 1998. Т.1. С. 90–92.
29. Исса А.А., Бассет А. Токсическое действие соединений фенола на *Anabaena cylindrica* Lemm. и *Nostoc muscorum* Ag. в экспериментах с использованием хемостата // *Альгология.* 1999. № 4. Т. 9. С. 41–47, 122–123.
30. Луцив А.И. Изменение интенсивности биосинтеза липидов у *Chlorella vulgaris* Beij. при действии токсикантов // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы IV международной конф. (23-25 мая 2012 г., Киев). Киев. 2012. С. 177–178.
31. Lynnes Jaret A., Weger Harold G. Interactions between azide and dark O₂ consumption in the green alga *Selenastrum minutum* // *Plant Physiol.* 1997. Т. 114. № 3. С. 204.
32. Naby Paul A., Crowley David E. Biodegradation of 3-chlorobenzoate as affected by rhizodeposition and selected carbon substrates // *J. Environ. Qual.* 1996. V. 25. № 2. P. 304–310.
33. Leigh Mary Beth, Prouzova Petra, Mackova Martina, Macek Tomas, Nagle David P., Fletcher John S. Polychlorinated biphenyl (PCB)-degrading bacteria associated with trees on the a PCB-contaminated site // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. Т. 72. № 4. С. 2331–2342.
34. Cunha C.D., Leite S.G.F. Optimization of some environmental conditions to enhance gasoline biodegradation in soil microcosms bioaugmented with *Pseudomonas putida* // *Rev. microbial.*, 1997. № 2. V. 28. P. 129–134.
35. Filonov Andrei E., Karpov Alexandr V., Puntus Irina F., Akimenko Vasily K., Boronin Alexander M. Microbial degradation of phenanthrene and naphthalene in soil model systems (INTAS-94-3122) // *Microb. Ecol. and Biotechnol. Reflect. Extremophil.: INTAS Symp. Moscow.* 1997. 30 с.
36. Заборина О.Е., Барышникова Л.М., Баскунов Б.П., Головлева Е.Л., Головлева Л.А. Разложение пентахлорфенола в почве интродуцированным штаммом *Streptomyces rochei* 303 и активированной почвенной микрофлорой // *Микробиология.* 1997. № 5. Т. 66. С. 661–666.
37. Гапочка Л. Д. Популяционные аспекты устойчивости цианобактерий и микроводорослей к токсическому фактору: Автореф. дис. ... докт. биол. наук в форме научного доклада. М., 1999. 64 с.
38. Алимова Ф.К. Промышленное применение грибов рода *Trichoderma*. Казань: Издательство Казанского университета, 2006. 209 с.
39. Arcangell Jean-Pierre, Arvin Erik Modeling of the cometabolic biodegradation of trichloroethylene by toluene-oxidizing bacteria in a biofilm system // *Environ. Sci. and Technol.* 1997. Т. 31. № 11. С. 3044–3052.
40. Grostern Ariel, Edwards Elizabeth A. A 1,1,1-trichloroethane-degrading anaerobic mixed microbial culture enhances biotransformation of mixture of chlorinated ethenes and ethanes // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 12. P. 7849–7856.
41. Pal Riinku, Bala Shashi, Dadhwal Mandeep, Kumar Mukesh, Dhingra Gauri, Prakash Om, Prabakaran S.R., Shivaji S., Cullum John, Holliger Christof, Lal Rup Hexachlorocyclohexane-degrading bacterial strains *Sphingomonas paucimobilis* B90A, UT26 и Sp+, having similar lin genes, represent three distinct species, *Sphingobium indicum* sp. nov., *Sphingobium japonicum* sp. nov. and *Sphingobium francense* sp. nov., and reclassification of [*Sphingomonas*] *chungbukensis* as *Sphingobium chungbukense* comb. nov. // *Int. J. Syst. and Evol. Microbiol.* 2005. Т. 55. № 5. С. 1965–1972.
42. Camara Beatriz, Herrera Cristiana, Gonzalez Myriam, Couve Eduardo, Hofer Bernd, Seeger Michael From PCBs to highly toxic metabolites by the biphenyl pathway // *Environ. Microbiol.* 2004. Т. 6. № 8. С. 842–850.
43. Lambo A.J., Patel T.R. Isolation and characterization of a biphenyl-utilizing psychrotrophic bacterium *Hydrogenophaga taeniospiralis* IA3-A, that cometabolize dichlorobiphenyls and polychlorinated biphenyl congeners in Aroclor 1221 // *J. Basic Microbiol.* 2006. № 2. V. 46. P. 94–107.
44. Hiraishi Akira, Kaiya Shinichi, Miyakoda Hideki, Futamata Hiroyuki Biotransformation of polychlorinated dioxins and microbial community dynamics in sediment microcosms at different contamination levels // *Microb. and Environ.* 2005. Т. 20. № 4. С. 227–242.
45. Vacca D.J., Bleam W.F., Hickey W.J. Isolation of soil bacteria adapted to degrade humic acid-sorbed phenanthrene // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2005. Т. 71. № 7. С. 3797–3805.
46. Jung Kwan-Hye, Lee Jang-Young, Kim Hak-Sung. Biodegradation of nitrobenzene through a hybrid

pathway in *Pseudomonas putida* // *Biotechnol. and Bioeng.* 1995. Т. 48. № 6. С.625–630.

47. Bruce Neil C. Microbial degradation of energetic compounds // *J. Chem. Technol. and Biotechnol.* 1988. Т. 71. № 4. С. 362–364.

48. Гагелидзе Н.А., Варсимашвили Х.И., Амираншвили Л.Л., Киртадзе Э.Г. Интродукция 2,4,6 – тринитротолуол-деградирующих бактерий с целью интенсификации процесса биоремедиации загрязненных почв // *Известия аграрной науки.* 2009. Т. 7. №3. С. 38–42.

49. Акатова Е.В., Алтынцева О.В., Плотникова Е.Г., Филонов А.Е., Кошелева И.А. Природное микробное сообщество, способное к деградации нафталина в условиях высокой солёности среды // *Биология – наука XXI века: Матер. конференции.* 2003. С. 260–261.

50. Kirkwood A.E., Nalewajko C., Fulthorpe R.R. The effect of cyanobacterial exudates on bacterial growth and biodegradation of organic kontaminatov // *Microbial Ecol.* 2006. Т. 51. № 1. С. 4–12.

51. Zaborina Olga, Baskunov Boris, Baryshnikova Larisa, Golovlera Ludmila Decomposition of pentachlorophenol in soil by *Streptomyces rochei* 303 // *J. Environ. Sci. and Health.* 1997. Т. 32. № 1. С. 55–70.

52. Schorer Marcell, Eisele Michael. Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment // *Water, Air and Soil Pollut.* 1997. Т. 99. № 1–4. С. 651–659.

53. West Robert J., Gonsior Stanley J. Biodegradation of trithanolamine // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1996. Т. 15. № 4. С. 472–480.

54. Heimann Axel C, Batstone Damien J., Jakobsen Rasmus. *Methanosarcina* spp. drive vinyl chloride dechlorination via interspecies hydrogen transfer // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. Т. 72. № 4. С. 2942–2949.

55. Егоров Н.С., Олескин А.В., Самуилов В.Д. Биотехнология. М.: Высш. шк., 1987. 159 с.

56. Боронин А.М. Биотехнология биоремедиации почв на основе микробо-растительного взаимодействия // *Биотехнология: состояние и перспективы.* Матер. I междунар. конгресса. М. 2002. С. 138.

57. Жирков Г.А., Соколов М.С., Дядищев Н.Р. Эколого-токсическая оценка мероприятий по биоремедиации почв // *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Материалы 3 Московского международного конгресса.* (Москва, 14-18 марта, 2005 г.). Ч. 2. М., 2005. 14 с.

58. Каримов Р. Р., Лимин М. В., Емельянов Е. В. Утилизация отработанных смазочных-охлаждающих жидкостей биосорбционным способом // *Постгеномная эра в биологии и проблемы биотехнологии: Материалы*

научной конференции. (Казань, 17-18 июня 2004 г.). М. 2004. С. 45–46.

59. Baptista Ines I.R., Peeva Ludmila G., Zhou Ning Yi, Leak David J., Mantalaris Athanasios, Livingston Andrew G. Stability and performance of *Xanthobacter autotrophicus* GJ10 during 1,2– dichloroethane biodegradation// *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 6. P. 4411–4418.

60. Lestan Domen, Lamar Richard T. Development of fungal inocula for bioremediation of contaminated soils // *Appl. and Environ. Microbiol.* 1996. Т. 62. № 6. С. 2045–2052.

61. Joshi Medha M., Lee Sunggyu Biological remediation of polynuclear aromatic hydrocarbon contaminated soils using *Acinetobacter sp.* // *Energy Sources.* 1996. Т. 18. № 2. С. 167–176.

62. Hamamura Natsuko, Olson Sarah H., Ward David M., Inskeep William P. Microbial population dynamics associated with crude-oil biodegradation in diverse soils // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 9. P. 6316–6324.

63. Колотилова Н.Н., Тыныбаева Т.Г. Цианобактерии из микробных сообществ суровых солончаков полуострова Бузачи // *Современные проблемы альгологии: Материалы Международной научной конференции и 7 школы по морской биологии.* (Ростов-на-Дону, 9-13 июня, 2008 г.). Ростов н/Д, 2008. С. 197–198.

64. Борисова Е.В. Взаимоотношение водоросли *Scenedesmus acutus* Meyen (Chlorophyta) с бактериями, активными деструкторами этилендиамина // *Альгология.* 1999. Т. 9. № 2. С. 19–20.

65. Подгорский В.С. Исследования в области экологической биотехнологии по очистке почв и водоемов от нефти и нефтепродуктов // *Экология микроорганизмов: Материалы Международной конференции.* (Москва, 25-27 сентября, 2006). С. 49–54.

66. Siciliano Steven D., Germida James J. Degradation of chlorinated benzoic acid mixtures by plant-bacteria associations // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1998. Т. 17. № 4. С. 728–733.

67. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Михайлова И.В. Способы биоремедиации почв Кольского Севера при загрязнении дизельным топливом // *Агрохимия.* 2009. № 6. С. 61–66.

68. Ермаков Е. И., Панова Г. Г., Степанова О. А. Стратегия биоремедиации химически загрязненных экосистем // *Экология.* 2005. № 3. С. 193–200.

69. Турковская О.В., Муритова А.Ю. Биодegradация органических поллютантов в корневой зоне растений // *Молекулярные основы взаимоотношений ассоциативных микроорганизмов с растениями.* М. 2005. С. 180-208.

Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению

© 2014. Г. А. Евдокимова, д.б.н., зам. директора,

Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН,

e-mail: galina@inep.ksc.ru

На основе запасов микробной биомассы, органического вещества и азота в почве разработан критерий биогенности почв, характеризующий потенциальное плодородие почвы, её самоочищающую способность и устойчивость к загрязнению. На большей части Кольского полуострова сформировались подзолистые почвы низкой и средней биогенной активности, с запасом гумуса $55 \pm 5,1$ и $95,7 \pm 15,9$ т/га, азота $1,07 \pm 0,20$ и $1,23 \pm 0,19$ т/га, микробной биомассы $0,44 \pm 0,13$ и $1,40 \pm 0,32$ т/га соответственно. На процессы деструкции растительного опада, определяющие содержание гумуса в почве, в большей степени влиял состав растительных остатков, чем загрязнение почвы фтором и тяжёлыми металлами. Рассмотрена концептуальная основа эколого-микробиологического подхода к охране почв от химического загрязнения. Она базируется на деструкционной деятельности почвенной биоты, разлагающей загрязняющие вещества до простых минеральных соединений, на средорегулирующих функциях микроорганизмов за счёт процессов аккумуляции и иммобилизации токсичных элементов и способности к их биогенной миграции. В статье приведены конкретные материалы по всем этим позициям на примере биодеструкции нефтяных углеводородов, аккумуляции и миграции Cu и Ni грибом микелием.

On the basis of stocks of microbial biomass, organic matter and nitrogen in the soil a criterion of soil biogenic capacity was developed. It characterizes potential soil fertility, its self-purification capacity and contamination resistance. The most parts of the podzolic soil of Kola Peninsula are characterized by low and medium biogenic activity, with the stock of humus 55 ± 5.1 and 95.7 ± 15.9 t / ha, nitrogen 1.07 ± 0.20 and 1.23 ± 0.19 t / ha, microbial biomass 0.44 ± 0.13 and 1.40 ± 0.32 t / ha respectively. The processes of decomposition of plant residues are determining the content of humus in soil. These processes are much more influenced by the composition of plant residues than by soil contamination with heavy metals and fluoride. A conceptual basis of an environmental-microbiological approach to protection of soil chemical contamination is analyzed. It is based on the destructive activity of soil biota when pollutants are decomposed to simple mineral compounds, and on the environment-regulating functions of microorganisms during accumulation and immobilization of toxic elements and their ability to biogenic migration. The paper presents the specific materials in all of these positions by the example of biodegradation of petroleum hydrocarbons, accumulation and migration of Cu and Ni by fungal mycelium.

Ключевые слова: микроорганизмы, биогенность почвы, деструкционные процессы, биоиммобилизация, биогенная миграция

Keywords: microorganisms, soil biogenic capacity, destructive processes, bio-immobilization, biogenic migration

Микроорганизмы составляют основной генофонд, противостоящий изменениям биосферы на нашей планете. Высокая численность и темпы роста, разнообразие физиолого-биохимических свойств, полифункциональность, высокие адаптационные способности определяют важнейшую роль микроорганизмов – саморегулирование биосферы Земли. Они заселяют, казалось бы, самые непригодные для жизни ниши биосферы и в результате своей жизнедеятельности изменяют окружающую среду.

Известно, что экосистемы с богатым разнообразием живых организмов имеют более высокую резистентность, хотя причинно-следственные связи между разнообразием и стабильностью экосистем пока не ясны [1]. Очевидно, что в таких экосистемах место

выпавших из природной среды видов могут занять их дублёры, выполняющие сходные функции [2–4].

Микробиота почв высоких широт отличается от микробиоты почв более южных районов рядом специфических черт, обусловленных особенностями среды их обитания. Микроорганизмы северных почв развиваются в условиях холодного климата, в относительно бедных питательными элементами почвах. Растительный опад здесь обогащён значительным количеством труднорастворимых соединений. Вследствие этого среди микробиоты северных почв преобладают мезо- и психротолерантные микроорганизмы с олиготрофным типом питания. Адаптация микробиоты к экстремальным природным условиям выражается также в ограничении

её разнообразия и особенностях метаболизма. В частности, для микробиоты почв высоких широт характерна высокая продуктивность в течение короткого летнего периода. «Карликовость» клеток бактерий и уменьшение диаметра грибного мицелия является ещё одним механизмом адаптации бактерий и грибов к экстремальным природным условиям. Высокая продолжительность солнечного сияния отражается на росте и развитии растений и увеличении количества корневых экссудатов, стимулирующих развитие ризосферной микробиоты. Все эти особенности микробиоты способствуют поддержанию гомеостаза экосистем современной Субарктики, значительные территории которой подвержены техногенной трансформации. Так, на Кольском полуострове под воздействием газовой выбросов медно-никелевых комбинатов «Североникель», «Печенганикель» и Кандалакшского алюминиевого завода, происходят изменения состава и свойств почв, включая и их биологическую составляющую.

Критерий биогенности почв. Критерий биогенности почв (БП) характеризует потенциальное плодородие почвы, её устойчивость к загрязнению и самоочищающую способность [5]. Помимо величины активной микробной биомассы он включает ещё два «кита» почвенного плодородия: содержание органического вещества и азота в почве. Критерий рассчитывается по количеству микробной биомассы

(Бмикр.), приходящейся на единицу органического вещества почвы (Сорг.) с учётом обогащённости его азотом (Норг.):

$$БП = (Бмикр./Сорг.) \cdot (Норг./Сорг.) \cdot 10^4,$$
 где БП – безразмерная величина, остальные показатели выражены в т/га.

Были определены размеры микробной биомассы (бактерий и грибов) в почвах различных природных зон северо-восточной Фенноскандии методом флуоресцентной микроскопии на поликарбонатных мембранных фильтрах. Самая высокая суммарная биомасса бактерий и микроскопических грибов по всему почвенному профилю выявлена под еловыми лесами – до 2,5 т/га. Наиболее заселён микроорганизмами органогенный горизонт. Грибной компонент в этом горизонте доминирует над бактериальным, что особенно ярко проявляется в тундре и под ельниками. В минеральных горизонтах биомасса бактерий, как правило, превосходит грибную. Длина грибного мицелия достигает в органогенных горизонтах сотен метров в 1 г почвы. Суммарная биомасса микроорганизмов под сосняками около 1,5 т/га, причём значительный вклад в неё обеспечивает бактериальная, а не грибная биомасса.

Микробная биомасса в течение вегетационного сезона многократно оборачивается. Число генераций бактерий в северотаёжных подзолах может достигать 4-5 за один месяц вегетационного периода. Месячная продукция бактерий в тёплый период времени составляет

Таблица 1

Типы почв и параметры их биогенности

Биогенность	Тип почв	Запасы органического вещества, т/га	Запасы азота, т/га	Микробная биомасса, т/га	Показатель биогенности
Низкая < 2	Тундровые примитивные оторфованные	48	1,4	0,30	1,8
	Тундровые иллювиально-гумусовые оподзоленные и подбуры	65	1,1	0,70	1,8
	Подзолы иллювиально-малогумусовые (железистые)	52	0,7	0,32	0,8
Средняя 2-8	Подзолы иллювиально-гумусовые (лесотундровые)	79	1,6	1,59	4,1
	Подзолы иллювиально-гумусовые (гумусово-железистые)	60	1,0	0,77	2,1
	Подзолы иллювиально-многогумусовые	74	1,1	1,83	3,7
	Торфяно-подзолистые иллювиально-гумусовые	155	2,7	2,43	2,7
	Торфяно-болотные верховые	134	5,0	2,79	7,8
	Горные иллювиально-малогумусовые	72	1,4	1,07	2,9
Высокая >8	Торфяно-болотные переходные	162	12,6	5,06	24,3

в органогенных горизонтах лесных подзолов 1% от массы органического вещества почвы; месячная продукция грибов – 3% в ельниках и 1% в сосняках.

На основе разработанного критерия составлена карта биогенности почв Кольского полуострова (масштаб 1:200 000). Почвы Мурманской области по их потенциальному плодородию и устойчивости к загрязнению разделены согласно предложенному критерию на три группы (табл. 1). На большей части Кольского полуострова сформировались почвы с низкой и средней биогенной активностью, с запасом органического вещества в среднем $55 \pm 5,1$ и $95,7 \pm 15,9$ т/га соответственно.

Важнейшим почвенно-микробиологическим процессом, определяющим наличие и содержание гумуса в почве, является деградация растительного опада.

Разложение растительных остатков и их гумификация. Разложение растительных остатков всегда сопряжено с процессом образования гумусовых веществ, который начинается сразу после попадания их в почву и протекает параллельно разложению опада.

Преобразование растительных остатков имеет свою специфику в каждой географической зоне и определяется в первую очередь гидротермическим режимом почвы. В северотаёжных условиях Кольского полуострова разложение растительных остатков замедлено по сравнению с биоценозами средней полосы, и это экологически оправдано. Вялое течение микробиологических процессов в течение года, за исключением короткого летнего периода, сочетается с низкой продуктивностью фитоценозов. Бурное течение деструкционных процессов привело бы, по мнению Т.В. Аристовской [6], к быстрому истощению почв. С другой стороны, как показано почвоведом, работавшими на Кольском полуострове, в почвах происходит накопление большого количества негумифицированного органического вещества в виде подстилки [7–9]. Следовательно, некоторое возрастание активности микробиологических процессов, обеспечивающих минерализацию органиче-

ского вещества, повысило бы эффективное плодородие этих почв, не затронув тем самым их потенциальное плодородие.

С целью выяснения воздействия загрязнения на деструкционные процессы растительных остатков изучено разложение листьев березы и хвои сосны в зоне воздействия алюминиевого предприятия (Кандалакшский алюминиевый завод). Стационарные площадки были заложены в 2 и 50 км от источника выбросов, последний участок являлся фоновым.

При загрязнении почв промышленными выбросами алюминиевого завода скорость разложения растительных остатков не отличается от скорости этого процесса в фоновых почвах, по крайней мере, в течение первых трёх лет их трансформации. В первый же год пребывания образцов растительных остатков в почве произошла потеря примерно половины их массы. Через 3 года потеря массы растительных остатков достигла в разных образцах 66–80% от первоначальной массы (табл. 2).

В целом направленность и интенсивность разложения растительных остатков в сильно загрязнённых и фоновых условиях были примерно одинаковыми. Различия в темпах разложения и составе разлагающихся остатков были или незначительными или отсутствовали совсем. Не выявлены они также в динамике содержания углерода и азота в образцах, разлагавшихся в фоновых условиях и в непосредственной близости от источника загрязнения [10]. Те же закономерности выявлены при разложении наземной массы тимфеетки, заложённой в почвы, загрязнённые тяжёлыми металлами и соединениями серы (воздействие комбината «Североникель») [3]. Эти процессы не зависят от наличия или отсутствия загрязнения. В большей степени на них влияет состав растительных остатков, чем загрязнение почвы.

Причина этого в том, что помещённый в почву образец растительных остатков представляет собой богатый и доступный почвенным микроорганизмам субстрат. Более того, внесённый в почву растительный материал содержит собственное микробное сообщество,

Таблица 2

Потеря массы образцов растительных остатков в процессе разложения (беззольное вещество, % от исходной массы)

Длительность экспозиции, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
1	49,5±0,5	45,0±1,6	54,2±0,7	53,0±1,1
2	52,0±1,3	48,1±1,2	60,3±0,4	62,9±1,8
3	76,5±0,4	66,0±0,3	80,6±0,3	78,5±1,1

адаптированное к данному субстрату. Благодаря этому разложение растительных остатков протекает с достаточно большой интенсивностью в разных почвенно-экологических условиях.

Изменение химического состава растительных остатков в процессе их трансформации вызвало определённую сукцессию развития микроорганизмов в градиенте времени. Невозможно определить, какая группа почвенной биоты играет роль первой скрипки в этом процессе. Каждая выполняет свою, определённую функцию. Роль беспозвоночных животных состоит прежде всего в измельчении растительного материала, который становится более доступным для микроорганизмов. Кроме того, ферментные системы животных и обитающих в их кишечнике микроорганизмов также принимают участие в этом процессе, разлагая определённые компоненты опада. Участие тех или иных микроорганизмов в разложении растительных остатков определяется их физиологическими свойствами (способность к кислото- или щелочеобразованию) и особенностями ферментных систем. Грибы, обладающие мощным ферментативным аппаратом, являются основными деструкторами растительных остатков. Им и актиномицетам в большей степени, чем другим бактериям свойственна способность разрушать наиболее устойчивые полимерные соединения. Поэтому они играют доминирующую роль в разложении опада хвойных лесов.

Численность бактерий и грибов всех трофических групп в растительных остатках возросла в результате активизации жизнедеятельности микроорганизмов элементами питания, освобождающимися при минерали-

зации опада (табл. 3, 4). Пик размножения микроорганизмов приходился на первый год экспозиции растительных остатков в почве, в течение которого произошла потеря почти половины массы остатков. Микроорганизмы интенсивно использовали легкодоступные органические соединения. В этот период биомасса бактерий возросла в 2-4 раза, грибов – в 8-13 раз. В грибном сообществе по мере трансформации растительных остатков возрастает доля тёмнопигментированного мицелия с меланиновым пигментом, являющимся материалом для синтеза гумуса. В дальнейшем биомасса прокариот оставалась на прежнем уровне или медленно снижалась по мере исчерпания легкодоступных органических соединений. В прокариотной части микробного сообщества увеличилась доля грамположительных бактерий (рис.).

Различий по общей биомассе бактерий между загрязнённым и чистым участком в хвое сосны не было выявлено, а в листьях берёзы биомасса бактерий в фоновом участке превосходила бактериальную массу в загрязнённом участке.

Важнейшим созидательным процессом в природе является процесс синтеза гумуса – соединения, символизирующего плодородие почвы и являющегося основным показателем почвообразовательного процесса. О размерах накопления гумусовых кислот в процессе разложения растительных остатков делали вывод по результатам анализов образцов, извлечённых из почвы через 3 года после их заложения [10]. Гумификация растительных остатков в почвах протекала по фульватно-гуматному типу, в результате чего в составе новообразованных гумусовых веществ гу-

Таблица 3

Динамика общей численности бактерий (млрд. КОЕ/г) в процессе разложения растительных остатков

Длительность разложения, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
0	3,42±0,38	3,42±0,38	6,13±0,25	6,13±0,25
1	11,62±0,57	18,71±0,06	11,15±0,39	12,88±0,43
2	7,73±0,27	13,45±1,44	10,54±0,30	10,54±0,19
3	9,86±0,62	12,56±1,92	10,54±0,30	10,30±0,82

Таблица 4

Динамика длины грибного мицелия (м/г) в процессе разложения растительных остатков

Длительность разложения, годы	Листья		Хвоя	
	2 км	50 км	2 км	50 км
0	309±18	309±18	207±23	207±23
1	2855±63	3918±31	1693±112	2377±70
2	3691±91	2739±164	4712±323	4802±57
3	3712±54	2496±65	4829±245	3953±32

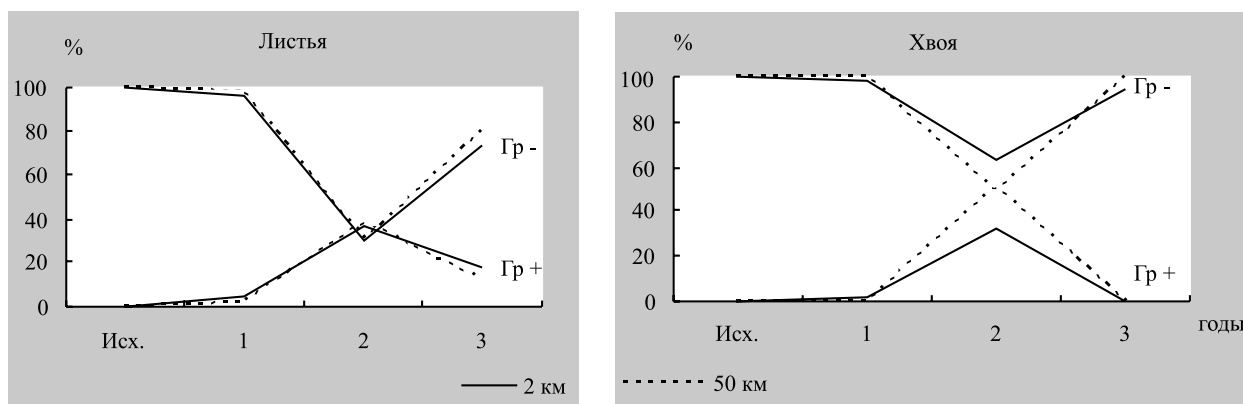


Рис. Динамика численности грамотрицательных и грамположительных бактерий в процессе разложения растительных остатков.

миновые кислоты заметно преобладали над фульвокислотами. Различия, обусловленные условиями разложения растительных остатков (на загрязнённой и фоновой площадках), были недостоверными. Разница выявлена только в содержании липидов. В условиях загрязнения содержание липидов было ниже, чем в фоновых условиях.

Восстановительные функции микроорганизмов при загрязнении почв заключаются, как это ни парадоксально, в основном в их деструкционной деятельности – разложении токсичных соединений. В первую очередь они играют незаменимую роль при деградации таких ксенобиотиков, как пестициды [11].

Деструкция нефти и нефтепродуктов.

Было бы ошибочным относить нефть к ксенобиотиком, т.е. чуждым природе соединением. Она формировалась в недрах нашей планеты и имеет биогенное происхождение. Поэтому в природе много организмов, способных трансформировать нефтяные углеводороды. Основными деструкторами нефти и нефтепродуктов (НП) являются аэробные хемогетеротрофные микроорганизмы. Активные биодеструкторы углеводородов нефти встречаются среди следующих родов почвенных бактерий: *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Coryne-*

bacterium, *Micrococcus*, *Nocardia* и микроскопических грибов: рр. *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma*, *Cladosporium*, *Aureobasidium*. Все они достаточно широко встречаются в почвах высоких широт Арктики.

Внесение в почву НП (1-10%) стимулировало размножение бактерий. Грибы, как эукариотные организмы, более чувствительны к загрязнению среды обитания нефтяными углеводородами. Однако и среди них есть устойчивые виды, способные к трансформации нефти, например, *Cladosporium resinae*. Стимуляция нефтепродуктами размножения органотрофных почвенных бактерий и грибов является позитивным фактором при биоремедиации почв, загрязнённых ими.

Нашими исследованиями показано, что очищение окультуренной подзолистой почвы (агрозём) от легких углеводов происходит в течение одного вегетационного периода (табл. 5). За три месяца вегетационного периода газовый конденсат был полностью удалён из почвы, дизельное топливо – практически полностью (более 90%). Темп убыли НП из лесной почвы значительно медленнее, чем из окультуренной, в основном вследствие замедленности процессов испарения и фотохимических реакций под пологом леса по сравнению с

Таблица 5
Убыль нефтепродуктов (%) из окультуренной подзолистой почвы (слой 0-10 см) за вегетационный период (3 месяца) в условиях Кольского Севера

Вариант	Дизельное топливо	Мазут	Масло
Без мелиорантов	77 – 89	47 – 49	40
Удобрения, N ₁₀₀ P ₈₀ K ₈₀	89 – 94	52	58
Бактериальный препарат ИППЭС	89 – 94	57	48
Бактериальный препарат «Микрозим»	79 – 89	38 – 54	-
Сорбент гидрофобный на основе вермикулита	60 – 85	38	22

Примечание: – не определяли.

открытыми пространствами. В течение первых 5 суток после внесения газового конденсата его количество в окультуренной почве снизилось на 70%, а в лесной – на 8-10%.

Тяжёлые углеводороды закрепляются в верхних почвенных горизонтах, негативно воздействуя на их водно-физические свойства. За 3 месяца вегетационного периода смесь нефтепродуктов, содержащих мазут, была вынесена из агрозёма на 70-85%. Остаточные количества НП прослеживались и через 15 мес. Эффективным приёмом для очищения почвы от НП является внесение минеральных удобрений (NPK) для активизации жизнедеятельности аборигенных микроорганизмов, в том числе нефтеокисляющих.

Биоиммобилизация. Биодеструкционные процессы с целью очищения почв от тяжёлых металлов (ТМ) не эффективны. Попав в биосферу из промышленных источников, эти элементы начинают свою «бесконечную круговерть» между атмосферой, гидросферой и педосферой. Функции бактерий, грибов и водорослей в этом случае заключаются в снижении металлотоксикоза почв путём иммобилизации ТМ. Осуществляется она тремя путями: экзоиммобилизация – образование хелатов между металлами и продуктами жизнедеятельности микробов, такими, как органические кислоты, меланиновые пигменты, внеклеточные белки, полисахариды [12], эндоиммобилизация – биоаккумуляция внутри клеток и биосорбция клеточной поверхностью [12–14]. Как мёртвая, так и живая биомасса способна к биосорбции – неспецифическому физико-химическому взаимодействию между металлами и биомассой. Потенциальными агентами биосорбции в клеточных стенках микроорганизмов могут быть пептиды, хитин, жирные кислоты, полисахариды (маннан, глюкан), карбогидраты, фенольные остатки. Иммобилизацию ТМ вторичными метаболитами осуществляют также водоросли [14]. Из водорослей наиболее устойчивы к ТМ и соединениям фтора одноклеточные зелёные, особенно представители рода *Chlamydomonas* [15]. Они способны к обильному образованию слизи полисахаридной природы, сорбирующей токсичные элементы. Однако только живые клетки микроорганизмов способны к метаболическому усвоению металлов и их внутриклеточной детоксикации. Они могут локализоваться в вакуолях, где связываются с полифосфатами, превращаясь в нетоксичные комплексы. Путём метаболических реакций может быть аккумулировано больше металлов,

чем биосорбцией клеточными стенками, хотя последний процесс – более быстрый.

Некоторые виды ацидо- и металлотолерантных грибов мы проверили на способность к сорбции ТМ. Штаммы, выделенные из почв с высоким содержанием меди и никеля и адаптированные к изменившимся геохимическим условиям, способны к более высокой биоаккумуляции металлов, чем штаммы, выделенные из чистых почв. Биоаккумуляция меди была максимальной – более 1% Cu^{2+} от сухой биомассы, из всех исследованных штаммов у *Mucor griseo-cyanus*, *Penicillium corylophilum* и у дрожжей *Rhodotorula glutinis* и *Candida utilis*, выделенных из зоны максимального загрязнения. Эти грибы отличаются широким диапазоном толерантности к меди, т.е. характеризуются значительной разницей между нижней и верхней пороговыми концентрациями. Прослеживается связь между поглощением ТМ грибами и их видовой принадлежностью, геохимическими условиями обитания и типом взаимодействия с ионами других металлов [13]. Установлена также зависимость между величиной рН и поглощением меди и никеля из раствора. При подкислении среды возрастает подвижность соединений металлов и биологическая доступность их ионов.

Выявлен тест для определения содержания фтора в почве, основанный на изменении интенсивности пигментации спор гриба *Aspergillus niger var. niger*. На среде без фтора споры чёрные, при возрастании содержания фтора цвет спор постепенно переходит от чёрного к белому. При концентрации фтора 500 мг/л происходит полное ингибирование процесса спорообразования.

Зная размеры грибной биомассы в почве и количество того или иного элемента, приходящегося на единицу биомассы, мы путём соответствующих расчётов получили представление о масштабах закрепления меди и никеля грибной биомассой в почве. Грибной биомассой, приходящейся на 1 га почвы, может быть закреплено в среднем 0,5 кг никеля и 1,0 кг меди. Таким образом, перевод токсичных элементов в химически неактивное состояние можно рассматривать как защитный механизм, снижающий фитотоксичность почв и препятствующий развитию металлотоксикоза почвы. Микроорганизмы, активно сорбирующие ТМ из среды, могут быть использованы для её оздоровления. Иммобилизация токсичных элементов грибами является защитной реакцией на ценотическом уровне организации живого. Грибы снижают

токсичность металлов для других организмов ценоза.

Биогенная миграция. Путём биосорбции почвенные грибы не только снижают токсичность загрязнённых металлами почв, но осуществляют их биогенную миграцию по ходу растущего и распространяющегося в почве мицелия. Сорбированные мицелием элементы мигрируют в почве по мере его роста и продвижения среди почвенных частиц. Радиальная скорость роста мицелия грибов различных видов изменяется в наших условиях от 0,10 до 0,45 мм в час, что составляет 2,4 и 10,8 мм в сутки соответственно [16]. Это потенциальная скорость роста, наблюдаемая только в оптимальных для развития организма условиях. В какие-то периоды времени подобные условия наблюдаются в почве и примерно с такой скоростью «мигрируют» в ней элементы, иммобилизованные грибным мицелием, которые могут распространяться далее по пищевой цепи. Некоторые почвенные животные (клещи, коллемболы) питаются грибной биомассой [17], тем самым способствуя дальнейшему распространению в почве сорбированных элементов.

Как известно, многие виды грибов активно синтезируют органические кислоты. При наличии доступных питательных веществ эти кислоты могут вырабатываться в достаточных количествах, чтобы привести к подкислению среды обитания и повысить подвижность соединений металлов. Так, гриб *Aspergillus niger* при развитии в жидком сусле с pH 4,5 подкислил его через 7 сут. до pH 2,0 [13]. Таким образом, воздействие почвенной биоты на миграцию ТМ в почве осуществляется во многих аспектах. Биогенная миграция элементов в почве вполне реальна и значима.

Естественный процесс самовосстановления почв после загрязнения ТМ длителен и возможен только до определённого содержания металлов в почве. Для подзолистых почв критический уровень по меди равен 200 мг/кг, по никелю – 400 мг/кг почвы [3]. До этого уровня почва ещё способна к естественному самоочищению, и микроорганизмы в такой среде осуществляют нормальную средорегулирующую деятельность. Данные многолетнего опыта по перемещению загрязнённой почвы в «чистые» условия позволили рассчитать скорость выноса ТМ из загрязнённой почвы. Выщелачивание меди и никеля из почвы наиболее интенсивно происходило в течение первого года её пребывания в «чистых» условиях. За 8 лет количество меди в почве уменьшилось

в 3 раза, никеля – в 6 раз. На основании данных этого эксперимента был рассчитан период удаления меди и никеля из почвы до уровня их ПДК. Снижение содержания меди и никеля до значений ПДК произойдет за 100 – 110 лет при прекращении выпадений загрязняющих веществ из воздуха [18]. Наши расчёты хорошо согласуются с данными японских авторов [19].

Заключение

Таким образом, эколого-микробиологическая концепция охраны почв от химического загрязнения базируется на оценке жизнедеятельности микробного компонента со следующих позиций: деструкционной деятельности почвенной биоты, разлагающей загрязняющие вещества до простых минеральных соединений; средорегулирующей функции микроорганизмов в процессах миграции и трансформации загрязняющих веществ; аккумулялирующей роли микробного компонента, снижающей токсичность загрязнённых почв путём экзо- и эндоиммобилизации токсичных элементов. Деструкционная и созидательная деятельность почвенных микроорганизмов является сочетанными процессами, обеспечивающими устойчивость почв к антропогенным воздействиям. Разложение растительных остатков и образование гумуса, деструкция токсичных соединений и синтез биологически активных веществ (органические кислоты и полисахариды, ферменты и меланиновые пигменты), способных к хелатированию и детоксикации загрязняющих элементов, протекают в почвах одновременно и повсеместно.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, гранты 00-04-48500-а, 09-05-00467-а, 12-04-00547-а и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития».

Литература

1. Lockwood J.L., Pimm S.L. Species:would any of them be missed? // Curr. Biol. 1994. V. 4. № 5. P. 455–457.
2. Евдокимова Г.А. Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжёлыми металлами // Почвоведение. 1982. № 6. С. 125–132.
3. Евдокимова Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. 272 с.
4. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.Изд-во МГУ, 1987. 256 с.

5. Экологический атлас Мурманской области /Под ред. И.А. Вишнякова, Г.В. Калабина и др. М. 1999. 48 с.
6. Аристовская Т.В. Микробиологические аспекты плодородия почв // Почвоведение. 1988. № 9. С. 53–63.
7. Манаков К.Н., Никонов В.В. Биологический круговорот минеральных элементов и почвообразование в ельниках Крайнего Севера. Л.: Наука, 1981. 195 с.
8. Переверзев В.Н. Биохимия гумуса и азота почв Кольского полуострова. Л.: Наука, 1987. 303 с.
9. Ушакова Г.И. Влияние экологических условий на скорость и характер разложения лесной подстилки (Кольский полуостров) // Почвоведение. 2000. № 8. С. 1009–1015.
10. Евдокимова Г.А., Зенкова И.В., Переверзев В.Н. Биодинамика процессов трансформации органического вещества в почвах Северной Фенноскандии. Апатиты. Изд-во КНЦ РАН, 2002. 154 с.
11. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В., Березин Г.И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–18.
12. Gadd G. M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms // Experimental. 1990. V. 46. № 8. P. 83–840.
13. Евдокимова Г. А., Мозгова Н. П. Аккумуляция меди и никеля почвенными грибами // Микробиология. 1991. Т. 60. Вып. 5. С. 801–807.
14. Volesky B. Advances in biosorption of metals: Selection of biomass types // FEMS Microbial Rev. 1994. № 14. P. 229–235.
15. Евдокимова Г. А., Штина Э. А., Мозгова Н.П. Загрязнение почв фтором и оценка состояния микробного компонента в зоне воздействия алюминиевого завода // Почвоведение. 1997. № 7. С. 898–905.
16. Святковская М.В., Мозгова Н.П., Евдокимова Г.А. Изменение радиальной скорости роста колоний почвенных грибов в зависимости от химического загрязнения и сезона года // Комплексность использования минерально-сырьевых ресурсов – основа повышения экологической безопасности региона: Матер. II Школы молодых учёных и специалистов, (Апатиты, 24-26 ноября 2004 г.). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 155.
17. Bengtsson G., Rundgren S. Respiration and growth of a fungus *Mortierella isabellina* in response to grazing by *Onychiurus armatus* (Collembola) // Soil Biol. Biochem. 1983. V. 15. № 4. P. 469–473.
18. Evdokimova G.A., Mozgova N.P. Restoration of properties of cultivated soils polluted by copper and nickel // Journal of Environmental Monitoring. 2003. V. 5. № 4. P. 667–670.
19. Iimura K., Ito H., Chino M., Morishita T., Hirata H. Behavior of contaminant heavy metals in soil-plants system // Proc. Inst. Sem. SEFMIA. Tokio. 1977. 357 p.

Метод изучения структуры ареала гуменника в Ненецком автономном округе с использованием геоинформационных систем

© 2014. В. В. Ануфриев, к.б.н., в.н.с.,
Институт экологических проблем Севера УрО РАН,
e-mail: vvanufriev@yandex.ru

Апробирован метод изучения оптимума ареала воспроизводства гуменника *Anser fabalis* в Ненецком автономном округе с использованием геоинформационных систем. Для этой цели обработаны данные маршрутных учётов этого вида в Большеземельской тундре за 2007–2013 гг., выполненные автором в гнездовой и выводковый периоды жизнедеятельности этой птицы. Все данные учётов были отнесены к конкретным участкам, которые были откалиброваны в системе координат WGS 84. GPS-координаты участков с высокими показателями обилия гнездящихся птиц (не менее 10,3 особи на 1 км²) были загружены на карту растительности Ненецкого автономного округа, размещённую в геоинформационной системе OziExplorer. Проведён анализ размещения участков высокого гнездового обилия гуменника по типам растительности. Установлено, что участки с высоким обилием гнездящихся гуменников располагаются в 3-х типах растительности: приморские, полигональные и плоскобугристые болота. Модель оптимума ареала воспроизводства гуменника разработана методом экстраполяции типов растительности, отличающихся высокими показателями размножения этой птицы, на всю территорию Ненецкого автономного округа. Анализ пространственного размещения участков с высоким обилием размножающихся гуменников показал, что они располагаются в основном в центральной части Ненецкого автономного округа – в северо-западной части Малоземельской тундры и на всей территории Большеземельской тундры. Эти выводы находят своё отражение в результатах других исследований, которыми установлено, что в восточных частях Ненецкого автономного округа доля гуменника (%), участвующего в размножении, в общем населении этого вида значительно ниже, чем в западных и центральных частях округа.

The method of study of bean goose *Anser fabalis* breeding area optimum in Nenets Autonomous Area using GIS-analysis is tested. For this purpose all of the data on routes counting by the author in the nestling and precocial period of the bird's life of this species in Bolshezemel'skaya tundra in 2007-2013 were processed. All of the data of routes counting were referred to concrete plots, which were calibrated in the WGS 84 coordinate system. GPS-coordinates of the plots with high exponents of the abundance of nesting birds (not less than 10,3 birds per 1 km²) were loaded in the map of the vegetation of the Nenets Autonomous Area in GIS OziExplorer. The distribution of the plots with high exponents of the number of nesting birds were analysed according to the vegetation types. It was stated that plots with high exponents of the the number of nesting *Anser fabalis* are situated in the areas with 3-types of vegetation: coastal (seaside), polygonal and bumpy-plain mires. The model of the optimum of breeding areas of been goose were elaborated for all of the territory of Nenets Autonomous Area using the method of extrapolation of vegetation types correlated with high index of the birds (*Anserfabalis*) breeding. The analysis of spatial distribution of the plots with high index of breeding of been goose shows that the plots are situated mainly in the central part of the Nenets Autonomous Area: in the north-west part of Malozemel'skaya tundra and on the whole of the territory of Bolshezemel'skaya tundra. This conclusions are reflected in the results of other researches, who stated the fact, that the percent of breeding been goose (as compared with the whole population of this species) in the eastern parts of Nenets Autonomous Area is noticeably lower than in the western and central parts of it.

Ключевые слова: наземные животные, структура ареала, тундровая зона

Keywords: terrestrial animals, habitat structure, the tundra zone

Введение

Ареал популяций наземных животных тундровой зоны имеет сложную пространственно-временную структуру. Анализ данных многолетних исследований животного мира с применением ГИС-технологий позволяет выявлять ключевые местообитания и оптимумы ареалов воспроизводства животных, что необходимо для

выбора оптимальных путей их сохранения в условиях промышленного и хозяйственного освоения тундровой зоны. Предложен метод изучения структуры ареалов наземных животных тундровой зоны с использованием геоинформационных систем. В качестве демонстративного представления метода проведено исследование оптимума ареала воспроизводства гуменника *Anser fabalis* в Ненецком автономном округе.

Материал и методы

Для исследования оптимума ареала воспроизводства гуменника в Ненецком автономном округе обработаны данные маршрутных учётов этого вида, выполненные автором в Большеземельской тундре, за 2007–2013 гг. Все данные учётов были отнесены к конкретным участкам, которые были откалиброваны в системе координат WGS 84. Протяжённость маршрутных учётов гуменника на каждом из участков составляла не менее 40 км. На пеших маршрутах использован метод учёта птиц без фиксированной ширины полосы учёта с последующим раздельным пересчётом по среднегрупповым дальностям обнаружения [1]. Плотность населения птиц (особей на 1 км²) на участках исследований рассчитана как средняя по всем типам местообитаний с учётом протяжённости маршрутов в каждом типе. Птенцы текущего года рождения в результате учёта не принимались. Для участков, где исследования проводились больше одного года, приведена среднемноголетняя плотность населения гуменника.

Для исследования оптимума ареала воспроизводства гуменника отобраны только те данные учётов гуменника, которые были получены в гнездовой и выводковый периоды жизнедеятельности этой птицы, т. е. в сроки с 15 июня по 10 июля и с 1 по 20 августа. В остальное время птица ведёт скрытный образ жизни (2 и 3 декады июля, примерно в течение 2-х недель после появления птенцов) или совершает перелёты к местам предмиграционных концентраций (с 3-й декады августа, после поднятия молодняка птиц на «крыло»). Из отобранных данных учётов были оставлены только те, которые отличались высокими показателями обилия гнездящихся птиц. GPS-координаты участков с высокими показателями обилия гнездящихся птиц загружены на карту растительности Ненецкого автономного округа [2], размещённую в геоинформационной системе OziExplorer.

Проведён анализ размещения участков высокого гнездового обилия гуменника по типам растительности, по результатам которого построена модель оптимума ареала воспроизводства гуменника в Ненецком автономном округе.

Таблица 1

Список всех участков, на которых проводился учёт обилия гнездящихся гуменников

№ п/п	GPS-координаты центра участка, градусы		Плотность населения, особей на 1 км ²
	N	E	
1	68,724	59,455	22,7
2	68,757	59,515	12,6
3	68,870	59,039	12,0
4	68,850	58,955	18,5
5	68,953	58,973	41,5
6	68,973	58,876	3,4
7	68,811	58,067	1,5
8	68,737	58,308	0,7
9	67,478	60,013	2,4
10	67,761	59,835	6,1
11	68,001	57,282	9,2
12	68,311	57,040	15,1
13	68,519	56,589	6,0
14	67,464	62,044	11,9
15	67,937	57,726	6,4
16	67,860	58,843	1,6
17	67,958	58,901	4,4
18	67,959	58,903	7,7
19	67,349	60,032	8,4
20	68,704	60,571	8,5
21	68,494	61,008	48,8
22	68,085	64,352	9,6
23	67,941	64,507	0,0
24	67,159	59,998	7,0
25	67,177	60,800	0,4
26	67,050	61,124	1,2
	Средняя		10,3

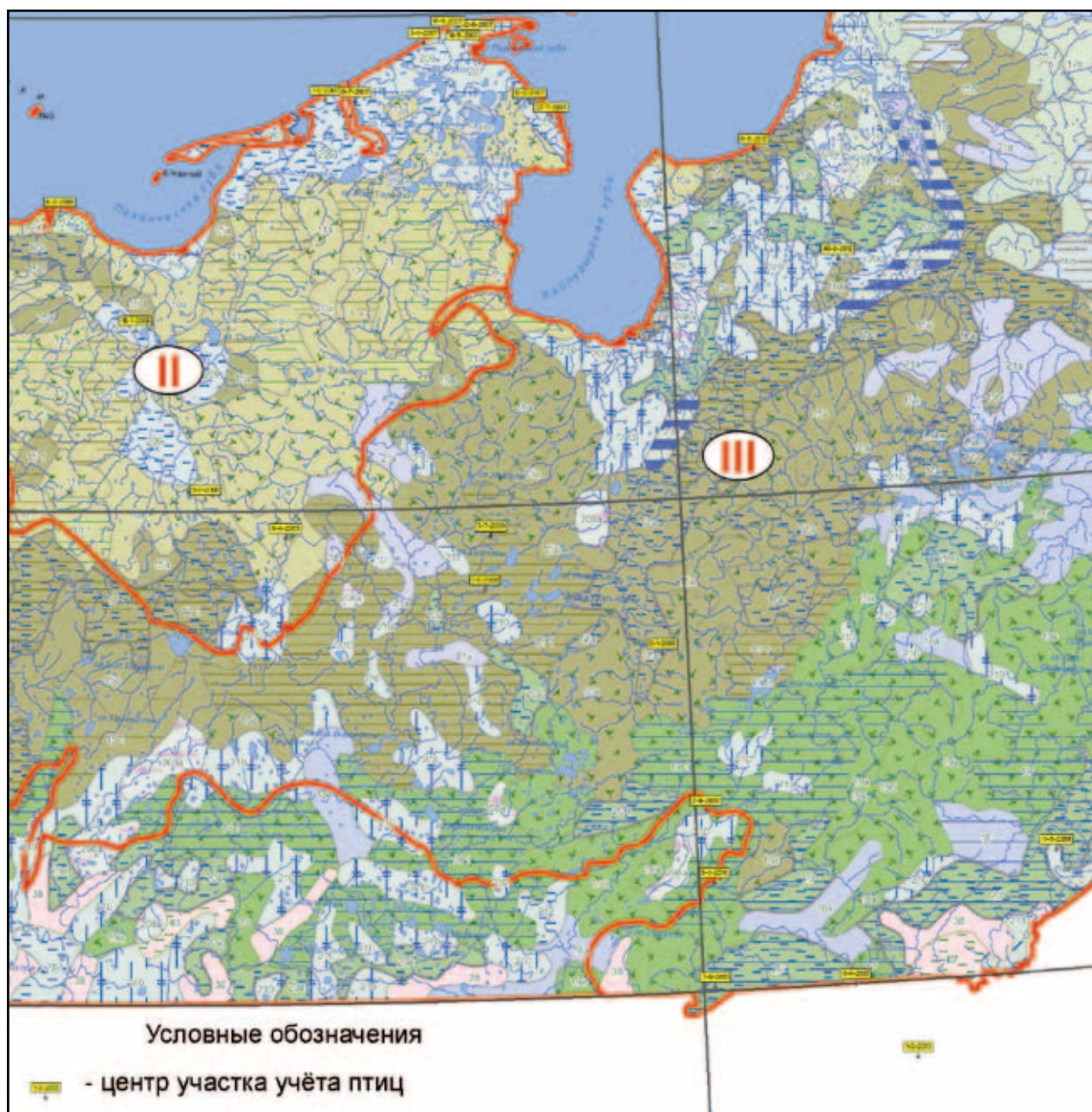


Рис. 1. Все участки, на которых проводился учёт гнездящихся гуменников

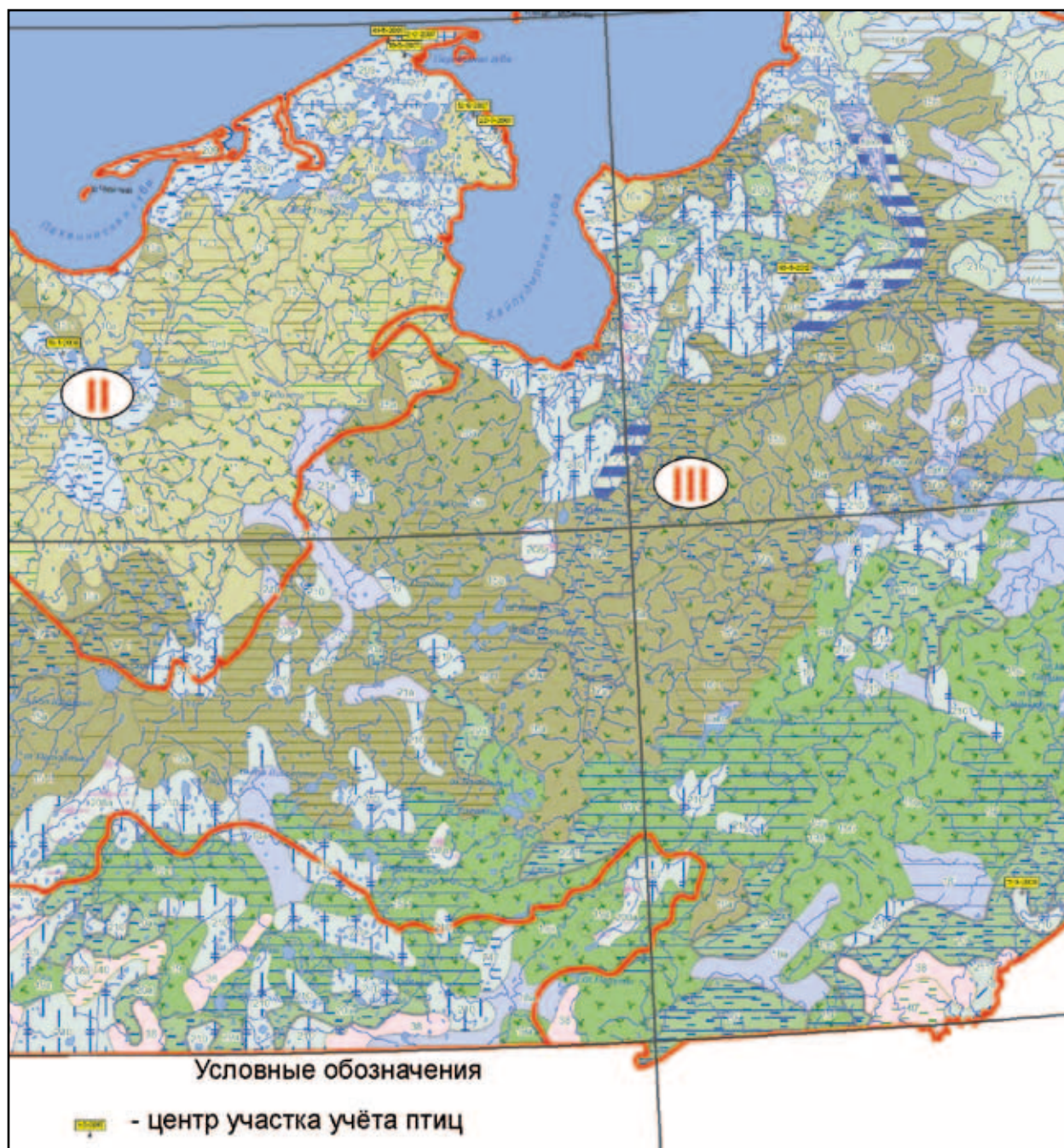


Рис. 2. Участки с высоким обилием гнездящихся гуменников

Результаты и их обсуждение

В регионе восточно-европейских тундр распространён тундровый гуменник *Anser fabalis rossicus* – гнездящийся перелётный вид [3]. Для устройства гнёзд гуменники используют 22 биотопа, что даёт основание отнести этот вид к эврибионтным [4]. По данным Ю.Н. Минеева и О.Ю. Минеева [5], в Большеземельской тундре из большого разнообразия гнездовых биотопов гуменники предпочитают кочкарниково-мохово-ерниковые влажные и кочкарниково-моховые ивняковые тундры, участки кочкарниково-моховых плакоров, береговые склоны рек и ручьёв.

В разных географических частях Большеземельской тундры в 2007–2013 гг. было обследовано 26 участков, из которых на 25 отмечено гнездование гуменника (табл. 1). Гнёзда этой птицы располагались в различных типах растительности (рис. 1).

Для исследования качества гнездовых биотопов были отобраны участки, характеризующиеся высокими показателями обилия гнездящихся гуменников, т. е. с плотностью их населения не менее 10,3 особи на 1 км² (табл. 2, рис. 2).

Таким образом, было установлено, что участки с высоким обилием гнездящихся гуменников располагаются в 3-х типах растительности – это приморские, полигональные и плоскобугристые болота (табл. 3).

Полигональные болота. Травяно-кустарничково-мохово-лишайниковые на валиках, пушицево-осоково-сфагновые,

пушицево-осоково-гипновые и травяные в трещинах и мочажинах полигональные болота распространены преимущественно в пределах подзоны типичных тундр, но они встречаются и в северной части полосы мелкоерниковых тундр, где образуют болотные системы, в которых полигональные комплексы постепенно переходят в плоскобугристые. Эти болота занимают едва выраженные депрессии на плоских участках или мезосклонах водоразделов, а также встречаются в плоских озёрных впадинах.

Плоскобугристые болота. Травяно-кустарничково-мохово-лишайниковые на буграх, пушицево-осоково-сфагновые и осоковые в мочажинах плоскобугристые болота сосредоточены в основном в южной тундре. Они располагаются в слабо выраженных депрессиях на плато или склонах водоразделов, а также на надпойменных террасах рек. Плоские бугры покрывают либо почти всю площадь болотного массива, либо небольшую его часть – остальную занимает ложбина стока. Флора плоскобугристых болот бедна, в ней насчитывается немногим более 20 видов сосудистых растений: по сравнению с полигональными болотами количество арктических видов уменьшается, а бореальных среди сосудистых растений остаётся прежним. Плоскобугристо-мочажинные комплексы в рельефе занимают обширные мезодепрессии.

Приморские болота. Травяно-осоковые евтрофно-мезотрофные болота являются наиболее характерными для приморских тундр, располагаясь в пределах обширных выположенных депрессий. В общем покры-

Таблица 3

Характеристика участков с высокими показателями обилия гнездящихся гуменников

Обозначения на карте	Тип растительности
209	Травяно-кустарничково-мохово-лишайниковые в комплексе с пушицево-осоково-сфагновыми и пушицево-осоково-гипновыми (полигональные) болота
210	Ерниковые травяно-кустарничково-мохово-лишайниковые в комплексе с пушицево-осоково-сфагновыми (плоскобугристые) болота
217	Травяно-осоковые евтрофно-мезотрофные (приморские) болота

Таблица 2

Список участков с высоким обилием гнездящихся гуменников

№ п/п	GPS-координаты центра участка, градусы		Плотность населения особей на 1 км ²
	Н	Е	
1	68,724	59,455	22,7
2	68,757	59,515	12,6
3	68,870	59,039	12,0
4	68,850	58,955	18,5
5	68,953	58,973	41,5
6	68,311	57,040	15,1
7	67,464	62,044	11,9
8	68,494	61,008	48,8

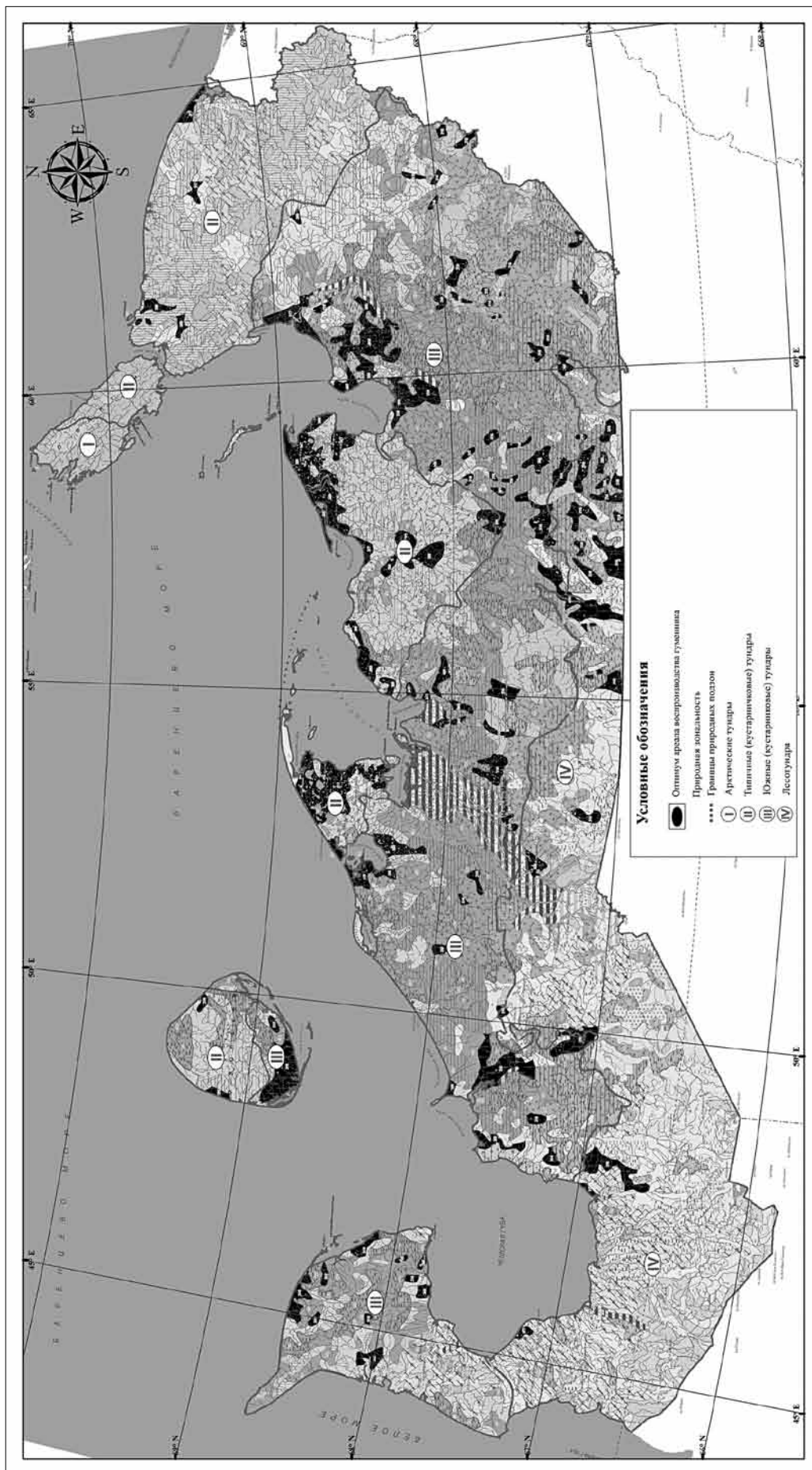


Рис. 3. Оптимальный ареал воспроизводства гужевого оленеводства в Ненецком автономном округе.

тии преобладают сфагновые мхи, единично встречаются торфяные нано- и микробугорки, покрытые кустарничково-лишайниковой растительностью.

Модель оптимума ареала воспроизводства гуменника (рис. 3) разработана методом экстраполяции типов растительности, отличающихся высокими показателями размножения этой птицы на всю территорию Ненецкого автономного округа.

Анализ пространственного размещения участков с высоким обилием размножающихся гуменников, представленных на модели, показывает, что они располагаются в основном в центральной части Ненецкого автономного округа – в северо-западной части Малоземельской тундры и на всей территории Большеземельской тундры. Эти выводы находят своё отражение в результатах других исследований [6], которые показали, что доля гуменника (%), участвующего в размножении, в общем населении этого вида имеет устойчивую тенденцию к снижению ($R = -0,85$) от западных частей восточно-европейских тундр к восточным.

Заключение

Метод изучения структуры ареалов наземных животных тундровой зоны с использованием геоинформационных систем может успешно применяться только на основе данных многолетних натуральных учётов животных.

В качестве растровой основы для загрузки в геоинформационные системы могут служить тематические карты и космическая информация. В случае использования космической информации загружаемые GPS-координаты,

отобранные по определённым критериям, служат координатами ключевых участков (эталонов). Ключевые участки подлежат натурному исследованию для дешифрирования.

Метод изучения структуры ареалов наземных животных тундровой зоны с использованием геоинформационных систем позволяет решать следующие задачи:

1. Разработка кадастра животного мира субъектов РФ.
2. Оценка воздействия хозяйственной деятельности и прогноз изменений животного мира.
3. Мониторинг животного мира и разработка мероприятий по предотвращению негативных изменений в их популяциях.

Литература

1. Равкин Ю.С. К методике учёта птиц в лесных ландшафтах // Природа очагов клещевого энцефалита на Алтае. Новосибирск: Изд-во Наука, 1967. С. 66–75.
2. Атлас Архангельской области. Л.: Главное управление геодезии и картографии при Совете министров СССР, 1976. 72 с.
3. Рябицев В.К. Птицы Урала, Приуралья и Западной Сибири. Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2008. 634 с.
4. Минеев Ю.Н. Гусеобразные птицы восточно-европейских тундр. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2003. 225 с.
5. Минеев Ю.Н., Минеев О.Ю. Птицы Большеземельской тундры и Югорского полуострова. СПб: Наука, 2012. 383 с.
6. Ануфриев В.В. Численность и особенности пространственной структуры размножения гусеобразных птиц в восточно-европейских тундрах // Вестник охотоведения. 2013. Т. 10. №1. С. 37–43.

УДК 631.45(571.63)

Эколого-агрохимическая оценка осадочных отложений озёр морских террас побережья Японского моря

© 2014. Н. М. Костенков, д.б.н., зав. лабораторией,
Биолого-почвенный институт Дальневосточного отделения РАН,
e-mail: kostenkov@ibss.dvo.ru

Работа посвящена изучению агрохимических, физико-химических и экологических характеристик мощных озёрных суглинисто-глинистых отложений, сформировавшихся на низких морских террасах Японского моря. Определение таких показателей, как кислотность, содержание органических и минеральных компонентов, биогенных элементов, физической глины, ила, степени засоленности осадочных пород, позволяет оценить их агрохимическую ценность и соответствие сапропелям. Содержание в озёрных отложениях гумуса, питательных элементов низкое, а степень засоленности натрием высокая. Такой уровень агрохимических показателей не позволяет относить эти суглинисто-глинистые отложения к сапропелям и использовать их как удобрительные смеси для сельскохозяйственного производства.

The purpose of the research is characterization of agrochemical, physico-chemical and ecological properties of thick loamy-clay lake sediments formed on the lower marine terraces of the Sea of Japan. Assessing such indicators as acidity, content of organic and mineral components, nutrients, physical clay, silt, sediment salinity can help assess their agrochemical value and conformity to sapropel. Content of humus and nutrients in lake sediments is low and salinity with sodium is high. This level of agrochemical parameters does not allow to attribute these loamy-clay sediments to sapropel and use them as a fertilizer mixture for agricultural production.

Ключевые слова: сапропели, суглинисто-глинистые отложения, химический состав, агрохимическая оценка озёрных отложений

Keywords: sapropels, loamy and clayey sediments, chemical composition, agrochemical evaluation of lake sediments

Введение

На побережье низких морских террас залива Находка между мысами Крылова и Гранитный Японского моря расположен ряд озёр (Первое, Второе, Песчаное) с мощным слоем суглинисто-илистых отложений от 1 до 5 м, которые по морфологическим признакам можно предварительно отнести к сапропелям: тяжело-суглинистый гранулометрический состав органо-силикатного вида, отложения тёмно-серого или серого цвета. Находятся эти озера и, соответственно, залежи осадочных пород в зоне с развитым сельскохозяйственным производством по долине р. Партизанской. Почвенный покров долины представлен в основном двумя типами почв: аллювиальными и бурозёмами. Содержание органического вещества (гумуса) в них колеблется от 2,0 до 4,0%. Особенно низко содержание гумуса в аллювиальных почвах (менее 3,0%), которые в большинстве используются под пахотные угодья. Эти почвы слабокислые, реже кислые или среднекислые, уровень гидролитической кислотности невысокий (до 6,0 мг-экв), содержание подвижных

форм фосфора очень низкое (<2,5 мг), калия – среднее (8-12 мг/100 г почвы).

Общий уровень плодородия почв, находящихся под пашней (агрозёмы), невысокий, и для получения стабильных урожаев сельскохозяйственных культур нужно вносить минеральные и органические удобрения, особенно под пропашные культуры. Высокие цены на минеральные удобрения сдерживают их широкое применение, а торфяные залежи для приготовления удобрительных смесей в этом районе отсутствуют. Поэтому следует обратить внимание на озёрные залежи илов, которые по морфогенетическому облику соответствуют сапропелям.

Сапропель считается природным ресурсом органического сырья для производства удобрений и представляет собой илистые отложения водоёмов, которые содержат органические вещества не менее 15%, а углерода – до 25%. Особо ценными являются сапропели, которые содержат золы менее 10%, хотя наиболее распространены отложения с зольностью 30–50%. Содержание фосфора в сапропелях колеблется от 0,05 до 7%, азота – от 2 до 6% [1–3].

Всё природное разнообразие сапропелевых удобрений в соответствии с действующей классификацией [4, 5] делится на три типа и шесть классов, из которых только классы органический (вид торфянистый) и кремнистый (вид диатомовый) используются как удобрения, а карбонатный (виды известковый и известковистый) и железистый (вид известково-железистый) пригодны для химической мелиорации, т. е. для снижения кислотности почв. К наиболее перспективным можно отнести сапропели органического класса. К ним относятся органо-глинистые, органо-песчанистые и органо-известковые отложения, которые содержат до 3% азота (на сухое вещество); 4-18% оксида кальция и до 0,4% фосфора. При выборе сапропелевого сырья для удобрений или приготовления удобрительных смесей необходимо определить общий уровень их зольности и содержание в них углерода, карбонатов кальция и биогенных элементов (N, P, K). Агрохимическую эффективность сапропелей определяет общее содержание азота, фосфора, калия, кальция и количество илистой фракции [6–11]. Условной границей химического состава сапропелевых отложений, отделяющих их от суглинисто-илистых толщ осадочных пород, является главным образом наличие в них углерода не менее 15%, а зольность должна быть не более 85%. Основными компонентами сапропелей являются кремний, алюминий, магний, натрий, железо и углекислый кальций. В минеральном составе этих природных отложений первое место занимает кремний (до 80%), затем идёт карбонат кальция (до 50%) и железо (до 10%) [7].

Цель работы – определить агрохимические, физико-химические и гидрофизические свойства озёрных суглинисто-глинистых отложений низких морских террас залива Находка и оценить соответствие полученных аналитических характеристик критериям сапропелевых удобрений.

Объекты и методы исследований

Объектами исследований являются суглинисто-глинистые отложения озёр Первое, Второе и Песчаное, которые расположены на низкой морской прибрежной территории залива Находка Японского моря в нижней части склона хребта Партизанский Сихотэ-Алинских гор. Береговая линия озёр Первое и Второе непосредственно примыкает к заливу Находка, а озеро Песчаное расположено в

межгорной котловине, примыкающей к морскому заливу.

На каждом из трёх озёр образцы рыхлых отложений мощностью 20 см отбирали на глубину до 120 см по шесть образцов с каждого объекта. Аналитические работы выполнены общепринятыми методами: валовой химический состав, углерод (гумус) по Тюрину, фосфор по Кирсанову, калий по Масловой, азот – легкогидролизуемые формы; в водной вытяжке определяли сухой остаток и количество натрия; содержание физической глины (<0,01 мм) и илистой фракции (<0,001 мм) – по Качинскому; уровень кислотности (актуальную и потенциальную) измеряли на рН-метре; потери при прокаливании и зольность устанавливали весовым методом [12, 13]. Содержание валовых форм микроэлементов определяли рентген-спектральным методом в Приморском аналитическом центре локального элементного анализа (ДВГУ ДВО РАН).

Результаты и их обсуждение

По морфологическому облику озёрные отложения имеют серый или тёмно-серый цвет, по величине плотности их можно отнести к уплотнённым образованиям (1,0–1,3 г/см³), имеют хорошую пластичность, высоковолагодёмкие (80–95%), липкие, вязкие, при высыхании становятся очень твёрдыми. Следовательно, по перечисленным органолептическим признакам их можно отнести к сапропелям.

По гранулометрическому составу рыхлые озёрные отложения по шкале Качинского относятся к суглинкам лёгким, тяжёлым или глинам в зависимости от содержания в них фракции физической глины (<0,01 мм). Количество ила (частиц <0,001 мм) в суглинках озёр колеблется в умеренных пределах от 11 до 20%, но меньше всего этой фракции в донных отложениях оз. Песчаное (табл. 1).

Реакция среды (актуальная и потенциальная кислотность) глинистых отложений озёр Первого и Второго сильнощелочная, Песчаного – слабощелочная или нейтральная. Содержание углерода по всей толще глин колеблется в узких пределах. Например, в Первом озере от 3,00 до 3,52%, во Втором – от 2,31 до 2,85%, в Песчаном – от 2,11 до 3,15%. Суммарное содержание органического вещества в донных отложениях (потеря после прокалывания) составляет 4,9–9,5%. Следует отметить, что количество углерода и органических веществ в глинистых отложениях по всей глубине до 120 см невысокое и максимально составляет

Таблица 1

Агрохимическая и гидрофизическая характеристика осадочных пород озёр морских террас

Глубина образцов, см	Питательные элементы, мг/100 г			Гранулометрический состав пород, мм		Гранулометрический состав (по Качинскому) [14]
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	физическая глина, <0,01 мм	ил, <0,001 мм	
Первое озеро						
0-20	0,27	3,74	126,5	38	18	Суглинок тяжёлый
20-40	0,31	3,85	130,1	35	17	Суглинок тяжёлый
40-60	0,25	3,80	127,5	37	18	Суглинок тяжёлый
60-80	0,27	3,72	125,9	33	14	Суглинок тяжёлый
80-100	0,30	3,78	128,1	41	19	Глина легкая
100-120	0,32	3,80	125,8	42	20	Глина легкая
Второе озеро						
0-20	0,27	4,20	149,8	33	14	Суглинок тяжёлый
20-40	0,25	4,15	150,1	32	12	Суглинок тяжёлый
40-60	0,28	4,25	158,2	36	15	Суглинок тяжёлый
60-80	0,22	3,95	139,3	35	14	Суглинок тяжёлый
80-100	0,25	3,85	140,8	34	13	Суглинок тяжёлый
100-120	0,20	4,10	142,7	34	15	Суглинок тяжёлый
Песчаное озеро						
0-20	0,15	2,71	125,8	19	11	Суглинок лёгкий
20-40	0,17	2,83	131,1	20	12	Суглинок лёгкий
40-60	0,14	2,91	120,7	18	9	Суглинок лёгкий
60-80	0,12	2,68	120,8	18	10	Суглинок лёгкий
80-100	0,12	2,65	124,9	17	12	Суглинок лёгкий
100-120	0,13	2,59	120,8	21	13	Суглинок средний

по углероду 3,52%, а в пересчёте на гумус (по Тюрину) достигает 6,16%.

Валовой химический состав исследуемых озёрных отложений свидетельствует о том, что в них преобладает диоксид кремния, содержание которого колеблется от 70 до 80%, а суммарное количество алюмосиликатов (SiO₂ и Al₂O₃) достигает 90%. Наибольшее содержание алюминия можно отметить в суглинистых отложениях озера Песчаное (>10%). Во всех озёрных отложениях доминируют соединения кремния и алюминия, а из других минеральных компонентов можно отметить содержание железа (до 5,1%), кальция (до 1,4%), магния (до 5,1%) и калия (до 1,4%). Количество фосфора в осадках невелико и колеблется в пределах 0,1–1,4% (табл.1).

Содержание валовых форм тяжёлых металлов в осадочных породах по всем оценочным шкалам, в т.ч. и кларковому уровню, невысокое и соответствует их содержанию в осадочных породах региона, не превышая ПДК этих микроэлементов (табл. 2).

Содержание органического вещества в сапротеле должно составлять не менее 15%,

следовательно, в нём должно быть не более 85% минеральных (зольных) частиц. Эти показатели считаются условной границей сапротелевых отложений, которые отделяют эти отложения от ила [11]. По всей минеральной толще исследуемых озёр показатели зольности по слоям на глубине до 120 см больше 90% (табл. 3).

Содержание подвижных питательных элементов в суглинисто-глинистых осадках различное. Так, содержание легкогидролизуемого азота среднее (Первое и Второе озёра) и находится в пределах от 0,20 до 0,32 мг/100 г, а в осадках Песчаного составляет не более 0,17 мг/100 г, т. е. низкое.

Количество подвижных форм фосфора в осадках всех озёр стабильно низкое, реже среднее и колеблется от 2,65 до 4,20 мг/100 г. Самое низкое содержание фосфора отмечено в осадках озера Песчаное (2,59-2,91 мг). Содержание подвижных форм калия в донных осадках высокое и составляет 120,7–158,2 мг/100 г. Чётких закономерностей между глубиной залегания осадков и количеством в них калия не наблюдается, разница в содержании калия по отдельным слоям невелика и обычно не

Таблица 2

Валовой химический состав озёрных илов

Глубина проб, см	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅	Zn	Pb	Cu	Co	Ni
	%							мг/кг				
Первое озеро												
0-20	71,6	12,3	5,1	4,3	5,1	1,2	0,2	51	15	44	15	60
20-40	72,7	11,7	4,6	4,0	5,3	1,4	0,2	51	18	46	15	65
40-60	70,1	12,8	5,1	4,1	5,4	1,0	0,3	5	17	40	17	63
100-120	71,0	12,9	4,9	4,4	5,2	1,2	0,2	46	16	49	15	61
Второе озеро												
0-20	71,0	14,7	4,8	3,8	3,5	1,0	0,2	47	17	46	13	40
20-40	71,8	13,2	5,0	3,4	3,0	1,3	0,3	50	16	50	10	50
40-60	73,7	12,9	4,5	4,0	3,7	0,9	0,1	44	19	52	11	48
100-120	72,0	13,8	4,9	3,8	3,9	1,2	0,2	46	18	49	13	50
Песчаное озеро												
0-20	79,5	10,1	3,5	2,1	3,2	0,9	0,4	60	18	50	17	50
20-40	78,6	10,5	3,7	2,3	3,5	0,9	0,3	65	20	49	16	56
40-60	80,0	9,8	3,4	2,3	3,0	1,0	0,2	65	18	45	17	51
100-120	79,5	10,3	3,2	2,0	3,4	1,1	0,3	63	19	50	18	54

превышает 10 мг. Следует особо отметить, что содержание питательных элементов (N, P, K) в осадках по градации низкое-среднее-высокое проведено по критериям, которые разработаны для почв [13, 15].

Непосредственная близость озёр к морской акватории залива сказывается на солевом

составе суглинисто-глинистых отложений, которые имеют щелочную или нейтральную реакцию среды. Степень засоления осадков определяли по сухому остатку водной вытяжки и содержанию в ней натрия. По всей толще (0–120 см) осадочные породы засолены и сухой остаток по каждому озеру различный.

Таблица 3

Физико-химическая характеристика осадочных пород озёр морских террас

Глубина образцов, см	Объёмная масса, г/см ³	рН		Зольность, %	Потеря после прокаливании, %	Содержание углерода, %	CaO, %	Na ₂ O, мг/100 г	Сухой остаток, %
		водный	солевой						
Первое озеро									
0-20	1,1	8,38	7,63	92,5	7,5	3,17	3,1	528,1	1,50
20-40	1,0	8,56	7,72	93,7	6,3	3,52	2,9	530,2	1,27
40-60	0,9	7,80	6,40	94,0	6,0	3,48	3,4	525,8	1,29
60-80	1,2	8,42	7,70	95,0	5,0	3,21	3,0	531,2	1,28
80-100	1,2	8,24	7,50	94,7	5,3	3,00	3,3	537,3	1,31
100-120	1,1	8,42	7,65	95,1	4,9	3,21	3,4	530,1	1,29
Второе озеро									
0-20	1,0	8,62	8,00	91,7	8,3	2,82	3,4	739,4	2,38
20-40	1,1	8,55	7,70	90,5	9,5	2,71	2,9	745,2	2,40
40-60	1,2	8,72	7,60	92,1	7,9	2,31	2,8	750,1	2,35
60-80	0,9	8,81	7,50	91,8	8,2	2,35	3,1	740,7	2,41
80-100	1,2	8,56	7,70	90,9	8,1	2,70	3,2	728,7	2,42
100-120	1,3	8,65	7,60	92,1	7,9	2,85	3,0	751,2	2,35
Песчаное озеро									
0-20	1,2	7,0	6,1	94,3	5,7	2,11	2,1	0,50	0,11
20-40	1,1	6,8	6,0	91,4	8,9	2,95	2,0	0,49	0,12
40-60	1,1	7,0	6,2	90,5	9,5	2,87	1,9	0,50	0,13
60-80	1,1	6,9	5,9	95,0	5,0	3,10	2,3	0,48	0,13
80-100	1,3	7,1	6,3	93,2	6,8	3,15	2,4	0,49	0,11
100-120	1,3	6,8	6,0	91,7	8,3	2,82	1,8	0,50	0,14

В отложениях Первого озера величина сухого остатка колеблется от 1,25 до 1,31%, во Втором составляет 2,35–2,42%, в Песчаном – от 0,11 до 0,14%. Следовательно, наиболее засолены осадки Первого и Второго озёр, а озёрные осадки озера Песчаное являются слабо засоленными. Наиболее высокое содержание солей натрия (Na_2O) отмечается в водной вытяжке глин из озера Второе – до 750 мг на 100 г, а наименьшее в осадках озера Песчаное – до 0,5 мг на 100 г. Присутствие в больших количествах натрия в отложениях озёр Первое и Второе свидетельствует об их засолении. Это положение подтверждает и величина сухого остатка, который достигает 2,4%. Для сравнения: величина сухого остатка в незасоленных почвах не превышает 0,3%, в слабозасоленных находится в пределах 0,3–0,5%, средnezасоленных – 1,0–2,0% и только в солончаках превышает 2%. Итак, рыхлые донные отложения двух озёр Первое и Второе очень сильно засолены, оз. Песчаное – слабо засолено (0,11–0,14%).

Заключение

По морфологическим признакам рыхлые осадочные породы озёр низких морских террас вполне соответствуют облику сапропелей, в том числе и по составу минеральных компонентов. Однако суглинисто-глинистые отложения озёр Первое, Второе и Песчаное по физико-химическим и агрохимическим показателям, особенно по содержанию органического вещества и величине зольности, не относятся к сапропелям. Полученные материалы позволяют отметить, что агрохимическая ценность озёрных осадков низкая, т.к. в них содержатся небольшое количество углерода, подвижных форм азота, фосфора, калия и высокая зольность. К отрицательным свойствам озёрных осадков следует отнести их засоленность и высокое содержание в глинах натрия (до 0,7%), а также щелочную реакцию среды всей осадочной толщи. Следовательно, как удобрения или для приготовления удобрительных смесей суглинисто-глинистые отложения озёр использовать не рекомендуется, т.к. они не являются сапропелями. По количеству тяжёлых металлов в глинах озёрных отложений морских террас они характеризуются низким содержанием микроэлементов первого и второго класса опасности, которые находятся на уровне 10^{-2} – 10^{-3} % (масс) по всей толще осадков.

Литература

1. Бакшеев В.Н. Использование сапропеля для повышения продуктивности животных // Совершенствование сельскохозяйственных животных и их кормление в Северном Зауралье. Новосибирск, 1989. С. 52–57.
2. Бракш Н.А. Сапропелевые отложения и пути их использования. Рига: ЗИНИТНЕ, 1971. 282 с.
3. Курзо Б.В., Лопатко М.З., Богданов С.В. Влияние физико-географических условий на состав и запасы сапропелей озёр Белорусского Полесья и их техническая мелиорация // Проблемы Полесья. 1987. Вып. 11. С. 248–255.
4. Алексейко И.С. Геохимическая характеристика сапропелей Приамурья // Вестник Амурского регион. Отд. Междунар. Акад. Аграрного образования. Благовещенск. ДальГАУ. 2001. С. 10–14.
5. Алексейко И.С., Григоров М.С., Яременко А.А. Использование сапропеля на мелиорированных землях Приамурья // Роль минерально-сырьевой базы Сибири в устойчивом функционировании плодородия почв: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Красноярск. 2001. С. 16–20.
6. Инструкция по разработке озёрных месторождений сапропеля РСФСР. М.: Торфгеология, 1988. С. 6–11.
7. Авдеева Л.Н., Коваленко Т.А., Блинов В.И., Семенова О.Н., Тренихин М.В. Исследование состава минеральной части сапропелей // Вестник Омского университета. 2009. № 2. С. 160–163.
8. Лопатко М.З. Рекомендации по промышленной технологии добычи сапропелей из открытых водоёмов для удобрений. М.: Колос, 1988. 50 с.
9. Лопатко М.З., Евдокимов Е.А., Кузьмицкий П. Л. Исследование сапропелей на удобрение // Химизация сельского хозяйства. 1988. № 11. С. 7–9.
10. Encke O. Sandbodenmetioration mil schluffhaltigem See-schlamm // Feldwirtschaft. 1989. Bd. 30. № 5. S. 227–229.
11. Алексейко И.С., Широков В.А., Яременко А.А. Сапропели Приамурья: свойства, добыча и использование. Благовещенск: Дальнаука, ДВО ДОП РАН, 2003. 210 с.
12. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. С. 110–113.
13. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Под ред. А.И. Бусева. М.: МГУ, 1970. 487 с.
14. Качинский Н.А. Физика почвы. М.: Изд-во «Высшая школа», 1965. 324 с.
15. Костенков Н.М., Ознобихин В.И. Некоторые вопросы биологической рекультивации отвалов ликвидируемых угольных шахт в Приморском крае // Аграрная политика и технология производства сельскохозяйственной продукции в странах Азиатско-Тихоокеанского региона. Уссурийск: ПГСХА, 2002. С. 306–316.

Исследование лигнинов растительных отходов сельскохозяйственного производства

© 2014. А. П. Карманов¹, д.х.н., в.н.с., Л. С. Кочева², д.х.н., зав. отделом, Ю. С. Оводов³, д.х.н., академик РАН, О. С. Бровко⁴, к.х.н., с.н.с.,
¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
²Институт геологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
³Институт физиологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
⁴Институт экологических проблем Севера Уральского отделения РАН,
 e-mail: apk0948@yandex.ru, karko07@mail.ru

Работа посвящена установлению особенностей химической структуры лигнинов, выделенных из стеблей растений семейства злаковых – пшеницы (*Triticum aestivum*), ржи (*Secale cereale*), овса (*Avena sativa*) и ячменя (*Hordeum vulgare*). Установлен компонентный состав исходного растительного сырья. Препараты лигнина выделены по методу Пеппера, определён их элементный и функциональный состав. Качественный состав кислых функциональных групп лигнинов изучен при помощи метода дифференциальной рН-метрии. Расчёт полуэмпирических C₉-формул мономерного звена показал, что по химической структуре лигнины однолетних злаковых растений существенно отличаются от древесных лигнинов. Сравнительные исследования с использованием методов ИК- и ЯМР-13С-спектроскопии позволили выявить особенности структурной организации лигнинов однолетних злаков, что дало основание отнести их к самостоятельному классу лигнинов GSH-типа. Усреднённое соотношение единиц G:S:H составило 100:80:60. Полученные данные могут быть использованы для совершенствования технологий химической переработки растительного сырья.

This work presents the results of investigation of chemical structure peculiarities of lignins, extracted from annual gramineous plants – oats *Avena sativa*, rye *Secale cereale*, wheat *Triticum aestivum* and barley *Hordeum vulgare*. The component composition of initial plant raw material was determined. Lignin's preparates were extracted by Pepper method, their elemental and functional composition was defined. Qualitative composition of lignin's acid functional groups was studied with the help of differential pH-method. According to calculation of monomeric unit semiempirical C₉-formulas it was shown that chemical structure of gramineous plants lignins differ from wood lignins considerably. On the basis of IR- and NMR-spectroscopy it was determined that gramineous plants lignins belong to a self-dependent class of multivendor composition GSH-polymers. Average ratio of units G:S:H amounted to 100:80:60. The obtained data may be used for enhancement of technology of plant raw material treatment.

Ключевые слова: растительное сырьё, солома злаковых культур, «зелёная химия», лигнин, ИК-спектроскопия, ЯМР-13С-спектроскопия

Keywords: plant raw material, straw of gramineous plants, «green chemistry», lignin, IR-spectroscopy, NMR-spectroscopy

Введение

Фундаментальные и прикладные исследования в области химии и технологии растительных ресурсов создают научную основу комплексного и рационального использования возобновляемого природного сырья и имеют важное народнохозяйственное значение. Современные подходы к переработке растительного сырья должны базироваться на принципах «зелёной химии», одним из основных направлений которой является разработка современных технологий, которые позволили бы минимизировать экологическую нагрузку на окружающую среду [1]. Создание техно-

логических основ комплексной переработки растительного сырья, целью которой является использование всей биомассы растения, позволит не только снизить образование отходов сельскохозяйственного производства и лесного комплекса, но и расширить спектр продуктов, получаемых из растительного сырья.

Известно, что ксилема высших растений на 80–90% состоит из природных растительных биополимеров, причём основная доля приходится на целлюлозу и лигнин. Лигнины как полимеры существенно отличаются от типичных высокомолекулярных соединений – и природных, и синтетических. Актуальность исследований лигнинов – биополимеров, ха-

рактрных для царства растений, определяется значительной ролью, которую они играют в технологических процессах химической переработки растительной биомассы. Основными объектами структурно-химических исследований до настоящего времени служат древесные хвойные и лиственные лигнины, в то же время лигнины недревесных растений остаются малоизученными.

Одним из потенциальных сырьевых источников для получения растительных биополимеров и продуктов на их основе является солома злаковых культур – крупнотоннажный отход сельскохозяйственного производства. В России ежегодно накапливается более 200 млн. т соломы злаковых культур. В основном солома используется самим сельским хозяйством в качестве подстилочного материала и грубого малоценного корма со степенью усвояемости не более 15–20%. Вместе с тем, как нами было установлено ранее [2], лигнины из соломы злаковых культур обладают весьма ценными свойствами и могут найти достойное применение в различных отраслях народного хозяйства – в медицине, фармакологии, парфюмерии, химической и пищевой промышленности.

Работа посвящена установлению особенностей химической структуры лигнинов, выделенных из стеблей растений семейства злаковых – пшеницы (*Triticum aestivum*), ржи (*Secale cereale*), овса (*Avena sativa*) и ячменя (*Hordeum vulgare*).

Объекты и методы исследования

Исходный растительный материал – солома овса, ржи, пшеницы и ячменя (Республика Коми, с. Визинга, сортоиспытательная станция). Компонентный состав растительной ткани овса, ржи, пшеницы и ячменя, %: целлюлоза – 44,7, 49,0, 48,7, 41,3; лигнин – 22,5, 20,0, 21,4, 22,2; легкогидролизуемые полисахариды – 21,0, 17,4, 20,5, 19,6; трудногидролизуемые полисахариды – 39,2, 43,3, 33,9, 34,2; водорастворимые вещества – 14,6, 9,4, 14,3, 12,1; экстрактивные вещества – 4,2, 3,1, 5,6, 4,1; зола – 5,0, 2,6, 3,1, 3,4 соответственно. Компонентный анализ проводили по стандартным методикам [3].

Препараты лигнинов из соломы овса (ЛСО), ржи (ЛСР), пшеницы (ЛСП) и ячменя (ЛСЯ) выделяли по методике [4] путём обработки в течение 2 ч. водным диоксаном в присутствии HCl (0,7%) при температуре кипения указанной смеси 101°C.

Элементный анализ проводили на анализаторе фирмы Hewlett Packard (США). Определённые функциональные группы выполняли по стандартным методикам, принятым в химии лигнина [5]. В методе дифференциальной рН-метрии при проведении потенциометрического титрования использовали стеклянный (индикаторный) и хлорсеребряный (сравнения) электроды. Титрант – HCl. По результатам измерений строили графики скорости изменения рН – $\Delta\text{pH}/V$ от рН раствора, где V – добавленный объём титранта, $\Delta\text{pH}/V$ – отношение изменения рН при добавлении титранта. ИК-спектры снимали с помощью прибора Specord-M 80, а также ИК-Фурье спектрометра MIR8000 (DTGS-детектор). Таблетки KBr. Количественную обработку ИК-спектров проводили по известной методике [6] с применением метода базисной линии и нормирования по наиболее интенсивной полосе поглощения. Спектры ЯМР-13С регистрировали в импульсном режиме (спектрометр Bruker AM-300) с рабочей частотой 75.5 Мгц. Ширина спектров – 18000 Гц. Длительность импульса – 2 мкс. Интервал между импульсами – 5-10 сек. Растворители ДМСО-d6 и ДМФА-d6, содержащие 0,02 моль/л трис-ацетилацетоната хрома (релаксант). Концентрация раствора 30%. Число сканов – 20000-100000. Количественные расчёты по спектрам ЯМР-13С проводили в соответствии с методиками, описанными в работах [7, 8]. Количественные расчёты выполняли при помощи программы «NUTS».

Результаты и их обсуждение

Образцы лигнинов, выделенные из соломы злаковых растений, представляют собой аморфные, хорошо растворимые в полярных растворителях и водных растворах щелочей лёгкие порошки кремового цвета. Количество получаемого лигнина из соломы различных видов растений неодинаково, несмотря на идентичные условия предобработки и делигнификации биомассы. Выход диоксанлигнина составил, %: ЛСО – 19,7, ЛСР – 37,1, ЛСП – 37,9, ЛСЯ – 14,0 от содержания лигнина в исходном сырье. Элементный состав диоксанлигнинов злаковых растений (табл. 1) указывает на то, что исследуемые образцы характеризуются высоким содержанием кислородсодержащих структурных единиц.

Следует отметить низкое содержание углерода (58,7–60,8%). Для сравнения приведены данные по лигнинам овсяницы луговой (*Festuca pratensis*) и бамбука (*Bambusa sp.*). Показано, что лигнин, выделенный из многолетнего злака –

Таблица 1

Элементный состав диоксанлигнинов из растений семейства злаковых

Образец лигнина	C, %	H, %	O, %	ОСН ₃ , %	C ₉ -формула
ЛСО	59,2	5,30	34,9	16,0	C ₉ H _{9,72} O _{3,52} (ОСН ₃) _{1,09}
ЛСР	58,7	5,53	35,5	15,0	C ₉ H _{10,29} O _{3,55} (ОСН ₃) _{1,05}
ЛСП	60,3	5,66	34,0	15,8	C ₉ H _{10,23} O _{3,62} (ОСН ₃) _{0,95}
ЛСЯ	60,5	5,56	33,4	15,7	C ₉ H _{10,1} O _{3,2} (ОСН ₃) _{1,01}
ЛС-ОЛ	60,8	5,60	33,1	14,5	C ₉ H _{10,0} O _{3,2} (ОСН ₃) _{0,91}
ЛСБ	62,5	6,03	30,9	16,9	C ₉ H _{8,45} O _{2,68} (ОСНЗ) _{1,05}

Примечание: препараты лигнина ЛС-ОЛ – овсяница луговая; ЛСБ – бамбук.

бамбука (ЛСБ), характеризуется наиболее высоким значением содержания углерода – 62,5%.

Степень метоксилированности лигнинов относится к числу важнейших характеристик лигнинов, позволяющих ранжировать лигнины в рамках хемотаксономической классификации. Установлено, что содержание ОСН₃-групп в исследованных лигнинах составляет в среднем 15,5±0,5%, что несколько неожиданно, поскольку полученные значения более характерны для лигнинов голосеменных растений, чем цветковых. Результаты расчёта C₉-формулы мономерного звена показывают, что количество метоксильных групп близко к 1,0 ед/C₉, в частности, в образцах ЛСР и ЛСБ этот показатель составляет 1,05 ед/C₉, в образце ЛСО – 1,09, в образце ЛСП – 0,95 ед/C₉. Не исключено, что низкая метоксилированность злаковых лигнинов обусловлена высоким относительным содержанием единиц Н-типа.

Оценка содержания фенольных гидроксидов также представляет большой интерес, так как позволяет определить относительные доли этерифицированных и неэтерифицированных единиц и выполнить при наличии данных ЯМР-13С-спектроскопии количественную оценку межмономерных связей различных

типов. Максимальное количество фенольных групп обнаружено в лигнине из соломы ржи ЛСР – 4,7% (табл. 2). Относительно мало ОН_{фен.} в препарате ЛСП (2,6%). Качественный состав кислых функциональных групп изучен при помощи дифференциальной рН-метрии (рК-спектроскопия) (рис. 1 и 2).

Для образцов лигнинов из однолетних злаков характерны три пика. Как следует из рисунка 1, максимум рН в области 4,6–4,8 обусловлен ОН-группой карбоксилосов. Кроме того, в лигнинах присутствуют фенольные гидроксилы двух типов – сильнокислые 7 < рК < 8 и слабокислые с величиной рК > 8,5. В отличие от злаковых лигнинов для лигнинов древесин-

Таблица 2

Характеристика функционального состава лигнинов

Образец	Содержание функциональных групп, %	
	ОН _{фен.}	СООН
ЛСО	4,3	2,7
ЛСР	4,7	2,2
ЛСП	2,6	4,2
ЛСЯ	3,8	2,7
ЛС-ОЛ	4,9	4,3

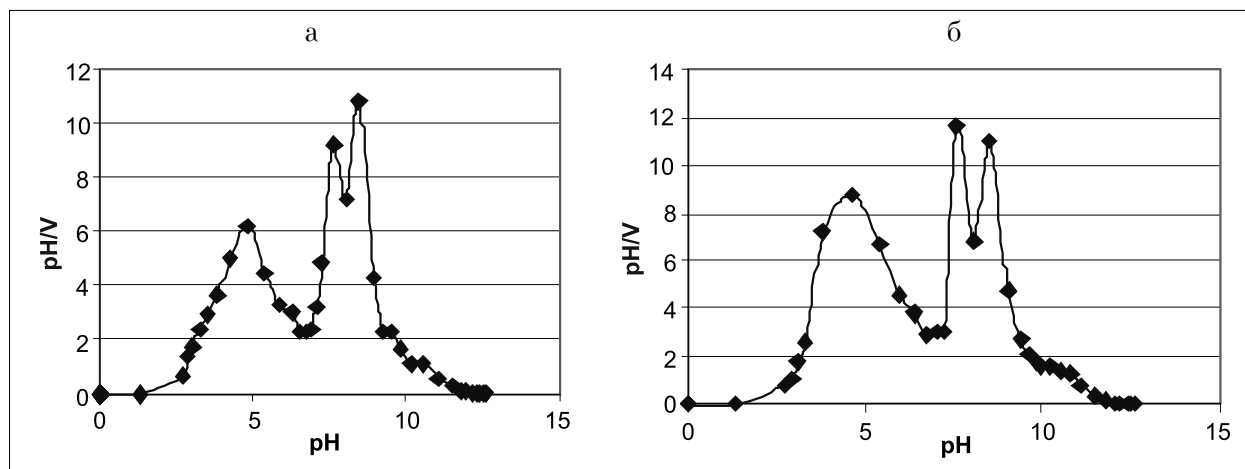


Рис. 1. Диаграммы дифференциальной рН-метрии для препаратов ЛСО (а) и ЛСП (б).

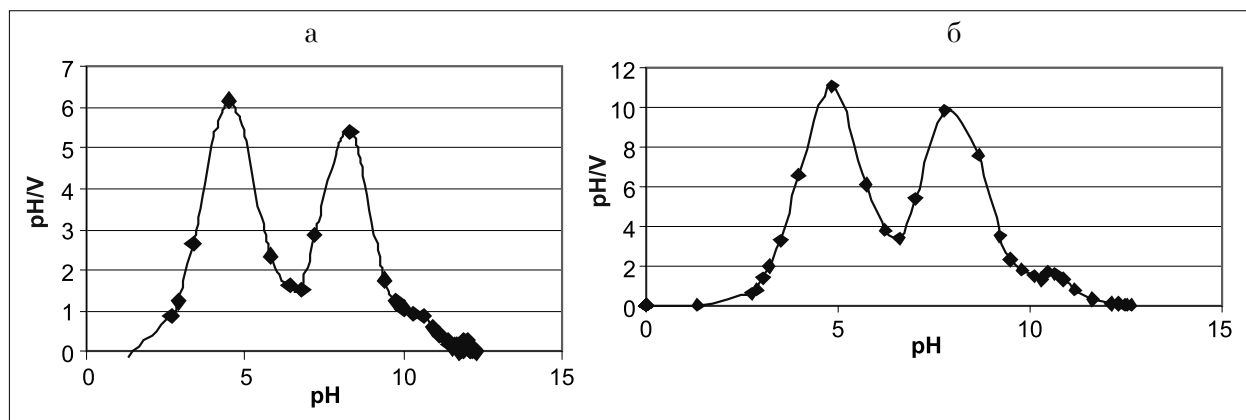


Рис. 2. Диаграммы дифференциальной рН-метрии для препаратов ЛДБ (а) и ЛДЛ (б).

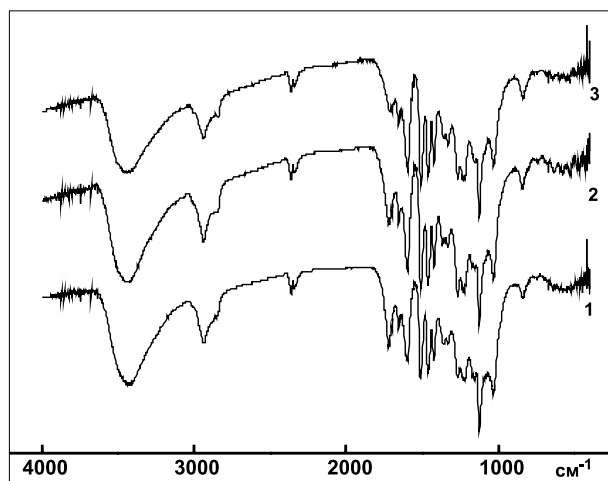


Рис. 3. ИК-фурье спектры препаратов диоксанлигнинов из соломы злаковых растений: 1 – ЛСО, 2 – ЛСП, 3 – ЛСП.

ных пород наблюдаются лишь два пика – в области 4,6–4,8 и 8,5 (рис. 2). Положение пиков, принадлежащих фенольным гидроксилам, на дифференциальных рН-спектрах обусловлено характером заместителей в бензольном кольце, а также эффектом сопряжения – делокализацией отрицательного заряда в результате его взаимодействия с π -орбиталями ароматического кольца.

ИК-спектры исследуемых препаратов (рис. 3) содержат типичный для лигнинов ряд характерных полос в области: 3440–3450, 1710–1730, 1595–1610, 1500–1520, 1460–1470, 1425–1430, 1365, 1330–1340, 1270–1275, 1125–1135, 1035–1070, 815–850 см^{-1} . Наиболее интенсивной полосой в спектре всех препаратов злаковых лигнинов является полоса в области 1125–1135 см^{-1} . Для всех препаратов выполняется зависимость: $\text{ООП}_{1500} > \text{ООП}_{1470} > \text{ООП}_{1430}$, что отличает исследуемые лигнины от других гваяцилсирингильных (GS) лигнинов. Кроме того, для всех образцов $\text{ООП}_{1270} > \text{ООП}_{1230}$, что также является отличительной особенностью лигнинов

злаков от GS-лигнинов. Сопоставление всех данных позволяет подтвердить предположение о важной роли *n*-кумаровых структур (H-единиц) в структурной организации макромолекул лигнинов злаков, что и предопределяет низкое содержание метоксильных групп в этих лигнинах. Анализ всех спектральных критериев позволяет утверждать, что по химической структуре исследуемые лигнины из растений семейства злаковых существенно отличаются от лигнинов GS- и G-типа лиственной и хвойной древесины и их следует отнести к лигнинам GSH-типа.

ЯМР-13С-спектры всех исследованных препаратов качественно одинаковы. Спектр ЯМР-13С препарата ЛСЯ приведен на рисунке 4. Однако количественные характеристики существенно различаются. Количество единиц основных функциональных групп и фрагментов n_x препаратов в расчёте на одно ароматическое кольцо (АК) по данным ЯМР-13С-спектров приведено в таблице 3.

В интервале от 5 до 45 ppm ЯМР-спектров (сигналы алифатических атомов углерода в группах CH , CH_2 , CH_3 , не связанных с атомами кислорода) наблюдается несколько сигналов, что указывает на поливариантность химической структуры боковых алифатических цепочек, однако их количество и положение совпадают в спектрах всех препаратов. Сигналы с химическим сдвигом (ХС) 53,5 и 53,8 ppm свидетельствуют о наличии кумарановых и пинорезинольных структур. Для лигнинов злаков характерно наличие двух резонансных сигналов OCH_3 -групп – 55,7 ppm (гваяцильная структура) и 55,9 ppm (сирингильная структура).

Сигналы в области 100–160 ppm обусловлены наличием ароматических структурных единиц. Эту область можно подразделить на четыре интервала: 100–117 ppm – сигналы третичных ароматических атомов углерода, которые содержат в ортоположении С-атомы

Таблица 3

Количество основных функциональных групп и фрагментов в препаратах лигнинов злаков, n_x /АК

Фрагменты	ЛСЯ	ЛСО	ЛСП	ЛСП	Диапазон ХС, ppm
C(O)O-	0,31	1,18	0,84	0,45	185-164 C(O)O – в сложноэфирных связях
C _{ар.} O	0,32	0,66	0,42	0,35	164-156 C-4 H, H'
C _{ар.} O	0,71	0,61	0,62	0,66	156-150 C-3/C-5 S
C _{ар.} O	1,07	1,00	0,95	0,90	150-140 C-3/C-4 G, G'; C-3/C-5 S
C _{ар.} O	0,42	0,37	0,39	0,41	134-138 C-4 S, S'
C _{ар.} C	1,71	1,48	1,39	1,25	140-123 C-1 S, S'; C-1 G, G'
C _{ар.} C	0,50	0,28	0,45	0,44	123-119 C-1 H, H'
C _{ар.} C	0,87	0,54	0,85	0,72	119-114
C _{ар.} C	0,10	1,37	0,11	1,25	114-95
CH _{ар.}	0,87	0,56	0,84	0,73	132-125 C-2/C-6 H, H'
CH _{ар.}	0,36	0,35	0,37	0,36	125-117 C-6 G, G'
CH _{ар.}	0,62	0,48	0,51	0,52	117-114 C-5 G, G' C-3/C-5 H, H'
CH _{ар.}	0,63	0,55	0,57	0,61	108-114 C-2 G, G'
CH _{ар.}	0,35	0,24	0,34	0,29	108-105 C-2/C-6 S, S' (α -CO);
CH _{ар.}	0,53	0,35	0,51	0,48	105-102 C-2/C-6 S, S'
CHO _{алк.}	1,79	1,70	1,74	1,57	90-64 C _{$\alpha\beta$} в β -O-4, α -O-4
CH ₂ O _{алк.}	0,85	1,04	0,90	1,02	74-64 C _{γ} в CH ₂ -O-R, CH ₂ -O-H
CH ₃ O	1,08	1,08	1,07	1,05	56-54 Ar-OCH ₃
C _{β}	0,06	0,07	0,07	0,08	54-50
C _{алк.}	1,90	1,66	2,05	1,99	5-45 CH, CH ₂ алиф.

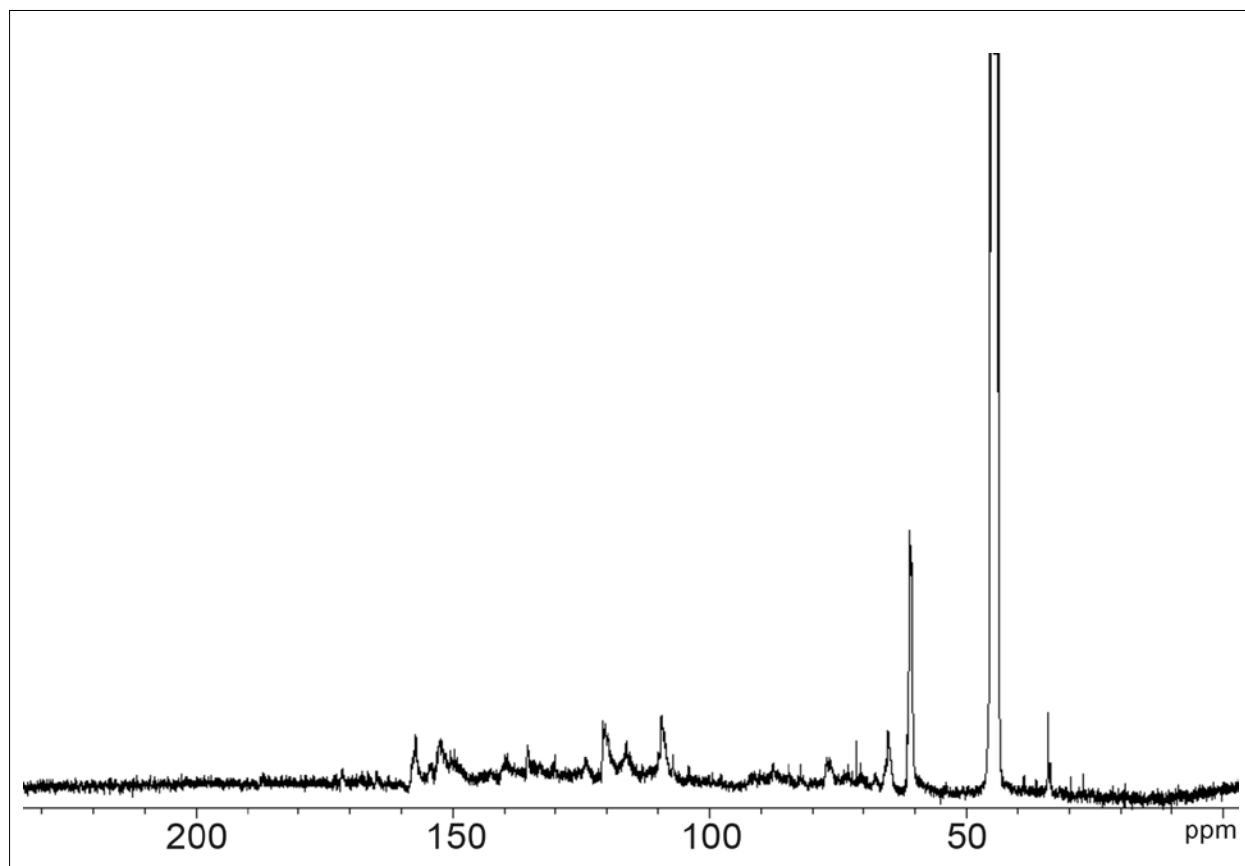


Рис. 4. Спектр ЯМР-13С препарата ЛСЯ.

с кислородной функцией (С-2 и С-5 в неконденсированных G-единицах, или С-2 и С-6 в S-единицах); 117–125 ppm – сигналы третичных ароматических атомов углерода, С-2/С-6 в H-единицах и С-6 в G-единицах); 125–142 ppm – сигналы ароматических четвертичных углеродных атомов, в основном С-1 и С-5; 142–160 ppm – сигналы, обусловленные этерифицированными атомами углерода ароматического кольца.

На спектрах ЯМР-13С наблюдаются характеристичные сигналы с ХС 152,1 и 152,4 ppm, которые обусловлены С-3 и С-5 атомами, связанными с ОСН₃-группами. Незамещённые атомы углерода С-2 и С-6 в сирингильных единицах препаратов вызывают появление сигналов с ХС 102–104 ppm. Сигналы при 119,0 и 119,1 ppm указывают на наличие гваяцильных единиц (С-6). К сигналам, характерным для *n*-кумаровых единиц, относятся пики с величиной ХС 131,4–131,5 ppm (С-2, С-6 атомы в H-единицах), а также сигналы с величиной ХС 160,1 и 166,7 ppm, связанные с С-4 атомами и С_β-атомами в эфирах *n*-кумаровых структур соответственно.

Таким образом, результаты сравнительного количественного анализа ЯМР-спектров по химическим сдвигам резонансных сигналов свидетельствуют о том, что макромолекулы лигнинов злаков построены из структурных единиц всех трёх основных типов: гваяцильного (G), сирингильного (S) и *n*-кумарового (H) (табл. 4). Напротив, приведённый для сравнения лигнин ливственницы относится к композиционно однородным полимерам, поскольку его макромолекулы построены исключительно из единиц гваяцильного типа. В лигнинах берёзы и акации преобладают единицы гваяцильного и сирингильного типа. В отличие от этого в лигнинах злаков велика доля *n*-кумаровых единиц. Соотношение единиц G:S:H можно оценить как 100:80:60.

Таблица 4

Соотношение структурных единиц гваяцильного, сирингильного и *n*-кумарового типа в лигнинах травянистых и некоторых древесных растений

Препарат	H	G	S
ЛСЯ	0,79	1,0	0,98
ЛСО	0,48	1,0	0,65
ЛСР	0,53	1,0	0,69
ЛСП	0,71	1,0	0,85
ЛБер	0,28	1,0	1,22
ЛАк	0,03	1,0	0,63
ЛЛ	–	1,0	–

Примечание: препараты лигнина ЛБер – берёза; ЛАк – акация; ЛЛ – ливственница.

Выводы

На основании исследований, проведённых с использованием методов ИК- и ЯМР-13С-спектроскопии, функционального и элементного анализа, а также расчёта полуэмпирических С₉-формул мономерного звена, показано, что по химической структуре лигнины однолетних злаковых растений существенно отличаются от древесных лигнинов. Установлено, что лигнины злаковых относятся к классу композиционно неоднородных биополимеров GSH-типа и состоят из мономерных единиц гваяцильного, сирингильного и *n*-кумарового типа. Усреднённое соотношение единиц G:S:H составляет 100:80:60. Выявленные структурно-химические особенности лигнинов могут быть применены для создания научных основ современных технологий получения экологически чистых практически полезных продуктов на основе соломы злаковых культур и способствуют рациональному использованию растительных отходов сельскохозяйственного производства.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований УрО РАН (код проекта 12-М-45-2012).

Литература

1. Лунин В.В. Зеленая химия в России // Физико-химия лигнина: Матер. междунар. конф. Архангельск. 2005. С. 9–10.
2. Борисенков М.Ф., Карманов А.П., Кочева Л.С. Физиологическая роль лигнинов // Успехи геронтологии. 2005. Вып. 17. С. 34–41.
3. Оболенская А.В., Ельницкая З.П., Леонович А.А. Лабораторные работы по химии древесины и целлюлозы. М.: Экология, 1991. 256 с.
4. Pepper J.M., Baylis P.E., Adler E. The isolation and properties of lignin obtained by the acidolysis of spruce and aspen woods in dioxane-water // Canad. J. Chem. 1959. V. 37. № 8. P. 1241–1245.
5. Закис Г.Ф. Функциональный анализ лигнинов и их производных. Рига: Зинатне, 1987. 230 с.
6. Левдик И.Ю. Исследование химического состава, молекулярной и надмолекулярной структуры целлюлозных материалов методом ИК-спектроскопии: методы исследования целлюлозы. Рига: Зинатне, 1981. С. 32–43.
7. Калабин Г.А., Каницкая Л.В., Кушнарев Д.Ф. Количественная спектроскопия ЯМР природного органического сырья и продуктов их переработки. М.: Наука, 2000. 408 с.
8. Каницкая Л.В., Дейнеко И.П., Кушнарев Д.Ф., Клемпер А.В., Калабин Г.А. Количественная спектроскопия ЯМР ¹H и ¹³C лигнина // Химия древесины. 1989. № 6. С. 17–23.

Влияние экологических условий на молекулярную структуру лекарственных растений одуванчика (*Taraxacum officinale* Wigg.) и цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.)

© 2014. И. Х. Юсупов, к.ф.-м.н., в.н.с.,

А. Д. Бахдавлатов, соискатель, н.с., Р. М. Марупов, д.т.н., г.н.с.,
Физико-технический институт им. С. У. Умарова АН Республики Таджикистан,
e-mail: usupizat@yandex.ru

Целью данной работы явилось, изучение влияния экологических условий на структуру молекул в составе различных дикорастущих лекарственных растений: одуванчика (*Taraxacum officinale* Wigg.) и цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.), произрастающих в различных регионах Таджикистана.

Разработана методика исследования химической модификации молекул в составе дикорастущих лекарственных растений одуванчика и цикория методом спиновой метки. Изучена стабильность и молекулярная подвижность нитроксильного радикала, введенного в матрицу одуванчика и цикория. Установлено, что при комнатной температуре в спектрах ЭПР наблюдается заторможенность вращательной подвижности спиновой метки со временем корреляции $\tau_c \leq 10^{-7}$ с, что свидетельствует об изменении системы меж- и внутримолекулярных водородных связей в области присоединения метки.

Изменение параметров спектров ЭПР и вращательной подвижности спиновых меток при комнатной температуре зависит от экологических условий места произрастания растений.

The aim of this paper is to study the impact of environmental conditions on the molecular structure of a variety of wild medicinal plants dandelion (*Taraxacum officinale* Wigg.) and chicory ordinary (*Cichorium intybus* L.) growing in various regions of Tajikistan.

The method of chemical modification of the wild medicinal plants, dandelion and chicory, was developed with the help of the method of spin labels. We studied the stability and molecular mobility of nitroxyl radical added in the matrix of dandelion and chicory. It is established, that at room temperature in EPR spectra slowing rotational mobility of the spin labels with correlation time is $c < 10^{-7}$ s, was observed which change in the system of inter- and intramolecular hydrogen bonds in label attachment suggests a point.

The change of the EPR spectra parameters and of rotational mobility of the spin labels at room temperature depends on environmental conditions in the place of plants growth.

Ключевые слова: спиновая метка, одуванчик, цикорий, спектры ЭПР

Keywords: a spin label, a chicory, dandelion, spectra EPR

Лекарственные растения в настоящее время являются ценным средством для лечения и профилактики хронических заболеваний. Интерес к лекарственным растениям объясняется повышенным стремлением людей быть ближе к природе, избегать отрицательного воздействия синтетических средств. В то же время преимуществом большинства растений является их малая токсичность. Кроме того, считается, что более эффективными являются те лекарственные растения, которые произрастают в экологически чистых условиях [1].

Лекарственное растительное сырьё – это экологически чистые и правильно высушенные, реже свежесобранные лекарственные растения (или их части), используемые для приготовления лекарственных средств [2].

В работах [3–11] показано, что условия произрастания лекарственных растений могут

влиять как на биосинтез, так и молекулярное состояние формирования физико-химической структуры веществ, входящих в состав растения, например, на формирование системы меж- и внутримолекулярных взаимодействий.

В частности, было сделано заключение о том, что лекарственные свойства растений обусловлены накоплением свободных радикалов в процессе биосинтеза, что во многом зависит от особенностей экологических условий места произрастания.

Поэтому важно было исследовать методом ЭПР-спектроскопии молекулярную структуру листьев и лепестков цветков растений, обитающих в условиях постоянного воздействия природно-техногенного радиационного фона, то есть изотопа Pb-210, который является продуктом распада природного урана, и техногенного изотопа Cs-137. По данным [5], названные

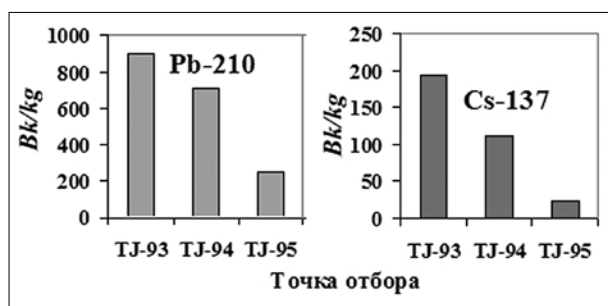


Рис. 1. Распределение дозы радиации изотопов Pb-210 и Cs-137 в местах сбора образцов: TJ-93 (Малый Игизак); TJ-94 (Большой Игизак); TJ-95 (Игизак), (TJ-93-95 – условные обозначения места сбора).

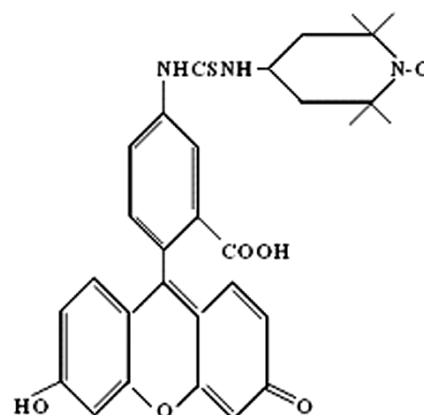
изотопы в значительных количествах аккумулярованы в ущелье реки Сиёма (приток реки Варзоб), примерно в 50 км от г. Душанбе (рис. 1).

При изучении структуры жидкостей, полимеров и биологических структур используют различные физико-химические методы. Однако многие методы не дают подробной информации о динамической структуре молекул, изменении конформационных переходов, содержании различных дефектов и микропустот. При получении информации о динамической структуре молекул широкое применение нашёл метод спиновых меток на основе стабильных нитроксильных радикалов [12–20]. Спиновые метки играют роль молекулярных датчиков и дают уникальную информацию о различных динамических изменениях исследуемой системы.

В данной работе разработана методика исследования химической модификации дикорастущих лекарственных растений одуванчика и цикория по спиновой метке, также методом ЭПР изучена подвижность спиновой метки модифицированных исследуемых объектов при комнатной температуре.

Образцы одуванчика были собраны во время цветения в местах произрастания: вблизи и вдали от автомагистрали (г. Душанбе), а также на разных высотах над уровнем моря и в различных условиях постоянного воздействия природно-техногенного радиационного фона в бассейне реки Сиёма (Варзобское ущелье, Республика Таджикистан), в местах слияния с притоком Малый Игизак, Большой Игизак и Игизак. Образцы цикория были собраны на Памире: Хорогский, Дарвазский, Шугнанский районы. Образцы тщательно очищали от сопутствующих веществ, промывали обычной и дистиллированной водой, экстрагированным эфиром, спиртом и высушивали при комнатной температуре. В качестве спиновой метки

использовали стабильный нитроксильный радикал (I), имеющий следующую структурную формулу:



Исследуемые образцы химически модифицировали по гидроксильным группам спиновой меткой (I) следующим образом: навеску образца 25 мг помещали в 0,9 мл раствора фосфатного буфера (pH=9-10) с добавлением 0,1 мл этанолового раствора спиновой метки (I) с концентрацией $4 \cdot 10^{-2}$ моль/л, после чего концентрация радикала (I) в инкубационной среде достигала $4 \cdot 10^{-3}$ моль/л. Смесь выдерживали в течение 5 суток при комнатной температуре, затем нагревали в течение 2 ч. при 60–70°C. Модифицированные образцы отмывали от непрореагировавшего радикала в следующей последовательности: вода – этанол, вода – этанол и вода до получения неизменного сигнала ЭПР. После многократного промывания образцы высушивали при комнатной температуре [13, 14, 17, 18]. Спектры ЭПР регистрировали на радиоспектрометре РЭ-1306 в стандартных молибденовых ампулах с внутренним диаметром 3,0 мм, в которые помещали по 25 мг спин-меченого образца. Спектры ЭПР записывали при следующих условиях: затухание СВЧ мощности 5 Дб, амплитуда развёртки магнитного поля 200 Э, скорость развёртки магнитного поля 40 Э/мин, постоянное время развёртки 0,3 с и амплитуда ВЧ модуляции 100 кГц при комнатной температуре. Спектры приведены на рисунках 2–4, а характеристики образцов спин-меченых одуванчика и цикория представлены в таблице. По форме спектра регистрируемого сигнала поглощения можно оценить время корреляции вращательных движений τ_c радикала в диапазоне $5 \cdot 10^{-11}$ – 10^{-7} с [12–14, 17, 18].

Для определения времени корреляции вращения спиновой метки радикала (I) в этаноловом растворе (рис. 2а) использовали формулу [12]:

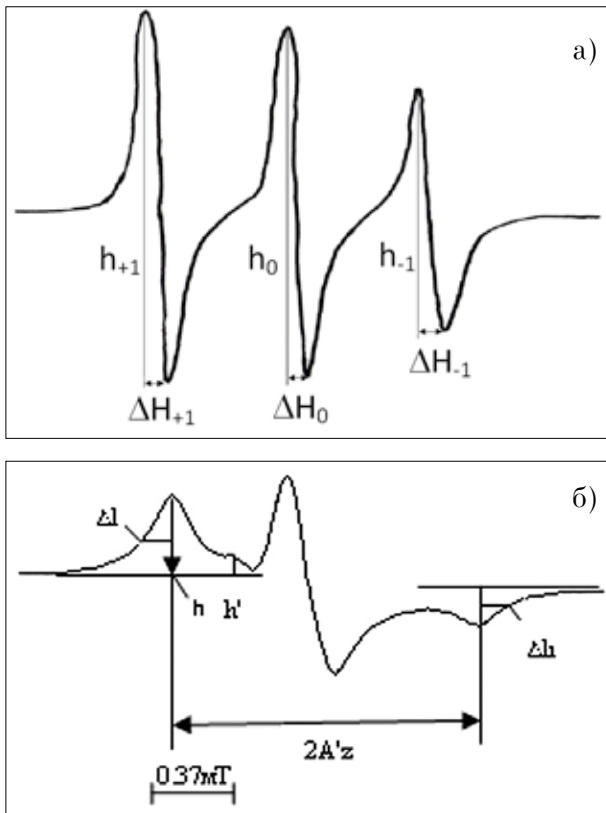


Рис. 2. ЭПР-спектры нитроксильного свободного радикала (I) в этаноловом растворе с концентрацией $4 \cdot 10^{-3}$ моль/л – (а) и спин-меченого листа одуванчика при комнатной температуре – (б).

$$\nu = \frac{1}{\tau_c} = \frac{1,2 \cdot 10^{10}}{\left(\sqrt{\frac{h_{+1}}{h_{-1}}} - 1 \right) \Delta H_0} \text{сек}^{-1},$$

где ΔH_0 – ширина центрального компонента в гауссах; h_0 , h_{+1} и h_{-1} – интенсивность компонентов спектра с $M=0, +1$ и -1 , $\nu = 1/\tau$ – величина, условно называемая «частотой вращения» радикала.

Нами в работах [17–20] исследована молекулярная динамика хлопковых волокон методом спиновых меток. Так как по происхождению основы химической структуры хлопковые волокна и лекарственные растения очень близки и в основном состоят из целлюлозы, то эти результаты при сравнении дополняют друг друга.

Согласно литературным данным [21], цикорий содержит инулин в количестве от 11 до 65% и его молекулярная структура состоит из $(C_6H_{12}O_5)_n$, содержащих большое количество ОН-групп.

Поэтому можно утверждать, что радикал (I) ковалентно взаимодействует с гидрок-

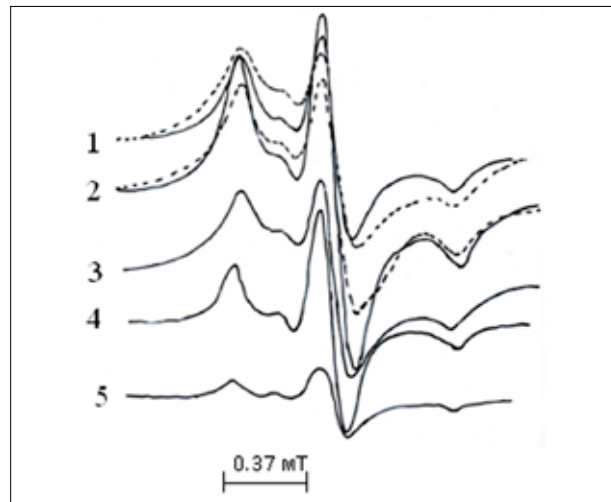


Рис. 3. ЭПР-спектры спин-меченых образцов одуванчика в зависимости от места произрастания и высоты над уровнем моря: 1 – вблизи от автомагистрали (Душанбе), 780 м над ур. м.: листья (сплошная линия), лепестки цветков (пунктирная линия); 2 – вдали от автомагистрали (Душанбе): листья (сплошная линия), лепестки цветков (пунктирная линия); 3 – Игизак, 2130 м над ур. м. листья; 4 – Большой Игизак, 2180 м над ур. м. листья и 5 – Малый Игизак, 2477 м над ур. м. листья.

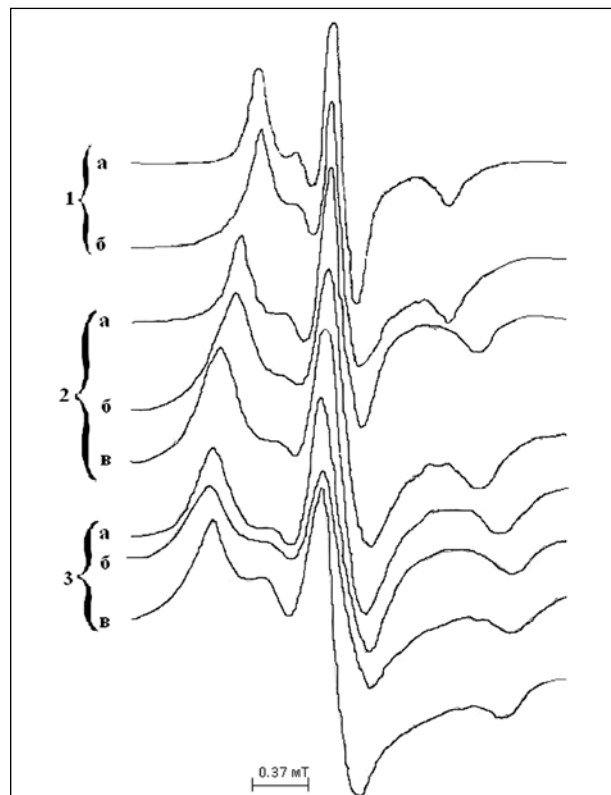


Рис. 4. ЭПР-спектры спин-меченых образцов цикория в зависимости от места произрастания и высоты над уровнем моря: 1 – Дарваз, 2160 м над ур.м.: а – листья, б – стебли; 2 – Хорог, 2200 м над ур.м.: а – листья, б – стебли, в – корни; 3 – Шугнан 2800 м над ур.м.: а – листья, б – стебли, в – корни.

Таблица

Параметры спектров ЭПР спин-меченых образцов одуванчика и цикория в зависимости от высоты над уровнем моря и места произрастания при комнатной температуре

Название образцов	Место произрастания, высота над ур.м. (м)	Части растений	Δl Гс	Δh Гс	ΔH_0 Гс	$2A'z$ Гс	h'/h
Одуванчик	Вблизи от автомагистрали (Душанбе), 780	листья	12	9,6	16,8	120	12
		лепестки цветков	15,6	18	18	120	24
	Вдали от автомагистрали (Душанбе), 780	листья	10,8	10,8	19,2	126	20,4
		лепестки цветков	12	15,6	19,2	122,4	26,4
	Игизак, 2130	листья	12	13,2	15,6	120	21,6
	Большой Игизак, 2180	листья	9,6	9,6	14,6	124,8	12
Малый Игизак, 2477	листья	9,6	9,6	15,6	123,6	2,4	
Цикорий	Дарваз, 2160	листья	10,8	9,6	19,2	168	18
		стебли	24	12	43,2	273,6	34,8
	Хорог, 2200	листья	7,2	8,4	15,6	120	31,2
		стебли	15,6	15,6	24	166,8	39,6
		корни	15,6	14,2	30	222	14,4
	Шугнан, 2800	листья	12	12	30	216	9,6
стебли		21,6	25,2	31,2	213,6	51,6	
корни		16,8	19,2	31,2	213,6	56,4	

сильной группой структуры лекарственных растений.

Об этом свидетельствует вид спектра ЭПР (рис. 2б), соответствующий заторможенному вращению радикала (с частотой вращения $\nu \approx 10^8 \text{ c}^{-1}$), а также практическая независимость спектра ЭПР от многократных промывок. В таблице приведены следующие параметры спектров ЭПР спин-меченых изученных образцов при комнатной температуре: $2A'z$ – расстояние между внешними экстремумами; Δl – полуширина линий в низком поле; Δh – полуширина линий в высоком поле; h'/h – отношение амплитуд низкочастотных линий слабо и сильно иммобилизованных меток и ΔH_0 – ширина линии центрального компонента спектра ЭПР.

Как видно из рисунка 2 (а), в спектрах ЭПР наблюдается свободная вращательная подвижность спиновой метки со временем корреляции $\tau_c \leq 10^{-7} \text{ c}$. Спектры ЭПР спин-меченых образцов (рис. 2б, 3 и 4) при комнатной температуре представляют собой суперпозиции двух сигналов и сильную заторможенность вращательной подвижности спиновой метки со временем корреляции $\tau_c \leq 10^{-7} \text{ c}$, что характеризует неоднородность аморфных областей в исследуемых образцах, в которые проникает метка, а также свидетельствует об изменении системы меж- и внутримолекулярных однородных связей в области присоединения метки.

Как видно из таблицы, параметры Δl и Δh в спектрах ЭПР (рис. 2 и 3), характеризующие

медленно вращающийся радикал, изменяются незначительно, а параметр h'/h является очень чувствительным, изменяется интенсивно и характеризует о появлении нового компонента сигнала ЭПР (рис. 4), относящегося к быстро вращающемуся радикалу, что свидетельствует о появлении сверхтонкой структуры в спектрах исследуемых образцов.

Параметры ΔH_0 и $2A'z$ для образцов одуванчика практически не изменяются, а если изменяются, то очень незначительно (табл. и рис. 3), для цикория в зависимости от составных частей эти же параметры изменяются намного больше (рис. 4). Например, для стебля цикория из Дарваза они составляют 43,2 Гс и 273,6 Гс соответственно, то есть происходит расширение линий спектров ЭПР, которое свидетельствует о значительном изменении вращательной подвижности спиновых меток, введенных в структурную матрицу цикория. Эти изменения хорошо видны на рисунке 4 в спектрах ЭПР.

Таким образом, на основании полученных экспериментальных данных можно заключить, что:

- разработана методика исследования химической модификации дикорастущих лекарственных растений одуванчика и цикория методом спиновой метки;
- радикал (I) ковалентно взаимодействует с гидроксильными группами образцов одуванчика и цикория;
- методом спиновой метки изучена стабильность и молекулярная подвижность

нитроксильной спиновой метки, введённой в матрицу одуванчика и цикория;

– установлено, что при комнатной температуре в спектрах ЭПР наблюдается заторможенность вращательной подвижности спиновой метки со временем корреляции $\tau_c \leq 10^{-7}$ с, которая свидетельствует об изменении системы меж- и внутримолекулярных водородных связей в области присоединения метки;

– параметры спектров ЭПР и вращательной подвижности спиновых меток при комнатной температуре зависят от высоты над уровнем моря и экологических условий места произрастания образцов.

Литература

1. Валягина Е.Т. Лекарственные растения России. СПб.: Издатель, 1997. 284 с.
2. Корсун У.Ф. Фитотерапевтический оздоровительный комплекс. М.: Фитосан-Интер, 1994. 31 с.
3. Шукуров Т., Хаитова З.М., Джураев Ан.А., Марупов Р. Формирование водородных связей в одуванчике лекарственном (*Taraxacum officinale* Wigg.) в зависимости от места произрастания // ДАН РТ. 2007. Т. 50. № 4, С. 334–339.
4. Шукуров Т., Джураев А.А., Хаитова З.М., Джураев Ан.А., Марупов Р. Спектроскопические свойства одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) в средней ИК-области частот // ДАН РТ. 2007. Т. 50. №7. С. 607–612.
5. Shukurov T., Juraev A.A., Khaitova Z.M., Juraev An.A., Marupov R. – Health Phys., 2008, V.95, №1, P. S.18. (Supplement to the Health Physics Society Journal), USA.
6. Шукуров Т., Джураев А.А., Хаитова З.М., Джураев Ан.А., Марупов Р. Спектроскопические свойства листьев одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) в зависимости от места произрастания // ДАН РТ. 2008. Т. 51. № 3. С. 193–199.
7. Шукуров Т., Джураев А.А., Хаитова З.М., Джураев Ан.А., Марупов Р. Инфракрасные спектры лепестков цветков одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) в зависимости от места произрастания // ДАН РТ. 2008. Т. 51. № 5. С. 351–355.
8. Шукуров Т., Рахматова З.М., Марупов Р. Спектроскопические свойства дикорастущего лекарственного растения цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.) // ДАН РТ. 2009. Т. 52. № 6. С. 449–455.
9. Юсупов И.Х., Шукуров Т., Марупов Р. Изучение ЭПР-спектроскопических свойств дикорастущей радио-

лы холодной (*Rhodiola gelida* Schenk) в зависимости от места произрастания // ДАН РТ. 2011. Т. 54. № 5. С. 371–375.

10. Марупов Р., Юсупов И.Х., Шукуров Т., Бахдавлатов А.Д. Изучение ЭПР-спектроскопических свойств составных частей одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) в зависимости от места его произрастания // ДАН РТ. 2012. Т. 55. № 1. С. 30–34.

11. Юсупов И.Х., Шукуров Т., Давлатмаматова С.Ш., Бахдавлатов А.Д., Марупов Р. Изучение ЭПР-спектроскопических свойств составных частей дикорастущего лекарственного растения цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.) // ДАН РТ. 2012. Т. 55. № 3. С. 354–358.

12. Лихтенштейн Г.И. Метод спиновых меток в молекулярной биологии. М.: Наука, 1974. 256 с.

13. Бободжанов П.Х., Лихтенштейн Г.И. Исследование молекулярной динамики целлюлозы методом ЭПР // ДАН Тадж ССР. 1974. Т. 17. № 10. С. 34–37.

14. Кольтовер В.К. Биофизика // Итоги науки и техники. Т. 11. М.: ВИНТИ, 1979. С. 10–18.

15. Likhtenshtein G.I., Yamauchi J., Nakatsuji S., Smirnov A., Tamura R. Nitroxides: Application in Chemistry, Biomedicine, and Materials Science WILEY-VCH. Weinheim. 2008.

16. Likhtenshtein G.I. Stilbenes: Application in Chemistry. (Life Science and Material Science WILEY-VCH. Weinheim. 2009.

17. Марупов Р., Юсупов И.Х., Бободжанов П.Х., Фролов Е.Н., Лихтенштейн Г.И. Исследование температурной стабильности растительных волокон методом спиновых меток // Биофизика. 1979. Т. 24. № 3. С. 519–523.

18. Юсупов И.Х., Бободжанов П.Х., Марупов Р., Анциферова Л.И., Кольтовер В.К., Лихтенштейн Г.И. Исследование молекулярной динамики хлопкового волокна методом спиновых меток // ВМС. Сер. А, 1984. Т. 26. № 2. С. 369–374.

19. Куликов А.В., Юсупов И.Х., Бабаджанов П.Х., Марупов Р., Лихтенштейн Г.И. Исследование надмолекулярной структуры хлопковой целлюлозы методом спиновых меток // Журнал прикладной спектроскопии. 1991. Т. 55. № 6. С. 961–965.

20. Бабаджанов П.Х., Юсупов И.Х., Марупов Р. Исследование молекулярной динамики микрокристаллической целлюлозы методом ЭПР // Журнал прикладной спектроскопии. 1992. Т. 56. № 3. С. 424–428.

21. Каррер П. Курс органической химии. Л.: Госнаучтехиздат хим. литер. 1960. С. 457–458.

УДК 597+574.5+591.111.1

Характеристика периферической крови и содержания тяжёлых металлов в органах и тканях окуня водоёмов бассейна р. Камы

© 2014. Т. А. Гилева, аспирант, Н. В. Костицына, к.б.н., доцент,
Пермский государственный национальный исследовательский университет,
e-mail: gilevata@yandex.ru, minimax@psu.ru

Среди множества веществ, загрязняющих водоёмы, тяжёлые металлы занимают особое место, они характеризуются высокой токсичностью и способны накапливаться в живых организмах. Актуальной в настоящее время задачей является изучение физиологического состояния рыб, обитающих в водоёмах с различной антропогенной нагрузкой.

Целью данной работы было сравнение показателей крови и содержания тяжёлых металлов в органах и тканях окуня, обитающего в разнотипных водоёмах Пермского края.

Сбор материала осуществляли в 2011 году на 7 водоёмах Пермского края: Мотовилихинском пруду, р. Мулянке; р. Сылве; Нытвенском пруду, Камском водохранилище, в верхней и средней части Воткинского водохранилища. В каждой из точек получения проб исследовалось по 30 окуней в возрасте 1 – 3 лет. Содержание микроэлементов определяли методом атомной абсорбции. В состав общего анализа крови входили подсчёт количества эритроцитов и лейкоцитов, подсчёт лейкоцитарной и эритроцитарной формул.

Было установлено, что кровь окуня имеет достаточно сложную морфологическую картину. Лейкоцитарный состав представлен четырьмя группами клеток: лимфоцитами, моноцитами, нейтрофилами и эозинофилами. Картина крови окуня, обитающего в р. Мулянке, Воткинском водохранилище, Мотовилихинском и Нытвенском прудах, достоверно отличается по большинству показателей от таковой у окуня р. Сылвы. Во всех водоёмах, за исключением Камского водохранилища, по отношению к р. Сылве обнаружены следующие закономерности: количество эритроцитов достоверно ниже, количество лейкоцитов, напротив, выше. Максимум накопления тяжёлых металлов характерен для костных тканей, минимум – мышц и печени. Анализ результатов содержания тяжёлых металлов в грунте, воде, а также органах и тканях окуня показал мозаичность их накопления в живых организмах в определённой связи с антропогенной нагрузкой.

Currently, aquatic ecosystems experience considerable stress under the influence of human activities. Heavy metals have a special place among the many pollutants in water bodies since they poorly decompose, are toxic and can accumulate in living organisms. Therefore, relevant task now is to study physiological state of fish inhabiting water bodies with different anthropogenic impact.

The aim of this study is to compare haematological parameters and the content of heavy metals in tissues and organs of perch inhabiting water bodies of different types in Perm region.

The material was collected in 2011 in 7 water bodies of Perm region: Motovilikhinsky pond; Mulyanka river; Sylva river; Nytva pond; Kama Reservoir; in the upper and middle parts of Votkinsk reservoir. 30 perches of age from 1 to 3 years were examined in each location of sampling. Contents of trace elements were determined by method of atomic absorption. General blood analysis included: counting of erythrocytes and leukocytes, calculation of leukocyte and erythrocyte formulas.

It was found that perch blood has rather complex morphological pattern. Leukocyte composition is represented by four groups of cells: lymphocytes, monocytes, neutrophils, and eosinophils. Blood state of perch inhabiting river Mulyanka, Votkinsk reservoir, Motovilikhinsky and Nytva ponds differs significantly from that of the perch of river Sylva by most of the indicators. The following patterns were discovered in respect of Sylva river: the quantity of erythrocytes was significantly lower, the quantity of leukocytes, on the contrary, was higher in all the water bodies except Kama Reservoir. Maximum accumulation of heavy metals is typical for bone tissue, minimum – for muscles and liver. Analysis of heavy metals content in soil, water, and also in organs and tissues of perch showed a mosaic structure of their accumulation in living organisms in certain relation to anthropogenic impact.

Ключевые слова: окунь, тяжёлые металлы, гематологические показатели, физиологическое состояние

Keywords: perch, heavy metals, hematological parameters, physiological state

В настоящее время природная среда под воздействием хозяйственной деятельности человека испытывает значительную нагрузку. Самым ранимым элементом природной среды являются водные экосистемы. Сбрасываемые сточные воды и воздушные выбросы

многопрофильных промышленных, сельскохозяйственных и коммунальных объектов способствуют изменениям гидрохимического и гидробиологического режимов водоёмов. Установлено, что со сточными водами в реки, озёра и водохранилища поступает около

40 тыс. поллютантов [1]. Среди множества органических и неорганических веществ, загрязняющих окружающую среду, тяжёлые металлы (ТМ) занимают особое место, т.к. они не разлагаются, токсичны, способны включаться в пищевые цепи и обладают потенциальной способностью аккумулироваться во многих живых организмах [2]. Актуальной в настоящее время задачей является изучение физиологического состояния рыб, обитающих в водоёмах с различной антропогенной нагрузкой. Гематологические исследования рыб в настоящее время приобретают всё возрастающее значение в связи с тем, что кровь является надёжным индикатором состояния организма. Поэтому изучение морфологии крови, динамики гематологических показателей и диапазона их изменений у рыб, различающихся по своему филогенетическому происхождению, образу жизни и месту обитания, представляет существенный интерес [3].

Цель данной работы состоит в сравнении показателей крови и содержания ТМ в органах и тканях окуня, обитающего в разнотипных водоёмах Пермского края.

Объекты и методы исследования

Сбор материала осуществляли в 2011 г. в период с 23 июня по 9 июля на водоёмах Пермского края: Мотовилихинском пруду, р. Мулянке (г. Пермь); р. Сылве (выше г. Кунгур); Нытвенском пруду (г. Нытва), Камском водохранилище, в верхней и средней части Воткинского водохранилища. Чтобы оценить суммарную степень антропогенной нагрузки, использовали данные, взятые из ежегодного сборника «Состояние и охрана окружающей среды Пермского края» [4]. Наиболее распространёнными загрязняющими веществами являются нефтепродукты, фенолы, соединения марганца, меди, железа, аммонийный азот, трудноокисляемые органические соединения. Для оценки водоёмов использовали значение удельного комбинаторного индекса загрязнённости воды, по значениям которого каждому водоёму присваивается определённый класс качества. Так, вода в р.Сылве и водохранилищах характеризуется как загрязнённая, в прудах – грязная [4].

В качестве объекта изучения был выбран окунь *Perca fluviatilis* L. в связи с возможностью получения массового материала. Лов рыбы проводили поплавочной удочкой. В каждой из семи точек получения проб исследовались по 30 рыб в возрасте 1–3 лет.

Получены обобщённые пробы по скелетной ткани, чешуе, печени и мышцам для 30 особей из изученных водоёмов, также взяты пробы воды и грунта. Содержание микроэлементов определяли методом атомной абсорбции на базе Уральской аналитической лаборатории. Пробоподготовку вели по типовой методике [5]. Общий анализ крови проводили индивидуально у каждой особи. В состав общего анализа крови входили подсчёт количества эритроцитов и лейкоцитов, подсчёт лейкоцитарной и эритроцитарной формул. Кровь брали из хвостовой артерии с помощью инсулинового шприца. Во избежание повышенной свёртываемости использовали гепарин. Для подсчёта эритроцитов и лейкоцитов использовали счётную камеру Горяева. Лейкоцитарную формулу и процентный состав зрелых и незрелых клеток красной крови определяли по мазкам, окрашенных по Май-Грюнвальду. Просмотр мазков крови проводили при увеличении 10 × 90. При установлении процентного состава клеток эритропоэтического ряда за 100% принимали 100 просчитанных эритроцитов, то же – при рассмотрении форм лейкоцитов. Идентификацию клеток красной и белой крови проводили по классификации Н. Т. Ивановой [6]. Статистический анализ результатов проводили с использованием *t*-критерия Стьюдента.

Результаты и их обсуждение

Получены данные по содержанию в окружающей среде и биологических пробах 28 химических элементов, однако анализ проводили только по 10 элементам, для которых известны ПДК. Содержание ТМ в воде было в пределах нормы для никеля, ванадия и свинца. Кобальт обнаружен только в Камском водохранилище и средней части Воткинского водохранилища. Цинк в пробах воды отсутствует. Во всех водоёмах содержание марганца и меди превышает ПДК. Наибольшая концентрация марганца отмечена в Нытвенском пруду, где его содержание в 63,5 раза больше ПДК. Для стронция отмечено превышение ПДК в р. Сылве, р. Мулянке, Мотовилихинском и Нытвенском прудах (табл. 1).

Несколько иная картина распределения загрязнителей в грунтах исследованных водоёмов. В верхней части Воткинского водохранилища отмечено превышение ПДК по 6 элементам: Cr, Mn, V, Ti, Zn, Cu; в средней части Воткинского водохранилища – Cr, Mn, V, Zn, Cu; в Камском водохранилище – Mn,

Таблица 1

Содержание ТМ в воде исследованных водоёмов, мг/л

Химический элемент	ПДК воды	р. Сылва	Мотовилихинский пруд	Нытвенский пруд	Камское водохранилище	Верхняя часть Воткинского водохранилища	Средняя часть Воткинского водохранилища	р. Мулянка
Ni	0,01	0,001	0,002	0,002	0,005	0,003	0,003	0,003
Co	0,01	н/о	н/о	н/о	0,001	н/о	0,001	н/о
Cr	0,001	н/о	н/о	0,003	0,003	0,007	0,002	0,002
Mn	0,01	0,062	0,029	0,635	0,275	0,126	0,087	0,463
V	0,1	0,002	0,004	0,022	0,005	0,002	0,003	0,002
Ti	0,06	0,007	0,029	0,01	0,193	0,084	0,145	0,015
Cu	0,001	0,002	0,003	0,002	0,006	0,004	0,006	0,003
Zn	0,01	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
Pb	0,01	н/о	н/о	0,001	0,003	0,001	0,001	0,001
Sr	0,4	1,721	1,263	0,9653	0,413	0,279	0,218	1,544

Примечание: н/о – не обнаружено.

Таблица 2

Содержание ТМ в грунте исследованных водоёмов, мг/кг сухой массы

Химический элемент	ПДК в грунте	р. Сылва	Мотовилихинский пруд	Нытвенский пруд	Камское водохранилище	Верхняя часть Воткинского водохранилища	Средняя часть Воткинского водохранилища	р. Мулянка
Ni	85	45,4	83,3	33,1	48,1	83,6	84,9	34,7
Co	50	16,3	18,5	5,5	14,4	13,9	28,3	8,7
Cr	100	90,8	92,6	110,2	57,7	167,2	169,9	43,4
Mn	1500	908,2	925,7	551,1	2885,4	2787,0	1698,8	781,3
V	150	90,8	166,6	110,2	96,2	278,7	283,1	78,1
Ti	5000	3632,8	3702,8	1469,6	2885,4	5574,0	4719,0	1562,6
Cu	55	45,4	55,5	18,4	48,1	55,7	56,6	34,7
Zn	70	63,6	64,8	66,1	86,6	167,2	94,4	60,7
Pb	30	13,6	16,7	36,7	19,2	27,9	28,3	13,0
Sr	350	272,5	185,1	55,1	288,5	92,9	94,4	347,2

Zn; Нытвенском пруду – Cr, Pb и Мотовилихинском пруду – V, Cu (табл. 2).

Реку Сылву выше г. Кунгура можно признать условно чистым водоёмом, однако количество стронция в воде здесь больше, чем в других местообитаниях, но учитывая коэффициент суммарной антропогенной нагрузки и сбросы загрязняющих веществ в водные объекты, участок р. Сылвы выше г. Кунгур принят нами в качестве контрольного, то есть условно чистого [7].

Нами был проведён также анализ содержания ТМ в органах и тканях окуня. Отмечена следующая закономерность: выше их концентрация в скелете и чешуе, меньше – в печени и мышцах. В наибольших концентрациях во всех исследуемых органах и тканях содержатся Sr, Zn и Mn; в наименьших – Cr и Co. Превышение значений допустимых остаточных концентраций (ДОК) наблюдается в скелете и чешуе почти по всем элементам, тогда как в печени оно заметно меньше. В печени превышение ДОК обнаружено только у окуня из Мотовилихинского пруда и р. Сылвы. К при-

меру, в первом водоёме количество Ni и Zn немного превышает ДОК, Mn – в 2 раза, а Pb – в 12 раз. У окуня из р. Сылвы ДОК по Pb и Zn превышает вдвое, а Mn – в 3 раза. В мышцах превышения ДОК не выявлено (табл. 3).

Считается, что рыбы чувствительнее к ТМ, чем высшие позвоночные, а повышенная концентрация в воде ионов цинка, ртути, кадмия, меди, помимо прочих эффектов, приводит к уменьшению титра антител в крови, концентрации лимфоцитов, подавлению фагоцитарной активности клеток [8]. В связи с указанным и попытками найти связь между накоплением ТМ и физиологическим состоянием рыб, были исследованы гематологические показатели окуня, обитающего в данных водоёмах. Эритроциты рыб переносят кислород, диоксид углерода, поддерживают кислотно-щелочное равновесие, транспортируют низкомолекулярные вещества, участвуют в механизме дезинтоксикации организма. Лейкоциты отвечают за иммунные реакции и восстановительные процессы в организме.

Таблица 3

Содержание ТМ (мг/кг) в органах и тканях окуня

Водоём	Элемент (ДОК)									
	Ni (0,5)	Co (0,5)	Cr (0,5)	Mn (10)	V (-)	Ti (-)	Cu (10)	Zn (40)	Pb (1,0)	Sr (100)
Скелет										
Мотовилихинский пруд	1,82	н/о	н/о	546,30	1,82	3,64	2,19	254,94	1,09	218,52
р. Сылва	1,06	1,06	н/о	529,50	2,12	н/о	1,77	317,70	0,71	247,10
Нытвенский пруд	1,06	н/о	н/о	528,75	1,76	н/о	3,17	246,75	н/о	211,50
Камское водохранилище	0,95	н/о	н/о	474,60	1,58	н/о	3,16	189,84	н/о	158,2
Воткинское водохр. (верхн. часть)	н/о	н/о	н/о	255,15	2,55	н/о	2,19	182,25	н/о	218,70
Воткинское водохр. (средн. часть)	0,92	н/о	н/о	458,55	1,53	н/о	4,59	305,70	1,22	183,42
р. Мулянка	н/о	н/о	н/о	326,3	1,6315	н/о	1,6315	130,52	0,9789	326,30
Чешуя										
Мотовилихинский пруд	1,57	н/о	н/о	521,80	2,61	н/о	2,61	365,26	2,61	260,90
р. Сылва	н/о	н/о	н/о	511,50	3,07	н/о	2,56	306,90	1,02	1023,00
Нытвенский пруд	н/о	н/о	н/о	316,50	2,64	н/о	2,64	369,25	1,58	316,50
Камское водохранилище	1,94	1,45	н/о	338,94	1,45	н/о	3,39	290,52	н/о	242,1
Воткинское водохр. (верхн. часть)	2,97	н/о	н/о	246,36	2,47	н/о	4,45	742,20	н/о	296,88
Воткинское водохр. (средн. часть)	1,92	н/о	н/о	478,80	2,39	н/о	2,39	718,20	1,44	335,16
р. Мулянка	н/о	н/о	н/о	18,16	0,23	0,91	4,54	27,24	0,27	525,80
Печень										
Мотовилихинский пруд	0,64	0,42	0,21	21,15	0,13	н/о	6,35	42,30	12,69	4,23
р. Сылва	0,25	0,45	н/о	30,00	0,35	2,50	7,50	75,00	2,00	30,00
Нытвенский пруд	0,35	0,35	н/о	1,96	0,20	1,18	3,92	35,28	0,78	11,76
Камское водохранилище	0,23	0,39	н/о	3,86	0,19	0,77	5,79	27,02	0,19	15,44
Воткинское водохр. (верхн. часть)	0,27	0,35	н/о	1,17	0,20	0,78	3,91	7,82	н/о	5,87
Воткинское водохр. (средн. часть)	0,14	0,28	0,08	1,95	н/о	1,40	4,19	19,53	0,42	8,37
р. Мулянка	0,18	0,45	н/о	18,16	0,23	0,91	4,54	27,24	0,27	4,54
Мышцы										
Мотовилихинский пруд	0,24	0,11	н/о	0,79	0,13	1,58	1,58	15,78	0,05	13,15
р. Сылва	0,10	н/о	н/о	0,58	0,06	н/о	0,97	5,82	0,06	9,70
Нытвенский пруд	0,40	0,11	н/о	1,85	0,13	н/о	1,85	2,64	0,05	13,20
Камское водохранилище	0,26	0,11	н/о	3,30	0,18	1,83	2,56	18,30	0,22	18,30
Воткинское водохр. (верхн. часть)	0,38	0,08	н/о	1,27	0,13	н/о	1,52	1,78	н/о	5,08
Воткинское водохр. (средн. часть)	н/о	0,12	н/о	0,81	н/о	0,61	1,21	2,02	1,62	12,12
р. Мулянка	0,18	н/о	н/о	2,96	н/о	н/о	1,77	17,73	0,53	н/о

Примечание: н/о – не обнаружено

Белая кровь окуня представлена четырьмя основными группами клеток: лимфоцитами, моноцитами, а из гранулоцитов – нейтрофилами и эозинофилами. В целом белая кровь окуня имеет ярко выраженный лимфоидный характер. Подавляющее большинство клеток зернистого ряда представлено нейтрофилами [6].

Выявлены достоверные различия в абсолютном количестве эритроцитов и лейкоцитов. Так, во всех исследованных водоёмах количество эритроцитов в периферической крови окуня достоверно ниже, а количество

лейкоцитов достоверно выше в сравнении с окунем, который обитает в р. Сылве. В Камском водохранилище не были выявлены достоверные различия в абсолютных показателях эритроцитов и лейкоцитов (табл. 4).

Наибольшее число лейкоцитов в крови окуня из всех исследованных водоёмов составляют лимфоциты: от 69,4% клеток белой крови у окуня из р. Мулянки до 84,6% – из р. Сылвы. Вместе с тем минимальное абсолютное количество лейкоцитов в крови окуня в р. Сылве и Камском водохранилище, тогда

Таблица 4

Гематологические показатели периферической крови окуня *Perca fluviatilis* L.

Показатель		р. Сыльва	Мотовилихинский пруд	Нытвенский пруд	Камское водохранилище	Верхняя часть Воткинского водохранилища	Средняя часть Воткинского водохранилища	р. Мулянка
Количество клеток в 1 мкл	Эритроцитов, млн / 1 мкл	2,1± 0,071	1,74± 0,082*	1,54± 0,091*	1,92± 0,075	1,85± 0,051*	1,77± 0,06*	1,20± 0,084*
	Лейкоцитов тыс / 1 мкл	100,9± 1,38	141,4± 1,74*	146,5± 1,35*	98,4± 1,82	135,15± 1,47*	132± 1,15*	164± 1,28*
Состав красной крови, %								
Молодые эритроциты		7,4± 0,39	14,1± 0,52*	8,6± 0,32*	6,2± 0,27*	9,5± 0,64*	9,9± 0,52*	15,4± 0,54*
Зрелые эритроциты		92,6± 0,69	85,9± 0,52*	91,4± 0,47	93,8± 0,64	90,5± 1,02	90,1± 0,78	84,6± 0,66*
Абсолютные показатели красной крови, млн / 1 мкл								
Молодые эритроциты		0,16± 0,023	0,25± 0,012*	0,13± 0,030	0,12± 0,024	0,18± 0,051	0,18± 0,032	0,19± 0,015
Зрелые эритроциты		1,94± 0,086	1,49± 0,094*	1,41± 0,080*	1,80± 0,074	1,67± 0,089*	1,59± 0,098*	1,01± 0,078*
Лейкоцитарная формула, %								
Лимфоциты		84,6± 1,25	76,7± 0,82*	74,7± 1,65*	79,4± 1,23*	79,2± 1,75*	80,1± 1,86*	69,4± 0,94*
Моноциты		1,1± 1,23	1,3± 0,49	1,3± 0,30	1,4± 0,27	1,3± 0,92	1,5± 0,57	1,9± 0,62
Нейтрофилы		2,1± 0,26	3,6± 0,56*	2,9± 0,28*	2,3± 0,21	2,5± 1,24	2,5± 0,50	4,2± 0,86*
Эозинофилы		0,9± 1,29	1,3± 0,60	1,4± 0,75	1,4± 1,27	1,2± 0,95	1,1± 0,54	2,6± 0,62
Клетки-предшественники лейкоцитов		11,3± 1,18	17,1± 1,23*	19,7± 0,94*	15,5± 1,24*	16,8± 0,88*	14,8± 0,97*	21,9± 1,42*
Абсолютные показатели белой крови, тыс. / 1 мкл								
Лимфоциты		85,36± 1,342	108,45± 1,086*	109,44± 1,144*	78,13± 1,594*	107,04± 1,422*	105,73± 1,064*	113,82± 1,643*
Моноциты		1,11± 0,226	1,84± 0,482	1,91± 0,264*	1,38± 0,430	1,76± 0,222*	1,98± 0,196*	3,12± 0,298*
Нейтрофилы		2,12± 0,264	5,09± 0,124*	4,25± 0,241*	2,26± 0,178	3,38± 0,332*	3,30± 0,240*	6,89± 0,230*
Эозинофилы		0,91± 0,604	1,84± 0,432	2,05± 0,732	1,38± 0,438	1,62± 0,608	1,45± 0,324	4,26± 0,384*
Клетки – предшественники лейкоцитов		10,50± 0,482	24,18± 0,634*	28,86± 0,730*	15,25± 0,408*	21,35± 0,684*	19,54± 0,406*	35,92± 0,739*

Примечание: * – достоверные отличия ($p < 0,05$) по *t*-критерию Стьюдента в сравнении с гематологическими показателями окуня из р. Сыльвы

как в остальных исследованных местообитаниях окуня достоверно выше (табл. 4). При этом помимо лимфоцитов повсюду отмечено значительное количество клеток предшественников лейкоцитов, моноцитов и нейтрофилов немного, а эозинофилов ещё меньше. При сопоставлении анализа крови окуня с величиной антропогенной нагрузки выделяется р. Мулянка (максимум лейкоцитов при ми-

нимуме эритроцитов в крови окуня). Данный водоём испытывает наибольшую в сравнении с другими исследованными водоёмами антропогенную нагрузку. Крупнейший источник загрязнений – ООО «ЛУКОЙЛ-Пермнефть», отходы которого попадают в Мулянку через реку Пыж. Содержание нефтепродуктов в воде Мулянки в районе впадения в неё реки Пыж превышает ПДК в 49,4 раза [4].

Необходимо отметить, что в р. Сылве и Камском водохранилище наблюдается наиболее благоприятная экологическая ситуация, о чём свидетельствует сходство физиологического состояния окуня, обитающего в этих водоёмах.

Заключение

Кровь окуня имеет достаточно сложную морфологическую картину. Лейкоцитарный состав крови окуня представлен четырьмя основными группами клеток: лимфоцитами, моноцитами, а из гранулоцитов – нейтрофилами и эозинофилами. Картина крови окуня, обитающего в р. Мулянке, Воткинском водохранилище, Мотовилихинском и Нытвенском прудах, достоверно отличается по большинству показателей от таковой у окуня р. Сылвы. Во всех водоёмах, за исключением Камского водохранилища, по отношению к р. Сылве обнаружены следующие закономерности состава крови окуня: количество эритроцитов достоверно ниже, количество лейкоцитов (в основном за счет лимфоцитов, клеток-предшественников и отчасти – нейтрофилов), напротив, выше. Накопление ТМ в различных органах и тканях окуня однотипно с ранее изученным пескарем [5]. Максимум характерен для костных тканей, минимум – мышц и печени. Анализ результатов содержания ТМ в грунте, воде, а также в органах и тканях окуня показал мозаичность их накопления в живых организмах в определённой связи с антропогенной нагрузкой.

Таким образом, можно констатировать, что у рыб из водоёмов, имеющих значительную антропогенную нагрузку, ниже количество клеток красной крови и заметно выражен лейкоцитоз. Эти данные свидетельствуют об

усилении клеточного иммунитета у рыб, обитающих в загрязнённых водоёмах, и могут являться следствием начальных стадий токсикозов, сопровождающихся мобилизацией резервных функций организма.

Литература

1. Тепляков А.В., Кубашев И.Г. Токсикологическая загрязнённость и паразитофауна водоёмов интенсивного рыбного промысла Удмуртской Республики. Ижевск: Изд-во ИЖГГУ, 2002. 60 с.
2. Sorensen E.M. Metal poisoning in fish. Texas: CRC Press, 1992. 362 p.
3. Аленичев С.В., Рыжков Л.П. Цитоморфологический состав крови и динамика гематологических показателей окуня *Perca fluviatilis* Онежского озера в условиях техногенного загрязнения // Вопросы ихтиологии. 2000. Т. 40. № 1. С. 91–96.
4. Материалы ежегодного сборника «Состояние и охрана окружающей среды Пермского края» // Природа Пермского края: сайт. URL: <http://wp.permecology.ru> (дата обращения 21.03.2012).
5. Гилева Т.А., Костицына Н.В., Зиновьев Е.А., Бакланов М.А. К содержанию тяжёлых металлов в органах и тканях ряда популяций пескаря *Gobio gobio* (L.) бассейна р. Камы // Вестник Пермского университета. 2010. В.2. С. 31–36.
6. Иванов А.А. Физиология рыб. М.: Мир, 2003. 284 с.
7. Холстов С.Б., Вертгейм А.Г. Ранжирование муниципальных образований края по уровню антропогенной нагрузки // Состояние окружающей среды Пермского края в 2007 году. Пермь. 2008. 112 с.
8. Dethloff G.M., Bailey H.C., Maier K.J. Effects of dissolved copper on selected hematological, biochemical and immunological parameters of wild rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2001. P. 371–380.

Оценка фитотоксичности почвы, экспериментально загрязнённой тяжёлыми металлами

© 2014. Е. А. Карпова, д.б.н., в.н.с.,
А. А. Ермаков, к.б.н., с.н.с., Ю. С. Парубец, аспирант,
Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
e-mail: karpova_soil@mail.ru

В статье приведены результаты трёхгодичного эксперимента с загрязнением дерново-подзолистой почвы сульфатами цинка и меди на уровне 5 ПДК (в расчёте на элемент). Целью работы была оценка изменения во времени фитотоксичности загрязнённой почвы. Почву загрязняли в первый год исследования перед проведением вегетационного опыта с растениями ячменя *Hordeum vulgare* L. Каждый раз после уборки урожая сосуды с почвой сохранялись в естественных условиях и использовались в следующем вегетационном сезоне. Продемонстрировано снижение фитотоксичности загрязнённой почвы по отношению к растениям ячменя *Hordeum vulgare* L. в течение времени эксперимента. Фитотоксичность почвы определяли по величине биомассы ячменя (индексу толерантности) и концентрации металлов в растениях. Скорость изменения (снижения) характеристик фитотоксичности загрязнённой дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы в 3-летнем эксперименте была различной: биомасса > концентрация тяжёлых металлов в растениях > содержание подвижных форм тяжёлых металлов в почве.

In this article the results of a three-years experiment with soddy-podzolic soil polluted with sulfates of zinc and copper at the level of 5 Critical Levels (calculated per an element) are presented. The work aims at assessment of change in time of phytotoxicity of the polluted soil. The soil was polluted in the first year of research before making a vegetative experiment with barley (*Hordeum vulgare* L.). Each time after harvesting plants, the pots with the soil remained under natural conditions and were used during the next vegetative season. Decrease of phytotoxicity of the polluted soil in relation with barley plants during experiment time is shown. Phytotoxicity of the soil was estimated by the amount of the biomass of barley (a tolerance index) and concentration of metals in it. Speed of change (decrease) of phytotoxicity characteristics of the polluted soddy-podzolic clay-loam soil in a 3-year-old experiment was various: biomass > concentration of heavy metals in plants > the content of mobile forms of heavy metals in the soil.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, цинк, медь,
загрязнение, вегетационный опыт, биомасса, ячмень

Keywords: heavy metals, zinc, copper, pollution, green house experiment, biomass, barley

Введение

Загрязнение природной среды, в том числе тяжёлыми металлами (ТМ), – один из наиболее мощных факторов разрушения биосферы. Для оценки и прогноза сценария воздействия загрязнённой почвы на другие компоненты экосистемы и, в частности, на растения распространены приёмы экспериментального моделирования (вегетационные, полевые, лабораторные опыты). Наиболее часто исследование воздействия определённого уровня загрязнения почвы ТМ на растения проводят в вегетационных опытах. Как правило, это данные, полученные за один вегетационный сезон, прошедший с момента загрязнения почвы. Причём в таких опытах обычно уровень загрязняющего вещества создают внесением его растворимых соединений в почву. И на основе полученных данных нормируется содержание (часто – валовое) ТМ в почве, а также оцени-

вается или прогнозируется фитотоксичность ТМ в реальных системах почва-растение с аналогичным уровнем загрязнения.

Однако при внесении в почву растворов солей ТМ в течение длительного времени происходит трансформация их почвенных соединений, меняется и фитотоксичность загрязнённой почвы. Установлено [1–3], что в почве с момента её загрязнения тренд подвижных и кислоторастворимых форм ТМ направлен на их снижение, связанное с переходом в более прочно связанные соединения. Причём в зависимости от уровня загрязнения, свойств металла, состава и свойств почвы длительность этих направленных трансформационных процессов соединений ТМ (до установления динамического равновесия между всеми группами почвенных соединений ТМ) может составлять от 2–3 лет до значительно большего периода времени [3]. Поэтому результаты, полученные в течение первого года с момента загрязнения

почвы растворами солей ТМ, могут применяться только для оценки и прогноза фитотоксичности почвы при её залповом загрязнении растворимыми соединениями ТМ.

Целью настоящего исследования была оценка изменения во времени фитотоксичности дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы, загрязнённой на уровне 5 ПДК (по металлу) сульфатами цинка и меди.

Материалы и методы исследования

Вегетационный опыт в четырёхкратной повторности проводился в период с 2006-го по 2008 г. на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве. Основные агрохимические показатели исходной почвы, определённые по стандартным методикам [4], следующие: рН водн. – 6,1; гидролитическая кислотность, Нг – 1,7 ммоль/100 г почвы; сумма поглощённых оснований, S – 11,8 ммоль/100 г почвы; подвижные соединения фосфора и калия – 15,9 и 9,0 мг/100 г почвы соответственно. Приведённые данные свидетельствуют о среднем уровне окультуренности дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы.

ТМ (Cu и Zn) вносили в виде растворов CuSO₄ и ZnSO₄ (5 ПДК в расчёте на валовое содержание по элементу: Cu – 330 мг/кг, Zn – 550 мг/кг почвы). Спустя 3 дня производили посев ячменя *Hordeum vulgare* L. сорта «Сонет».

Почва была загрязнена только в 2006 г. Зелёную массу растений в опытах убирали через 45 дней, одновременно отбирали пробы почв. Сосуды с остатками почвы оставляли до следующей весны на территории вегетационного домика. Перед новым вегетационным сезоном опыты перезакладывались с сохранением всех вариантов. Почву из сосудов повторений каждого варианта усредняли и снова делили на повторения и через 2 дня проводили посев растений.

Поскольку ежегодно почва из сосудов отбиралась для анализа, в каждом последующем сезоне приходилось уменьшать массу сосудов.

В 2006 г. сосуды с почвой были массой 5 кг, в 2007 – 3 кг и в 2008 – 1,4 кг. В связи с уменьшением массы почвы снижалось и число растений в сосуде (10, 8 и 4 соответственно).

Cu и Zn из почвы извлекали 1 моль/л ацетатно-аммонийным буферным раствором (ААБ) с рН 4,8 (подвижные соединения) и 1 моль/л раствором HCl (кислоторастворимые формы) при соотношении почва: раствор 1:10.

Растения озоляли при 450°С. Зола растворяли в 10% HCl при нагревании. Определяли металлы атомно-абсорбционным методом.

Результаты и их обсуждение

Фитотоксичность загрязнённой ТМ почвы может проявляться в нарушении физиолого-биохимических процессов в растении и приводить к снижению количества и качества биомассы, а при высоких уровнях загрязнения – к гибели растительных организмов. Наиболее часто фитотоксичность оценивается по величине биомассы растений.

Для устранения влияния фактора погодных условий, а также неодинаковой массы почвы в сосудах разных вегетационных сезонов на оценку фитотоксичности почв был использован индекс толерантности (ИТ), который определяется как отношение величины биомассы в исследуемом варианте к варианту контроля. Этот коэффициент был предложен в работе [5] и часто применяется для сравнительной оценки эффективности мелиорантов на загрязнённых почвах [6].

В таблице 1 приведены индексы толерантности, определённые по биомассе ячменя *Hordeum vulgare* L. в исследуемом опыте. В первый (2006) год проведения вегетационного эксперимента фитотоксичность почвы варианта Zn 5ПДК имела критический уровень: растения ячменя погибли сразу после слабых всходов. ИТ в этом случае равен 0.

В каждом последующем сезоне в течение трёхлетнего эксперимента фитотоксичность загрязнённой почвы вариантов Cu 5 ПДК и Zn 5 ПДК существенно снижалась. В конце

Таблица 1

Биомасса растений ячменя *Hordeum vulgare* L. и индекс толерантности растений в трёхлетнем эксперименте

Вариант	1-й вегетационный сезон		2-й вегетационный сезон		3-й вегетационный сезон	
	масса, г/сосуд	ИТ	масса, г/сосуд	ИТ	масса, г/сосуд	ИТ
Контроль	13,8±2,4	1	3,32±0,54	1	2,83±0,42	1
Cu 5 ПДК	0,11±0,03	0,008	0,10±0,03	0,03	0,42±0,10	0,15
Zn 5 ПДК	0	0	0,20±0,05	0,06	1,07±0,33	0,38

3-го сезона исследования ИТ увеличился в 5–6 раз по сравнению с концом 2-го сезона. За 3 года, прошедших с момента загрязнения почвы, ИТ варианта Cu 5 ПДК возрос в 21 раз. Хотя величина биомассы ячменя в вариантах с загрязнённой почвой оставалась ещё значительно ниже, чем на контроле: в варианте Zn 5 ПДК – в 2,6 раза и в варианте Cu 5 ПДК – в 6,7 раза.

Следует заметить, что в почве при загрязнении солями ТМ происходит увеличение показателей кислотности. Основным процессом, который сопровождается выделением протонов, в данном случае считается гидролиз солей ТМ, определённый вклад вносят и обменные реакции, а также реакции комплексообразования с участием ТМ [1, 7–9].

Изменение величины рН почвы также влияет на фитотоксичность. При возрастании актуальной почвенной кислотности в составе почвенного раствора увеличивается доля свободных ионов металлов (наиболее токсичной формы). В работе [9] было показано, что при варьировании в лабораторном эксперименте с загрязнённой почвой значений рН от 4 до 7 фитотоксичность Cu для проростков ячменя *Hordeum vulgare* L. была максимальна при рН 4.

Значения рН водн. в вариантах загрязнения почвы исследуемого опыта снизились с $6,1 \pm 0,1$ (контроль) до $4,1 \pm 0,3$ (вариант Cu 5 ПДК) – $4,5 \pm 0,4$ (вариант Zn 5 ПДК). Подкисление почвы, вызванное внесением сульфатов Zn и Cu, сохранялось в течение всего времени проведения эксперимента и достоверно не различалось по годам. В то же время фитотоксичность почвы, оцениваемая по ИТ, как было отмечено выше, значительно снижалась. Очевидно, в данном случае на уменьшение фитотоксичности загрязнённой почвы в течение эксперимента почвенная кислотность не влияла.

Существенно снижалась во времени и концентрация ТМ в биомассе ячменя *Hordeum vulgare* L. загрязнённых вариантов (рис. 1). Однако темпы её уменьшения были ниже, чем изменение фитотоксичности загрязнённой почвы, оцениваемой по величине ИТ. За 2 последних года наблюдений содержание Cu в растениях снизилось в 3,3 раза, Zn – только в 1,2 раза. За 3 года эксперимента концентрация Cu в выращиваемой культуре стала ниже в 9,3 раза по сравнению с первым вегетационным сезоном, проведённым сразу после загрязнения почвы. Причём даже без применения агрохимических средств или мелиорантов на загрязнённой Cu на уровне 5 ПДК дерново-подзолистой тяжелосуглинистой среднеокультуренной почве спустя три года с момента загрязнения концентрация металла в выращиваемой зелёной массе ячменя уже не превышала временный максимально-допустимый уровень (ВМДУ) – 30 мг/кг. В варианте Zn 5 ПДК в аналогичных условиях содержание металла значительно (в 8,6 раза) превышало ВМДУ (50 мг/кг), т.е. за три года ещё не достигло безопасного уровня. Хотя следует заметить, что сами величины загрязнения почвы металлами, выраженные в мг/кг, значительно различаются: загрязнение на уровне 5 ПДК по Zn составляет 550 мг/кг, а Cu – 330 мг/кг.

В течение трёх лет, прошедших с момента загрязнения почвы, происходила трансформация соединений ТМ, общий тренд которой направлен на снижение количества подвижных и кислоторастворимых форм, т.е. на более прочное закрепление поступивших в растворимом виде сульфатов Zn и Cu [2, 3]. Отчуждением ТМ с биомассой культуры можно пренебречь, т. к. оно ежегодно было значительно ниже 0,005% от внесённого количества.

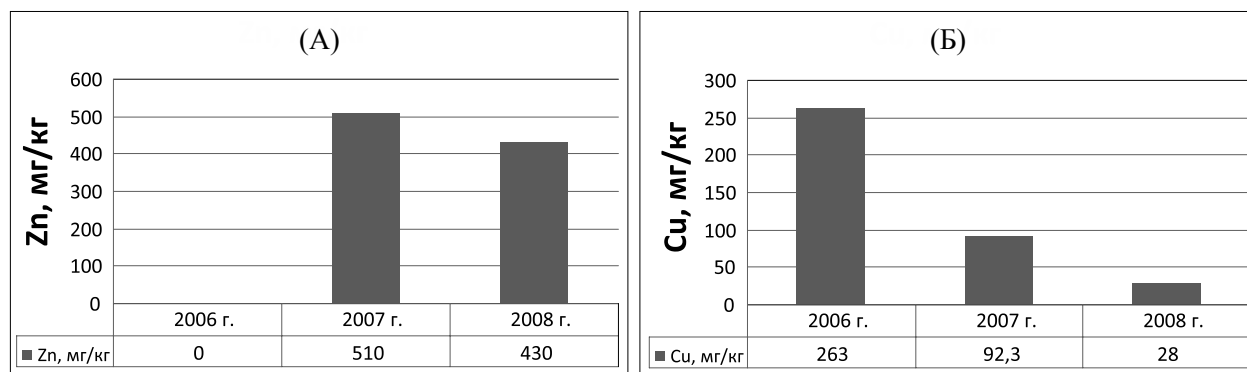


Рис. 1. Концентрация Zn и Cu в биомассе ячменя вариантов с загрязнением дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы: (А) – Zn 5ПДК, (Б) – Cu 5ПДК в трёхлетнем эксперименте.

Снижение накопления ТМ растениями ячменя происходило во времени более быстрыми темпами, чем уменьшение количества подвижных и кислоторастворимых соединений ТМ в почве, о чём свидетельствуют коэффициенты накопления Zn и особенно Cu для культуры в опыте (табл. 2). Это явление может быть связано с двумя причинами. Первая – усиление защиты (мобилизации функциональных резервов) организмов (растений) при стрессовых воздействиях относительно невысокого в количественном выражении уровня негативного фактора. Поскольку во времени происходит снижение содержания в почве подвижных соединений ТМ, то и уровень стрессового воздействия ТМ на растения снижается. Если в первый вегетационный сезон стрессовое воздействие загрязнённой ТМ почвы было критическим, т. е. приводило к нарушению защитных механизмов растений ячменя: в варианте Zn 5 ПДК проростки погибли, а в варианте Cu 5 ПДК – это были чахлые растения с выраженным хлорозом и биомассой почти в 140 раз ниже, чем в варианте контроля, то с каждым последующим сезоном в вариантах с загрязнённой почвой увеличивалась вегетативная масса растений относительно контроля, а концентрация ТМ в ней снижалась.

Вторая причина опережающего снижения фитотоксичности почвы по сравнению с уменьшением в ней количества подвижных соединений ТМ может быть связана с тем, что в условиях высокого уровня загрязнения почвы ацетатно-аммонийная вытяжка не будет адекватно характеризовать количество доступных растениям ТМ. Растения в первую очередь будут поглощать наименее прочно связанные металлы, находящиеся в обменном состоянии, а ацетат-ион за счёт комплексообразования

Таблица 2

Коэффициент накопления (Кн) Cu биомассой ячменя *Hordeum vulgare* L. в вариантах загрязнения на дерново-подзолистой почве: 1 – рассчитанный по отношению к подвижным соединениям ТМ (вытяжка ААБ); 2 – по отношению к кислоторастворимым соединениям (вытяжка 1 моль/л HCl)

Вегетационный сезон	1		2	
	Cu	Zn	Cu	Zn
Первый (2006 г.)	1,30	–	1,09	–
Второй (2007 г.)	0,46	1,40	0,35	1,05
Третий (2008 г.)	0,20	1,22	0,16	0,81

Примечание: нет данных.

может извлекать и часть специфически сорбированных ТМ. В данном случае при оценке доступности для растений ТМ в почве, вероятно, следует применять более слабый экстрагент, например 0,01 моль/л раствор CaCl₂ или MgCl₂ [3].

Заключение

За три года проведения эксперимента с момента загрязнения дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы растворами солей Zn и Cu на уровне 5 ПДК значительно снизилась фитотоксичность почвы, оцениваемая как по величине биомассы (ИТ), так и концентрации металлов в растениях ячменя. Очевидно, что при постановке вегетационных опытов с целью оценки фитотоксичности почвы при её экспериментальном загрязнении растворами ТМ существенное значение для прогноза реальных ситуаций будут иметь данные опыта, характеризующие два состояния системы. Данные первого с момента загрязнения вегетационного сезона могут применяться только для оценки и прогноза фитотоксичности почвы при её залповом загрязнении растворимыми соединениями ТМ. Результаты, характеризующие почвенную систему соединений ТМ в динамическом равновесии (когда будут отсутствовать направленные изменения всех показателей фитотоксичности почвы во времени), могут быть использованы для оценки и прогноза фитотоксичности почвы в реальных, длительно существующих ситуациях с аналогичным уровнем загрязнения.

Скорость изменения (снижения) характеристик фитотоксичности загрязнённой дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы в 3-летнем эксперименте была различной: биомасса (ИТ) > концентрация ТМ в растениях > содержание подвижных форм ТМ в почве.

Литература

1. Минкина Т.М. Содержание ТМ в почвах нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореферат диссертации ... доктора биологических наук. Ростов-на-Дону, 2008. 48 с.
2. Карпова Е.А., Парубец Ю.С., Ермаков А.А., Голятина С.В. Изменение подвижности меди в дерново-подзолистой почве в течение 3-х лет с момента загрязнения: влияние погодных условий и агрохимических средств // Современные проблемы загрязнения почв: Материалы III Международной научной конференции. (Москва, 24-28 мая 2010 г.) М.: МГУ, 2010. С. 218–222.

3. Карпова Е.А., Ермаков А.А., Парубец Ю.С. Проблемы интерпретации результатов экспериментального моделирования загрязнения системы почва-растения // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 2. С. 75–78.

4. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: МГУ, 2001. 689 с.

5. Beckett P.H., Davis R.D. Upper Critical levels of toxic elements in plants // New phytol. 1977. V. 79. P. 95–106.

6. Wrobel S. Interaction of organic sorbents and liming in remediation of light soil contaminated with copper and zinc // Biogeochemistry of trace elements: environmental protection, remediation and human health / Eds. Yongnan Zhu, N. Lepp, P. Naidu. Tsinghua: University Press, 2007. P. 931–933.

7. Мотузова Г.В., Макарычев И.П., Петров М.И. Влияние ионов железа, ртути, меди на кислотно-основные свойства водных вытяжек из почв // Вестник Моск. ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2011. № 4. С. 26–31.

8. Мотузова Г.В., Макарычев И.П., Петров М.И. Влияние алюминия, цинка, меди и свинца на кислотно-основные свойства водных вытяжек из почв // Почвоведение. 2013. № 1. С. 48–54.

9. Ginocchio R., de la Fuente L.M., Sánchez P., Bustamante E., Silva Y., Urrestarazu P.H. Effect of pH on metal bioavailability and phytotoxicity in agricultural soils spiked with acidic copper-rich mine wastes // Biogeochemistry of trace elements: environmental protection, remediation and human health / Eds. Y.G. Zhu, N. Lepp and R. Naidu—Beijing. Tsinghua: University Press, 2007. P. 604–605.

Российская академия наук
Институт проблем экологии и эволюции РАН (ИПЭЭ)
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН

**XVII Всероссийское совещание по почвенной зоологии,
посвящённое 75-летию со дня рождения чл.-корр. РАН Д. А. Криволицкого
22–26 сентября 2014 г.**

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28

Основные направления работы совещания:

- Функциональные взаимосвязи в почвенном сообществе; ризосфера; зоомикробные отношения; экосистемные функции почвенных животных; структура и функционирование почвенных систем.
- Почвенные животные и проблемы почвенного плодородия; почвенные животные в агроэкосистемах; экономическое значение почвенных животных.
- Почвенные животные и трансформация природной среды: антропогенные нарушения, смены климата, естественные и антропогенные катастрофы; сукцессии почвенных сообществ; биоиндикация и мониторинг.
- Фауна, население, структура и динамика сообществ, зоогеография педобионтов; проблемы биоразнообразия.
- Экология, физиология, поведение почвенных животных.

Информация о совещании размещена на сайте Института биологии Коми НЦ УрО РАН по адресу: www.ib.komisc.ru/add/conf/soilzoology.

Чувствительность биотестов на основе водорослей хлорелла и сценедесмус к тяжёлым металлам

© 2014. Е. А. Тютюкова, магистрант, Ю. С. Григорьев, к.б.н., профессор, Сибирский федеральный университет, e-mail: gr2897@gmail.com

Проведено сравнение роста и чувствительности к ионам тяжёлых металлов (кадмий, цинк и медь) водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. и *Chlorella vulgaris* Beijer. Обе культуры широко используются в Российской Федерации в качестве тест-организмов при биотестировании токсичности водных сред. Водоросль хлорелла выращивалась в культиваторе КВ-05 на 50% среде Тамия при 36°C. Биотестирование проводилось в 24-х кюветном культиваторе КВМ-05 в течение 22 часов при 36°C на 2% среде Тамия, а также на средах Успенского и Прата. Культуру водоросли сценедесмус выращивали на 10% среде Тамия в культиваторе КВ-05 при 20°C и непрерывном освещении. Биотестирование проводилось в устройствах УЭР-03 на средах Успенского, Прата и 1% среде Тамия при 25°C. Благодаря вращению кассеты с пробами воды и тест-организмами данные устройства обеспечивают для них равные температурные и световые условия, а также аэрацию. За время культивирования (45 часов) численность клеток в контроле возрастала в 20–25 раз. Установлено, что прирост каждой из тест-культур на средах Прата, Успенского и 1–2% среде Тамия был практически одинаковым. При этом различия в степени подавления роста обеих культур водорослей тяжёлыми металлами были невелики и укладывались в диапазон 20–30%. Хорошее сходство по чувствительности данных биотестов свидетельствует о возможности их применения, не противопоставляя друг другу.

The toxic effect of cadmium, zinc and copper ions on growth and sensitivity of algae *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. and *Chlorella vulgaris* Beijer was examined. Both cultures are widely used in the Russian Federation as test-organisms for water toxicity bioassay. Chlorella was cultured in 50% Tamiya medium in cultivator KV-05 at 36°C. Chlorella growth inhibition test was conducted in the cultivator KVM-05 during 22 hours at 36°C in Uspenskii, Prat and 2% Tamiya media. Alga Scenedesmus was cultured in 10% Tamiya medium in cultivator KV-05 at 20°C under continuous illumination. Scenedesmus growth inhibition test was conducted in devices UER-03 in Uspenskii, Prat and 1% Tamiya media at 25°C. Due to the rotation of the cassette with the water samples and test organisms these devices provide equal temperature, light conditions and aeration. During cultivation (45 hours), the number of cells in control increased by 20–25 times. It was shown, that growth of both test-cultures practically did not differ when Prat, Uspenskii and 1–2% Tamiya media were used. At the same time the degree of growth inhibition of both algae cultures in presence of heavy metals was within the range of 20–30%. Good likeness of the sensitivity of these bioassays indicates the possibility of their application, without opposing them to each other.

Ключевые слова: биотестирование, токсичность, тяжёлые металлы, водоросли хлорелла и сценедесмус

Keywords: bioassay, toxicity, heavy metals, algae Chlorella and Scenedesmus

Введение

В настоящее время в России для целей государственного экологического контроля допущено две методики биотестирования токсичности вод на водорослях – на культурах сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb.) [1] и хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) [2]. Обе методики используются во многих экологических организациях и службах, но, как правило, по отдельности. При этом биотест на основе широко и давно используемой одноклеточной зелёной водоросли сценедесмус имеет ряд недостатков. К ним можно отнести недостаточную оперативность, трудоёмкость в исполнении и необеспеченность комплексом аппаратуры,

позволяющим поддерживать стандартные условия для тест-организма.

В последние годы на кафедре экотоксикологии и микробиологии Сибирского федерального университета (СФУ) ведутся исследования, направленные на решение данных проблем. Разработаны оригинальные устройства экспонирования тест-организмов при биотестировании (УЭР-03). Для поддержания требуемых световых и температурных условий содержания тест-организмов созданы специализированные климатостаты.

Целью настоящих исследований явилось сравнение методик биотестирования вод на водоросли хлорелла [2] и сценедесмус через оценку их чувствительности к тяжёлым металлам. Для обеспечения стандартных

условий проведения токсикологических экспериментов культуру водоросли сценедесмус выращивали с помощью разработанного в СФУ оборудования.

Методы исследования

Водоросль хлорелла выращивалась по методике [2] в культиваторе КВ-05 на 50% среде Тамия при 36°C. Биотестирование проводилось в 24-кюветном культиваторе КВМ-05 в течение 22 часов при 36°C на 2% среде Тамия, а также на широко используемых средах Успенского и Прата. Плотность засева – 70 тыс. клеток/см³ (что соответствует оптической плотности 0,005). За время культивирования численность клеток в контроле возрастала в 30–35 раз.

Культуру водоросли сценедесмус выращивали в 10% среде Тамия в культиваторе КВ-05 при температуре 20°C и непрерывном освещении. Биотестирование проводилось на средах Успенского, Прата и 1% среде Тамия в устройствах УЭР-03 при 25°C. Благодаря вращению кассеты с пробами воды и тест-организмами со скоростью 6–8 об./мин. данные устройства обеспечивают активное перемешивание и аэрацию сред. Кроме того, в результате вращения создаются равные условия по температуре и освещению для всех анализируемых проб воды. УЭР-03 устанавливались в климатостат ВЗ, который обеспечивал поддержание температуры 25°C и световое облучение интенсивностью 3500–4000 люкс. Плотность засева тест-культуры сценедесмуса составляла 27 тыс. клеток/см³ (что соответствует оптической плотности 0,005). За 45 часов экспонирования в УЭРах численность клеток возрастала в 20–25 раз.

Оптическую плотность водорослевых суспензий как показатель численности клеток измеряли на приборе ИПС-03 в круглых кюветах диаметром 20 мм при длине волны 560 нм. Всё используемое в работе оборудование разработано в СФУ.

Результаты и их обсуждение

В первой серии опытов были изучены ростовые характеристики тест-культур хлореллы и сценедесмуса при выращивании на всех трёх питательных средах, рекомендованных для биотестирования. Поскольку среда Тамия обладает повышенным содержанием солей по сравнению со средами Успенского и Прата, то для снижения возможности связывания с ними токсических компонентов анализи-

руемых проб воды с образованием труднодоступных для тест-организма комплексов её многократно разбавляли. При этом выбранная степень разбавления не должна лимитировать рост самих тест-культур водорослей.

С этой целью была изучена зависимость прироста и чувствительности к модельному токсиканту бихромату калия тест-культуры водоросли сценедесмус от степени разбавления питательной среды Тамия.

Результаты экспериментов, представленные на рисунке 1, показывают, что на 1% и 2% среде Тамия прирост водоросли за 45 часов остаётся практически неизменным, в то время как чувствительность к бихромату калия существенно выше на 1% среде.

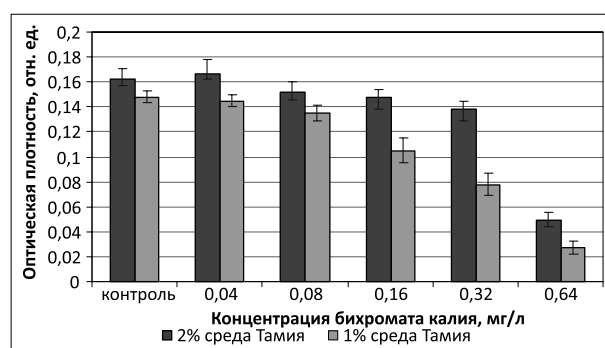


Рис. 1. Прирост водоросли сценедесмус за 45 часов культивирования в УЭР-03 на 1 и 2% среде Тамия в присутствии различных концентраций бихромата калия.

Таким образом, разбавление среды Тамия приводит к значительному повышению чувствительности тест-культуры водоросли сценедесмус к токсиканту. При этом какого-либо ограничения в скорости роста тест-культуры водоросли даже при 100-кратном разбавлении данной среды не наблюдается.

Сравнение роста водорослей на других средах (рис. 2) показало, что за 45 часов культивирования в устройствах УЭР-03 водоросли сценедесмус её прирост на всех средах был близким приросту более продуктивной водоросли хлорелла после 22 часов выращивания на тех же средах по методике [2].

В плане биотестирования несомненный интерес представляло сравнение чувствительности обеих тест-культур к токсикантам на различных питательных средах. Для этого были использованы соли трёх тяжёлых металлов – сульфаты кадмия, меди и цинка

Результаты проведённых экспериментов (рис. 3–5) свидетельствуют, что с увеличением концентрации тяжёлых металлов наблюдается однонаправленное снижение прироста водо-

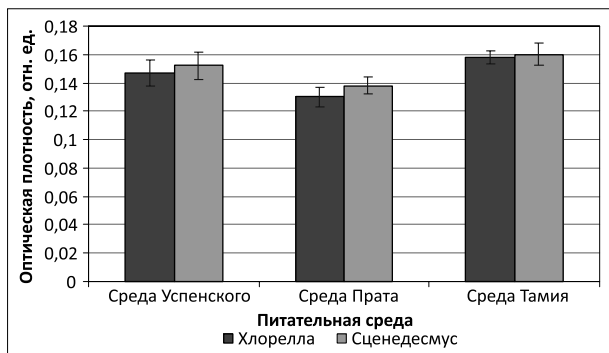


Рис. 2. Прирост тест-культур водорослей сценедесмус (45 часов) и хлорелла (22 часа) на средах Успенского, Прата и среде Тамия 1% и 2% соответственно) в контрольных вариантах опыта.

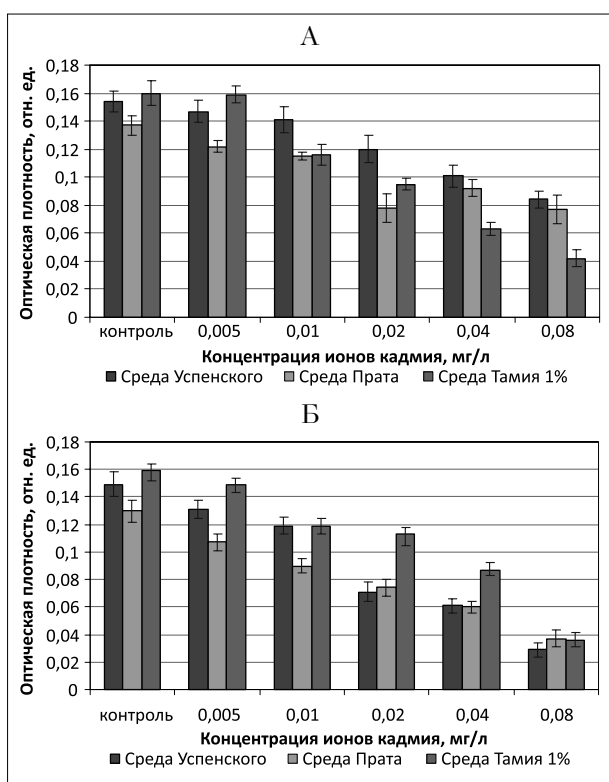


Рис. 3. Оптическая плотность тест-культур водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трёх питательных средах в присутствии различных концентраций ионов кадмия (условия как на рис. 2).

рослевых культур. При этом степень подавления роста водорослей хлорелла и сценедесмус была близка на всех трёх питательных средах. Разница укладывалась в диапазон 20–30%.

Закключение

Хорошее сходство по чувствительности данных биотестов свидетельствует о возможности их применения, не противопоставляя друг другу. Нельзя не отметить также, что

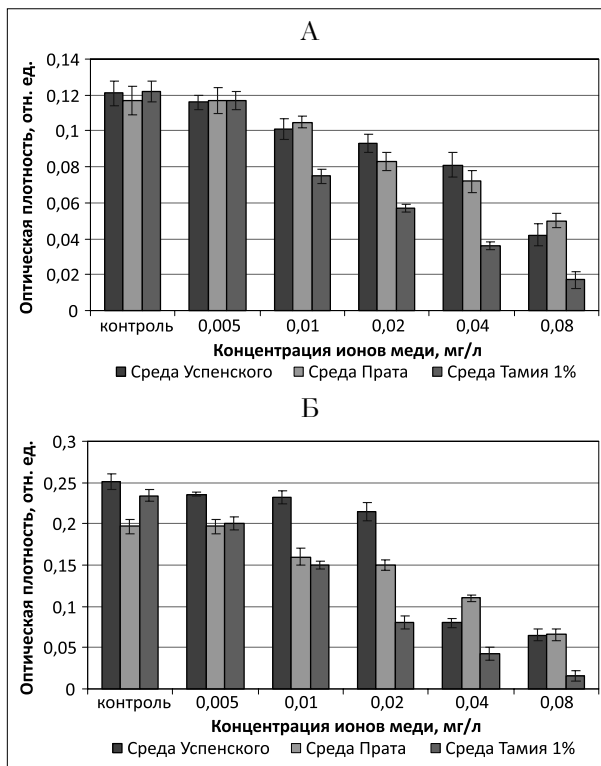


Рис. 4. Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трёх питательных средах в присутствии различных концентраций ионов меди (условия как на рис. 2).

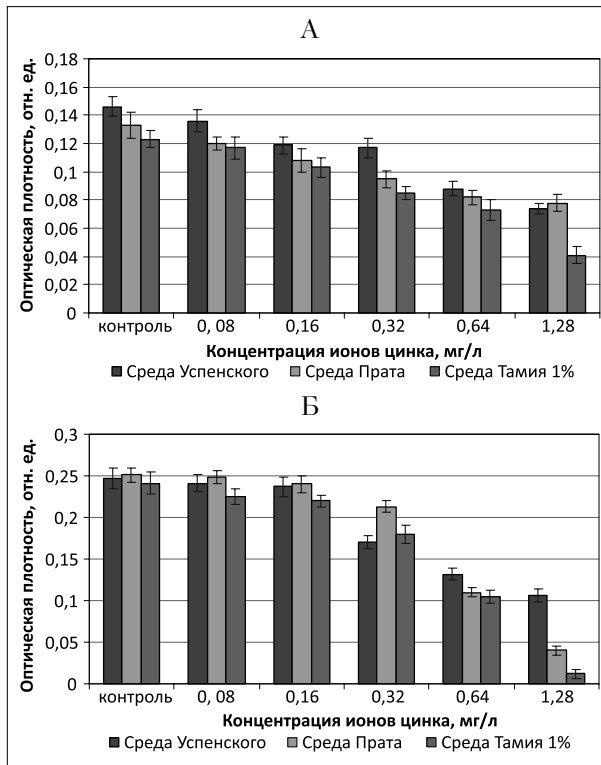


Рис. 5. Оптическая плотность тест-культуры водорослей сценедесмус (А) и хлорелла (Б), выращенных на трёх питательных средах в присутствии различных концентраций ионов цинка (условия как на рис. 2).

использование устройств УЭР-03 позволило существенно сократить длительность биотестирования на водоросли сценедесмус и значительно улучшить воспроизводимость получаемых результатов.

Литература

1. Жмур Н.С., Орлова Т.Л. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков

сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. ФР. 1.39.2007.03223. М. 2007. 48 с.

2. Григорьев Ю.С. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 16.1:2.3:3.7-04, ФР.1.39.2012.12370. Москва, 2004 (издание 2012 г.), 42 с.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН
Санкт-Петербургский государственный университет
МГУ им. М. В. Ломоносова
Общество почвоведов им. В. В. Докучаева
Общество по изучению гуминовых веществ им. Д. С. Орлова
Региональное отделение СНГ Международного гуминового общества
Почвенный институт им. В. В. Докучаева РАСХН

**VI Всероссийская научная конференция с международным участием
«Гуминовые вещества в биосфере»**
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
6–9 октября 2014 г.
г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28

Основные направления работы конференции:

1. Функции гуминовых веществ в биосфере.
2. Структурные параметры гуминовых веществ и современные методы их изучения.
3. Гуминовые вещества палеопочв.
4. Гуминовые вещества в условиях техногенеза.
5. Гуминовые препараты и их применение.
6. Гумусное состояние почв, региональные аспекты (только стендовая сессия).
7. Круглый стол «Современные представления о природе гуминовых веществ».

Информация о конференции размещена на сайте Института биологии Коми НЦ УрО РАН по адресу <http://ib.komisc.ru>, а также на сайте Общества по изучению гуминовых веществ <http://humic.pu.ru>.

Влияние цианобактерии *Nostoc muscorum* на устойчивость растений ячменя к действию метилфосфоновой кислоты

© 2014. Е. В. Коваль¹, аспирант, С. Ю. Огородникова^{1,2}, к.б.н., доцент, с.н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

e-mail: undina2-10@yandex.ru

Работа посвящена изучению влияния цианобактерии *Nostoc muscorum* (ЦБ) на устойчивость растений ячменя к действию фосфорорганического ксенобиотика – метилфосфоновой кислоты (МФК). МФК в изученных концентрациях ($5 \cdot 10^{-4}$ и $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) не оказывала токсического действия на ЦБ, отмечали накопление хлорофилла а в культуре *N. muscorum*. Под влиянием МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) происходило возрастание интенсивности процессов перекисного окисления липидов в клетках ЦБ. Цианобактериальная обработка семян ячменя вызывала увеличение их жизнеспособности. МФК в низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) также стимулировала жизнеспособность семян, причём эффект усиливался в присутствии ЦБ. В вариантах с $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л МФК и МФК в присутствии ЦБ жизнеспособность семян была близка к контролю.

При действии ЦБ, МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и МФК в присутствии ЦБ отмечали снижение интенсивности процессов ПОЛ и значительное возрастание накопления каротиноидов, что свидетельствует об активации антиоксидантной защиты в растительных клетках. МФК более высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) и МФК с добавлением ЦБ вызывала возрастание интенсивности окислительных процессов в растительных тканях и снижение уровня хлорофиллов. Цианобактериальная обработка стимулировала линейный рост растений ячменя. МФК в высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) и МФК с добавлением ЦБ вызывала угнетение роста растений. По показателям роста предварительная обработка семян ЦБ не снижала токсического действия МФК на растения.

This paper studies the impact of Cyanobacteria *Nostoc muscorum* (CB) on the barley plants' resistance to organophosphorus xenobiotic – methylphosphonic acid (MPA). MPA in studied concentrations ($5 \cdot 10^{-4}$ and $1 \cdot 10^{-3}$ mol/l) does not have toxic effects on Cyanobacteria, accumulation of chlorophyll in the culture of *N. muscorum* was stated. Under the influence of MPA ($1 \cdot 10^{-3}$ mol/l) increase in the intensity processes of lipid peroxidation in the cells of Cyanobacteria took place. MPA in low concentration ($5 \cdot 10^{-4}$ mol/l) stimulated seeds viability, and the effect was amplified in the presence of Cyanobacteria. In the samples with MPA $1 \cdot 10^{-3}$ mol/l, and MPA with Cyanobacteria the seeds viability was close to control.

Under the influence of MPA ($5 \cdot 10^{-4}$ mol/l), and MPA with Cyanobacteria there was a marked reduction of the intensity of lipid peroxidation and a significant increase in carotenoids accumulation. This indicates activation of the antioxidant protection in plant cells. Both MPA in higher concentrations ($1 \cdot 10^{-3}$ mol/l) and MPA with Cyanobacteria caused increase of oxidative processes intensity in plant tissues and reduction of chlorophyll level. Cyanobacterial treatment stimulated linear growth of barley plants. MPA in high concentrations ($1 \cdot 10^{-3}$ mol/l) and MPA with Cyanobacteria inhibited plants growth. As for growth indicators, pre-treatment of seeds with Cyanobacteria did not reduce the toxic effect of MPA.

Ключевые слова: метилфосфоновая кислота, цианобактерия *Nostoc muscorum*, перекисное окисление липидов, хлорофиллы, каротиноиды, жизнеспособность семян

Keywords: methylphosphonic acid cyanobacterium *Nostoc muscorum*, lipid peroxidation, chlorophylls, carotenoids, seed viability

Глобальное загрязнение окружающей среды затронуло все сферы обитания живых организмов. Многие поллютанты содержат в своём составе биогенные элементы, но структура веществ делает эти соединения практически недоступными для использования живыми организмами. К числу таких соединений относятся фосфорсодержащие органические вещества – метилфосфонаты.

Метилфосфоновая кислота (МФК) ($\text{CH}_5\text{O}_3\text{P}$) – конечный продукт гидролиза любых эфиров метилфосфоновой кислоты и универсальный маркер фосфорсодержащих

отравляющих веществ [1]. Наличие стабильной углерод-фосфорной связи в молекуле МФК делает её устойчивой к тепловому воздействию, гидролизу и фотолизу [2].

Биотрансформация метилфосфонатов затруднена, однако есть сведения о способности ряда микроорганизмов использовать метилфосфонаты в качестве источника фосфора [2]. Некоторые прокариотные микроорганизмы и низшие эукариоты (ряд дрожжей и плесневых грибов) способны расщеплять С–Р связь [3]. Впервые доказательство биологического расщепления С–Р связи было

получено на примере *Escherichia coli*. Эта бактерия может использовать метилфосфоновою или этилфосфоновою кислоты в качестве единственного источника фосфора [4].

Цианобактерии представляют большой интерес из-за разнообразных физиологических возможностей [5]. Ряд цианобактерий (ЦБ) проявляет устойчивость к фосфорорганическим токсикантам [6]. Фермент С–Р-лиаза катализирующий гидролиз связи С–Р обнаружен у некоторых видов ЦБ, что указывает на их теоретическую способность деструктурировать метилфосфонаты [3].

Цель работы – изучить влияние цианобактерии *Nostoc muscorum* на устойчивость растений ячменя к действию метилфосфоновой кислоты.

Материалы и методы

Объектами исследования были семена и растения ячменя сорта Новичок и ЦБ *N. muscorum*. ЦБ для исследования были взяты из музея фототрофных микроорганизмов Вятской государственной сельскохозяйственной академии.

Исследование проводилось в три этапа. На первом этапе оценивали влияние МФК на биохимические показатели ЦБ: содержание хлорофилла а и активность перекисного окисления липидов (ПОЛ). Для этого культуру *N. muscorum* инкубировали на растворе МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л и $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) в течение суток.

Интенсивность ПОЛ анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), который образуется в процессе ПОЛ [7]. Определяли накопление МДА в культуре ЦБ (нмоль/мл). Хлорофилл а в ЦБ определяли спектрофотометрически [8].

На втором этапе оценивали влияние МФК, ЦБ и их совместного действия на жизнеспособность семян ячменя. Для этого семена ячменя (50 шт.) выдерживали в присутствии ЦБ (1 мл суспензии на чашку Петри), на растворе МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л), на растворе МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) с добавлением ЦБ, на растворе МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) и на растворе МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) с добавлением ЦБ в течение суток (контроль – дистиллированная вода). Оценку жизнеспособности семян проводили по методу, основанному на способности дегидрогеназ живых клеток восстанавливать бесцветный раствор хлорида тетразолия в фармазан [9].

На третьем этапе изучали влияние обработки растений ЦБ на функциональный

статус растений, выращенных в присутствии МФК, по показателям: содержание пластидных пигментов, интенсивность ПОЛ и показатели роста. Для этого семена ячменя проращивали в чашках Петри на дистиллированной воде с добавлением ЦБ и без ЦБ. Семидневные проростки ячменя пересаживали в сосуды на водную культуру, в качестве которой использовали питательный раствор Кнопа (контроль), растворы МФК, приготовленные на растворе Кнопа ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л и $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л). Возраст культуры ЦБ – 9 недель, титр $6,5 \cdot 10^7$ кл/мл.

Активность ПОЛ в листьях и корнях растений анализировали спектрофотометрически по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с МДА [7].

Содержание фотосинтетических пигментов в листьях ячменя определяли фотометрическим методом на спектрофотометре «Spesol» (Германия) в ацетоновой вытяжке [10].

Для приготовления растворов использовали метилфосфоновою кислоту фирмы Lancaster (Англия), содержащую 98% действующего вещества.

Опыты были выполнены в трёхкратной повторности. Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов [11].

Результаты и их обсуждение

Было установлено, что МФК в изученных концентрациях не оказывала токсического действия на ЦБ. МФК в низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) стимулировала накопление хлорофилла а в культуре *N. muscorum* в 2,5 раза (табл. 1). МФК более высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) также вызывала рост количества хлорофилла а, но в меньшей степени (табл. 1). Под влиянием МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) происходило возрастание интенсивности процессов ПОЛ в клетках ЦБ в 1,6 раза по сравнению с контролем. МФК более низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) не вызывала изменение интенсивности процессов ПОЛ.

Таблица 1
Влияние МФК на содержание хлорофилла а и активность ПОЛ в клетках *N. muscorum*

Концентрация МФК, моль/л	Содержание малонового диальдегида	Содержание хлорофилла а
	% к контролю	
$5 \cdot 10^{-4}$	92,5	251,0
$1 \cdot 10^{-3}$	156,8	140,8

Полученные данные свидетельствуют об устойчивости данной культуры ЦБ к действию МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л), очевиден стимулирующий эффект МФК в данной концентрации на жизнедеятельность *N. muscorum*. Но при воздействии МФК более высокой концентрации защитные механизмы ослабевали, что проявилось в росте активности ПОЛ и торможении накопления хлорофилла а.

Влияние МФК, ЦБ и их совместное действие на жизнеспособность семян оценивали по активности дегидрогеназ в семенах при прорастании. Цианобактериальная обработка семян вызывала увеличение их жизнеспособности (табл. 2). МФК в низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) также стимулировала жизнеспособность семян, причём эффект усиливался в присутствии ЦБ. В вариантах с МФК более высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) и МФК в присутствии ЦБ жизнеспособность семян была близка к контролю.

На данном этапе эксперимента отмечен благотворный эффект воздействия МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) на семена ячменя, добавка ЦБ также усиливала данный эффект.

На третьем этапе эксперимента было изучено влияние ЦБ на устойчивость растений ячменя к действию МФК, которое оценивали по показателям: содержание пластидных пигментов, интенсивность процессов ПОЛ и рост растений.

Важным показателем функционального статуса растений является содержание пластидных пигментов: хлорофиллов и каротиноидов. В листьях опытных растений по сравнению с контролем происходило повышенное накопление каротиноидов (табл. 3). Самое высокое содержание жёлтых пигментов отмечали в листьях растений, выращенных в присутствии ЦБ и в вариантах с действием МФК низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и МФК с добавлением ЦБ. МФК в высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) в меньшей степени стимулировала накопление жёлтых пигментов в листьях.

Известно, что в фотосинтетическом аппарате каротиноиды выполняют функции антиоксидантов, которые нейтрализуют активные формы кислорода (АФК) [12]. На-

копление каротиноидов в листьях растений в вариантах с МФК, по-видимому, направлено на снижение уровня АФК и защиту мембран хлоропластов и хлорофиллов от окислительного повреждения. В опытах с совместным действием МФК и ЦБ содержание каротиноидов в листьях растений было на 10–15% выше, чем при действии МФК. Возможно, ЦБ индуцируют биосинтез каротиноидов в растительных клетках в условиях химического стресса, что направлено на повышение устойчивости растений к действию МФК.

Отмечена тесная обратная зависимость между содержанием каротиноидов и интенсивностью процессов ПОЛ в листьях ячменя ($r=-0,83$). Установлено существенное, в 2,7 раза, уменьшение содержания МДА в клетках растений, выращенных в присутствии ЦБ (табл. 4). Снижение уровня малонового диальдегида – продукта ПОЛ является следствием активации антиоксидантной системы в растительных клетках в ответ на действие ЦБ и свидетельствует о положительном действии ЦБ на жизнедеятельность растений.

В вариантах с действием МФК и МФК в присутствии ЦБ также отмечали снижение интенсивности процессов ПОЛ в листьях ячменя, но оно проявилась в меньшей степени, чем в опыте с ЦБ. В вариантах с действием $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л МФК и МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) с добавлением ЦБ содержание МДА в клетках было меньше по сравнению с контролем на 10 и 12% соответственно. Достоверное снижение интенсивности процессов ПОЛ в растительных клетках происходило при действии МФК низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) с добавлением ЦБ, что, по-видимому, является следствием возрастания активности антиоксидантной защиты в клетках под влиянием МФК (табл. 4).

Выявлено, что наиболее эффективно антиоксидантная защита проявляется в вариантах с ЦБ и МФК низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л), что подтверждается данными по содержанию в листьях зелёных пигментов – хлорофиллов (табл. 3). Количество хлорофиллов в листьях ячменя, выращенного в присутствии ЦБ, МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) с добавлением ЦБ было близ-

Таблица 2

Влияние МФК и ЦБ *N. muscorum* на жизнеспособность семян ячменя

Вариант опыта	Контроль (вода)		МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л)		МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л)	
	К	К+ЦБ	МФК	МФК+ЦБ	МФК	МФК+ЦБ
Количество жизнеспособных семян, % к контролю	100	107	108	111	102	101

Таблица 3

Действие МФК и ЦБ *N. muscorum* на содержание пластидных пигментов в листьях ячменя

Концентрация МФК, моль/л	Хлорофиллы			Каротиноиды
	а	б	а+б	
	мг/ г сухой массы			
Контроль (0)	5,72±0,42	1,54±0,01	7,26	0,86±0,11
Контроль (0) + ЦБ	5,42±0,20	1,92±0,28	7,35	1,98±0,01*
МФК (5·10 ⁻⁴)	5,59±0,15	1,91±0,07*	7,49	1,84±0,07*
МФК (5·10 ⁻⁴) + ЦБ	5,75±0,69	1,91±0,21	7,66	1,92±0,20*
МФК (1·10 ⁻³)	4,09±0,21*	1,48±0,24	5,58	1,26±0,03*
МФК (1·10 ⁻³) + ЦБ	4,37±0,40	1,64±0,21	6,01	1,45±0,17*

Примечание: * различия достоверны при $p < 0,05$.

ко к контролю. В вариантах с действием МФК (1·10⁻³ моль/л) и МФК в присутствии ЦБ отмечали снижение содержания хлорофиллов в 1,2 раза по сравнению с контролем, что согласуется с данными по накоплению каротиноидов и МДА в растительных клетках.

Таблица 4

Действие МФК и ЦБ *N. muscorum*

на содержание малонового диальдегида (МДА) в растениях ячменя

Концентрация МФК, моль/л	Содержание МДА, нмоль/г сырой массы	
	листья	корни
Контроль (0)	13,38±0,25	6,17±0,51
Контроль (0) + ЦБ	4,94±0,25*	3,37±0,35*
МФК (5·10 ⁻⁴)	8,99±0,51*	3,41±0,13*
МФК (5·10 ⁻⁴) + ЦБ	10,53±1,08*	4,40±0,26*
МФК (1·10 ⁻³)	12,04±0,59	5,64±0,73
МФК (1·10 ⁻³) + ЦБ	11,75±0,14*	15,62±0,79*

Примечание: * различия достоверны при $p < 0,05$.

Отмечали сходные изменения интенсивности процессов ПОЛ в листьях и корнях опытных растений (табл. 4). Так, обработка растений ЦБ вызывала значительное снижение интенсивности процессов ПОЛ в корнях ячменя. В варианте с действием МФК (5·10⁻⁴ моль/л) также отмечали снижение интенсивности процессов ПОЛ. Совместное действие МФК (5·10⁻⁴ моль/л) и ЦБ вызывало возрастание (в 1,3 раза) уровня МДА в корнях по сравнению с действием ЦБ и МФК (5·10⁻⁴ моль/л). В опыте с действием МФК высокой концентрации (1·10⁻³ моль/л) интенсивность процессов ПОЛ в клетках корней была близка к контролю. Добавка ЦБ к МФК высокой концентрации (1·10⁻³ моль/л) индуцировала активацию окислительных процессов в клетках корней, накопление МДА превышало в 2,5 раза значения в контроле.

Известно, что корневая система растений по сравнению с надземными органами наиболее чувствительна к действию МФК [13].

Существенная активация процессов ПОЛ в корнях, по-видимому, связана с окислительным стрессом в клетках при действии МФК высокой концентрации (1·10⁻³ моль/л), который усиливается в присутствии ЦБ.

Рост является интегральным процессом, который отражает степень адаптации растений к условиям среды. Действие стрессоров на растения вызывает перестройку метаболизма, характеризующуюся ингибированием энергоёмких анаболических процессов, что, как правило, приводит к торможению роста. Ранее было показано, что высокие концентрации МФК способствуют снижению линейного роста корней и побегов ячменя [13].

Линейный рост побегов растений, выращенных в присутствии ЦБ, превышал контрольный на 40% (рис.). Растения данного варианта имели более широкую листовую пластинку, выглядели наиболее здоровыми на фоне других вариантов: отсутствовали некрозы, хлорозы на листьях. Возможно, ростстимулирующий эффект связан с наличием в цианобактериях ауксино- и гиббериллиноподобных веществ. Известно, что обработка семян пшеницы ЦБ *Nostoc linckia* в лабораторных опытах приводила к стимуляции роста корней [14]. Под влиянием МФК (5·10⁻⁴ моль/л) длина побегов и корней была близка к контролю. При действии МФК в более высокой концентрации (1·10⁻³ моль/л) линейный рост листьев снижался на 20%. Растения, выращенные в присутствии ЦБ, не проявляли большей устойчивости к действию МФК как в низкой, так и в высокой концентрации, рост побегов оставался в пределах контроля и снижался на 16% соответственно.

Длина корней растений, выращенных в присутствии ЦБ, почти на 20% превышала контроль. МФК как в малой (5·10⁻⁴ моль/л), так и в высокой концентрации (1·10⁻³ моль/л) не оказывала достоверного изменения длины корней, однако отмечали их утолщение. Добавка ЦБ при проращивании способствовала снижению

длины корней: при воздействии МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) на 20%, а при воздействии МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) на 30% от уровня контроля.

тающие в присутствии МФК, но стимулирует всхожесть семян и инициирует активацию антиоксидантной системы растений.

Выводы

Литература

1. Установлено, что предварительная обработка семян ЦБ приводила к увеличению жизнеспособности семян в условиях действия МФК низкой концентрации ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и к увеличению линейного роста органов растений.

1. Савельева Е.И., Зенкевич И.Г., Кузнецова Т.А., Радилов А.С., Пшеничная Г.В. Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии // Российский химический журнал. 2002. Т. XLVI. № 6. С. 82 – 91.

2. При действии ЦБ, МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) и МФК ($5 \cdot 10^{-4}$ моль/л) в присутствии ЦБ отмечали снижение интенсивности процессов ПОЛ и значительное возрастание накопления каротиноидов, что свидетельствует об активации антиоксидантной защиты.

2. Кононова С.В., Несмеянова М.А. Фосфонаты и их деградация микроорганизмами // Биохимия. 2002. Т. 67. Вып. 2. С. 220 – 233.

3. МФК более высокой концентрации ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) и МФК с добавлением ЦБ вызывали возрастание интенсивности окислительных процессов в растительных тканях и снижение уровня хлорофиллов.

3. Quinn J. P., Peden J. M. M., Dick R. E. Carbon-phosphorus bond cleavage by grampositive and gram-negative soil bacteria // Appl. Microbiol. Biotechnol. 1989. V. 31. P. 283–287.

4. Предварительная обработка семян ЦБ не снижала токсического действия МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) на растения, напротив, отмечали усиление процессов ПОЛ в корнях при совместном действии МФК и ЦБ.

4. Schowanek D., Verstraete W. Phosphonate utilization by bacterial cultures and enrichments from environmental samples // Appl. Environ. Microbiol. 1990. V. 56. P. 895–903.

5. Предварительная обработка семян ЦБ *N. muscorum* не оказывает выраженного протекторного воздействия на растения, произрас-

5. Громов Б.В. Ультраструктура синезелёных водорослей. Л.: Наука, 1976. 95 с.

6. 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.

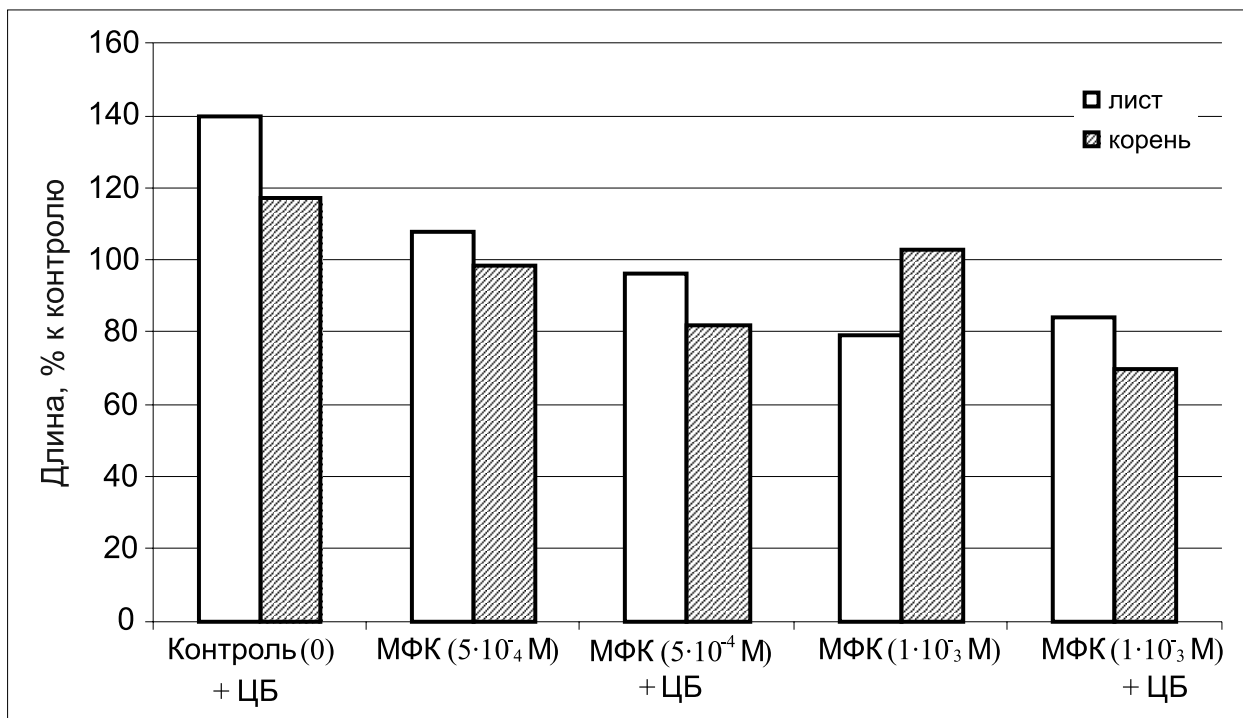


Рис. Влияние метилфосфоновой кислоты (моль/л) и ЦБ *N. muscorum* на линейный рост органов растений ячменя.

7. Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
8. Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. Institute of Marine Research. Norway: 2000. 25 p.
9. ГОСТ 12039-82 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения жизнеспособности.
10. Шлык А.А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зелёных листьев // Биохимические методы в физиологии растений. М.: Наука, 1971. С. 154 – 171.
11. Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1973. 343 с.
12. Полесская О.Г. Растительная клетка и активные формы кислорода. – М.: КДУ, 2007. 140 с.
13. Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Реакции растений на фосфорорганический ксенобиотик – метилфосфоновоую кислоту. Сыктывкар: 2004. 24 с.
14. Трефилова Л.В. Использование цианобактерий в агробиотехнологии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов. 2008. 26 с.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН
Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми
Республиканский центр обеспечения функционирования особо охраняемых
природных территорий природопользования
Министерство охраны окружающей среды Финляндии
Институт окружающей среды Финляндии (SYKE)
Проект ВРАН – сеть охраняемых природных территорий в Баренцевом регионе

Международное рабочее совещание
**МЕТОДЫ ОЦЕНКИ УГРОЗЫ ИСЧЕЗНОВЕНИЯ ВИДОВ И ОПРЕДЕЛЕНИЕ
СТАТУСА УЯЗВИМОСТИ, ОСНОВАННЫЕ НА IUCN-КРИТЕРИЯХ,
ДЛЯ КРАСНЫХ КНИГ БАРЕНЦЕВА РЕГИОНА,
посвящённое 50-летию создания Красного списка IUCN**
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
29 сентября – 4 октября 2014 г.
г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28

Рабочая программа совещания предусматривает пленарную сессию, секционные заседания, круглый стол «Возможности создания базы данных по редким и охраняемым видам Баренцева региона» и тренинги для российских экспертов по использованию системы критериев IUCN.

Вся актуальная информация о рабочем совещании размещена на сайте Института биологии Коми научного центра УрО РАН по адресу: <http://ib.komisc.ru/>.

Оценка экологической значимости сверхвысокочастотного электромагнитного излучения малой интенсивности по данным биотестирования

© 2014. В. Н. Никитина¹, д.м.н., зав. лабораторией, В. В. Петраш², д.б.н., зав. лабораторией, Е. А. Броницкая², с.н.с., Г. Г. Ляшко¹, к.м.н., с.н.с., В. И. Жаворонков³, д.т.н., профессор,

¹Санкт-Петербургский государственный морской технический университет,

²Научно-исследовательский институт промышленной и морской медицины ФМБА России,

³Вятский государственный гуманитарный университет,

e-mail: nvn1964@yandex.ru

Методом биотестирования оценили экологическую значимость техногенных электромагнитных излучений низкой интенсивности СВЧ-диапазона, создаваемых средствами сотовой связи. В качестве биологического тест-объекта использована рожь озимая (*Secale cereale* L.), сорт Былина. Семена высевали по 5 штук в отдельные горшочки, которые располагали на контрольном и опытном полях. Источник СВЧ-излучения стандарта сотовой связи GSM-900 (мобильный телефон модели SGH-X160 Samsung Electronics Co., Ltd.) помещали в центральной части опытного поля на 28 дней. Для определения уровня плотности потока энергии использовали измеритель уровней электромагнитных излучений ПЗ-41. Телефон работал в режиме вызова абонента в течение 120 секунд семь раз в сутки. Контрольные растения находились в другом, идентичном по микроклимату помещении. Эксперименты проводили в разное время года (осень, зима, весна). По окончании каждого эксперимента подсчитывали количество проросших растений; измеряли длину листьев, их количество и массу. Сравнивали показатели состояния растений опытного и контрольного полей. Результаты выявили негативные отличия в развитии опытных растений.

The purpose of the research is assessment of ecological importance of technogenic electromagnetic radiations of low intensity range (UHF), created by means of cellular communication (with method of biotesting). As a biological test-object we used winter rye (*Secale cereale* L.), cultivar «Bylina». Seeds were planted by 5 in separate pots, which were located in the control and experimental fields. The source of UHF radiation, a mobile phone, model SGH-X160 Samsung Electronics Co., Ltd. was placed in the centre of the field for 28 days. To determine the level of energy flux density we used a tester levels of electromagnetic radiation PZ-41. Telephone was operating in the calling regime of a subscriber during 120 seconds seven times a day. Control plants were kept in another identical microclimate indoors. Experiments were conducted at different times of the year (autumn, winter, spring). On completion of every experiment we counted up the amount of germinating plants; measured the length of leaves, their amount and mass. We compared the indicators of the experimental and control plants. The results revealed negative tendencies in development of tested plants, as compared with the control plants.

Ключевые слова: биотестирование, тест-объект, рожь озимая, СВЧ электромагнитные излучения, мобильный телефон

Keywords: biotesting, test object, winter rye, UHF electromagnetic radiations, mobile phone

Введение

Экологическая значимость техногенных электромагнитных полей (ЭМП) всё более возрастает. В последние годы наряду с изучением воздействия ЭМП на здоровье человека всё большее внимание специалистов привлекает исследование воздействия ЭМП на разнообразные элементы биоценоза. На сегодня имеется ряд публикаций о влиянии микроволновых излучений на птиц, млекопитающих, микроорганизмы и др. [1–5]. Среди источников электромагнитного загрязнения

окружающей среды одно из ведущих мест занимают электромагнитные излучения (ЭМИ) сверхвысокочастотного (СВЧ) диапазона. Это связано прежде всего с широким внедрением средств сотовой радиосвязи. В окружающей среде ЭМИ создаются антеннами базовых станций сотовой связи и абонентскими терминалами. Максимальные (средние) значения выходной мощности радиопередающего оборудования систем (стандартов) сотовой связи всех поколений соответствуют интервалам 10–100 Вт для базовых станций и 0,1–2,0 Вт – для абонентских станций. Как правило,

базовые станции имеют секторные антенны с усилением до 15–17 дБ. В результате эквивалентная излучаемая мощность может достигать 250–1000 Вт. Полоса частот радиозлучения зависит от стандарта сотовой связи и составляет от 453 до 1980 МГц [6].

По данным Международного союза электросвязи, в настоящее время 90% населения мира имеет доступ к сетям подвижной связи, а значит, проживает на территориях в зонах излучения ЭМИ антенн базовых станций. Численность подписчиков услуг подвижной радиосвязи неуклонно растёт, охватывая всё более широкий круг возрастных групп населения [7]. Каждый подписчик использует абонентский терминал – сотовый телефон.

В последние годы в нашей стране и за рубежом были получены новые данные об отрицательном влиянии излучений мобильных телефонов на здоровье людей, в том числе детский организм [8–10]. Авторы констатируют, что постоянное воздействие ЭМИ мобильных телефонов вызывает снижение функций мышления, внимания и памяти, изменение межполушарной синхронизации ритмов ЭЭГ [11, 12]. Ряд исследований указывает на риск возникновения канцерогенеза, связанного с использованием мобильных телефонов [13, 14]. Это подтверждают и данные Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) [7]. В 2011 году Агентство по раку ВОЗ на основании результатов серии исследований классифицировало ЭМП сотового телефона как возможный канцероген и присвоило адекватный класс опасности 2В.

Интенсивное внедрение сотовой связи и идущее параллельно с этим процессом электромагнитное загрязнение окружающей среды делают актуальной задачу проведения разноплановых исследований по изучению экологии сотовой связи, поскольку возможно не только прямое, но и опосредованное (через изменения биоценоза) негативное влияние этого фактора на людей. Микроволны могут действовать подобно физическому мутагену, активация которого может привести к мутационным изменениям у многих представителей флоры и фауны, между которыми существуют тесные связи.

Цель представленной работы – исследовать влияние ЭМИ низкой интенсивности, создаваемых средствами сотовой связи, на развитие растений. В работе изучалось влияние ЭМИ СВЧ-диапазона стандарта сотовой связи GSM–900. В эксперименте моделировались реальные ЭМИ, соответствующие по параме-

трам модуляции сигнала и интенсивности излучения ЭМИ, создаваемыми в окружающей среде антеннами базовых станций сотовой связи и мобильными телефонами.

Материалы и методы

В качестве биологического тест-объекта была использована рожь озимая (*Secale cereale* L.), сорт Былина (сортоиспытательный участок ГНУ Ленинградский НИИСК Белогорка РАСХН). Методика по применению данного тест-объекта соответствует стандарту ISO 11269-2 [15]. В каждом эксперименте высевали 150 зёрен в контроле и 145 зёрен в опыте. В центральной части опытного поля помещали источник излучения – мобильный телефон модели SGH-X160, Samsung Electronics Co., Ltd.

Телефон работал с подключением режима вызова абонента. Вызов на телефон осуществляли семь раз в сутки по 120 секунд. Длительность каждого эксперимента составляла 28 дней. Контрольные растения находились в другом помещении на расстоянии 7 метров от опытных. В обоих помещениях в течение эксперимента измеряли температуру и фоновые уровни ЭМИ.

Эксперименты проводили трижды в разное время года (осень, зима, весна), учитывая различную продолжительность дня, количество солнечных дней, длительность инсоляции. Сравнивали показатели состояния растений, расположенных от телефона на расстоянии 1,0 – 3,0 см (ближний радиус) и на расстоянии 8,0 – 15,0 см (дальний радиус).

По окончании каждого эксперимента проводили подсчёт растений, измеряли длину листьев, их количество и массу. Статистическую обработку результатов производили с использованием компьютерной программы Microsoft Excel.

Для определения уровня плотности потока энергии использовали измеритель уровней электромагнитных излучений ПЗ-41. Проверка прибора проводится ежегодно.

Схема точек измерения ЭМИ представлена на рисунке 1.

Результаты и обсуждение

Исследования показали, что при включении мобильного телефона «Samsung» SqH–X–160 (режим: вызов абонента) интенсивность излучения не постоянна и меняется во времени. При включении телефона (первый звуковой сигнал вызова) интенсивность

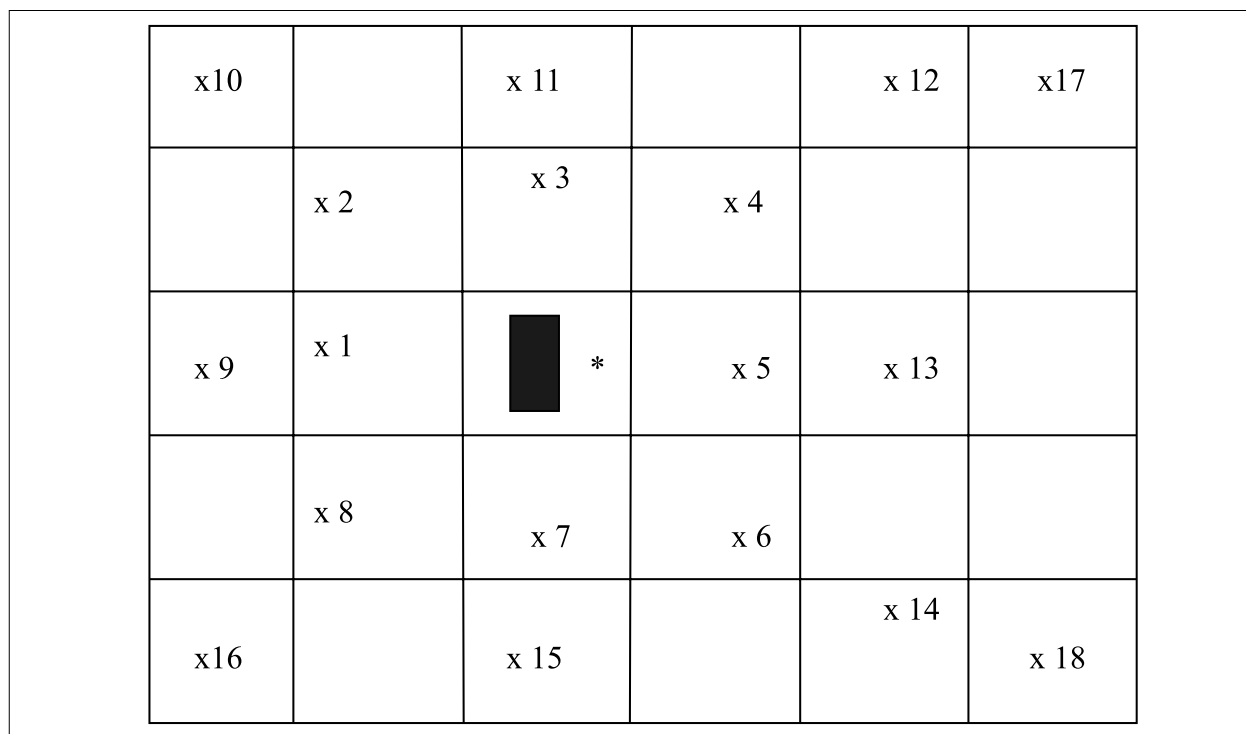


Рис. 1. Схема расположения точек измерения ЭМП, создаваемого антенной мобильного телефона «Samsung» ModelSqH-X-160, в границах экспериментального стенда. – мобильный телефон (* – лицевая сторона телефона).

электромагнитного излучения максимальна. В таблице 1 представлены измеренные уровни плотности потока СВЧ-энергии в границах экспериментального стенда. Наибольшие уровни ЭМП были зарегистрированы в различных точках на расстоянии 7,0 см от теле-

фона и составляли от 7,18 до 14,17 мкВт/см². При последующих вызовах уровень электромагнитного излучения ниже (в различных точках от 0,26 до 0,67 мкВт/см²). С увеличением расстояния от телефона уровень электромагнитного излучения снижался.

Таблица 1

Уровни плотности потока энергии СВЧ, создаваемые мобильным телефоном «Samsung» ModelSqH-X-160» в границах экспериментального стенда.

Точка измерения	Расстояние от источника излучения (см)	Плотность потока энергии ЭМП (мкВт /см ²)	Примечание
1	7,0	13,50 – <0,26*	тыльная сторона телефона
2	7,0	11,73 – 0,33	
3	7,0	12,89 – 0,27	слева от телефона
4	7,0	7,95 – 0,67	
5	7,0	12,85 – 0,61	лицевая сторона телефона
6	7,0	7,18 – 0,36	
7	7,0	9,03 – 0,41	справа от телефона
8	7,0	14,17 – 0,55	
9	12,0	9,50 – 0,27	тыльная сторона телефона
10	16,0	3,18 – 0,33	
11	12,0	7,68 – 0,27	слева от телефона
12	12,0	2,76 – 0,81	
13	12,0	5,76 – 0,33	лицевая сторона телефона
14	16,0	3,31 – 0,37	
15	12,0	6,50 – 0,44	справа от телефона
16	12,0	3,56 – 0,37	
17	19,0	3,18 – 0,29	
18	19,0	1,30 – <0,26*	

Примечание: * чувствительность прибора 0,26 мкВт /см²

Согласно СанПиН уровни ЭМП, создаваемые антеннами базовых станций диапазона частот 300-2400 МГц на селитебной территории, внутри жилых, общественных и производственных помещений, не должны превышать 10,0 мкВт/см² [16]. Анализ результатов измерений показывает, что в окружающей среде (отдельных зонах экспериментального стенда) мобильный телефон создавал ЭМИ, превышающие указанное предельно допустимое значение.

На рисунке 2 представлена карта распределения электромагнитных излучений в границах экспериментального стенда.

Результаты исследований по изучению влияния ЭМИ сотовой связи на растения приведены в таблицах 2 и 3.

Исследования показали, что у растений, размещённых как в ближнем, так и дальнем радиусах СВЧ излучения в осенний и весенний сезоны, имеет место достоверное уменьшение по сравнению с контролем некоторых показателей их развития (количество проросших семян, величина зелёной массы). В зимний период выраженных отличий опытных и контрольных растений не было выявлено.

В целом из наблюдений на протяжении опытов можно заключить, что поле СВЧ низкой интенсивности является некоторым негативным фоном для развития растений в периоды их активного роста осенью и весной.

Помимо количественных характеристик многие растения, особенно в ближнем радиусе, имели отличающийся от контрольных расте-

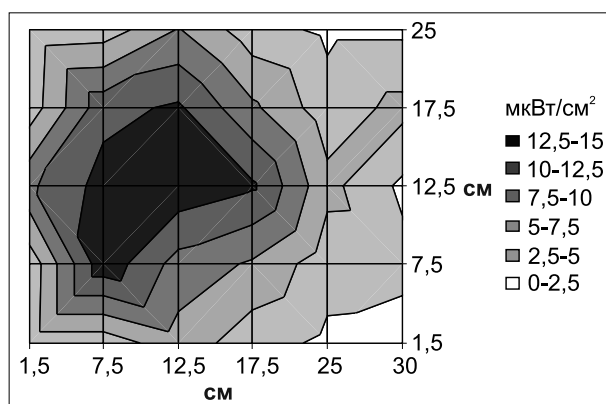


Рис. 2. Карта распределения ЭМП (мкВт/см²), создаваемого антенной мобильного телефона «Samsung» Model SqH-X-160, в границах экспериментального стенда.

ний вид: укороченный или искривленный стебель, изменённая форма листовых пластинок. Пример такого рода отличий контрольной и опытной групп растений осеннего эксперимента приведён на рисунке 3.

Посевной материал озимой ржи до начала второй и третьей серии опытов (зимний и осенний периоды) хранился в лаборатории в состоянии вынужденного покоя вследствие отсутствия условий для его прорастания. Покой – нормальное физиологическое состояние семян растений. Его следует рассматривать как закреплённое наследственностью биологическое приспособление к перенесению неблагоприятных условий, характеризующееся отсутствием ростовых явлений, крайней степенью угнетённости

Таблица 2

Влияние излучения мобильного телефона на всхожесть и развитие озимой ржи (M + m) на расстоянии 1,0 – 3,0 см

Время года	Всхожесть растений в одном горшочке, шт.		Зелёная масса в одном горшочке, г	
	опыт	контроль	опыт	контроль
Осень	3,9 ± 0,7	4,8* ± 0,4	1,2 ± 0,3	1,4 ± 0,3
Зима	4,1 ± 0,7	4,1 ± 0,9	0,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1
Весна	3,5 ± 1,1	4,3 ± 0,8	0,6 ± 0,1	0,8* ± 0,1

Примечание: * различия достоверны при p < 0,05

Таблица 3

Влияние излучения мобильного телефона на всхожесть и развитие озимой ржи (M + m) на расстоянии 8,0 – 15,0 см

Время года	Всхожесть растений в одном горшочке, шт.		Зелёная масса в одном горшочке, г	
	опыт	контроль	опыт	контроль
Осень	4,5 ± 0,7	4,6 ± 0,5	1,3 ± 0,2	1,5* ± 0,1
Зима	4,2 ± 0,9	3,7 ± 1,4	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,2
Весна	3,4 ± 1,3	4,3* ± 0,7	0,5 ± 0,1	0,8* ± 0,1

Примечание: * различия достоверны при p < 0,05

дыхания и снижением интенсивности пре-
вращения веществ.

При прорастании семян внешние условия могут в значительной степени влиять на темп развития, соотношение роста и развития, количество всходов растений [17]. Поскольку для опытов использовали озимую рожь, то можно предположить, что прорастание семян и дальнейшее развитие растений в весенний и особенно в зимний периоды будет не характерным для данного сорта. Обращает на себя внимание то, что воздействие СВЧ-излучения не оказалось значимым для растений зимнего опыта. Этот факт предположительно связан с тем, что влияние генетически незапрограммированного зимнего времени сева нивелировало влияние СВЧ-поля, иначе говоря, влияние СВЧ-поля соразмерно по проявленному эффекту со «стрессом» необычного для вегетации времени года.

Таким образом, можно заключить, что СВЧ ЭМИ низкой интенсивности могут при определённых условиях проявлять своё негативное воздействие на живую природу. Интенсивное внедрение различных видов подвижной связи (сотовой, спутниковой, транкинговой) позволяет прогнозировать дальнейший рост электромагнитного загрязнения окружающей среды. Выходная мощность радиопередатчиков в радиосистемах при этом, с одной стороны, должна обеспечивать качество радиосвязи, с другой – напрямую связана с экологической опасностью излу-

чений. Необходимы исследования широкого спектра биологических объектов и определение приемлемого риска воздействия ЭМИ на экосистему в целом, разработка методологии экологического нормирования электромагнитных излучений в окружающей среде.

Выводы

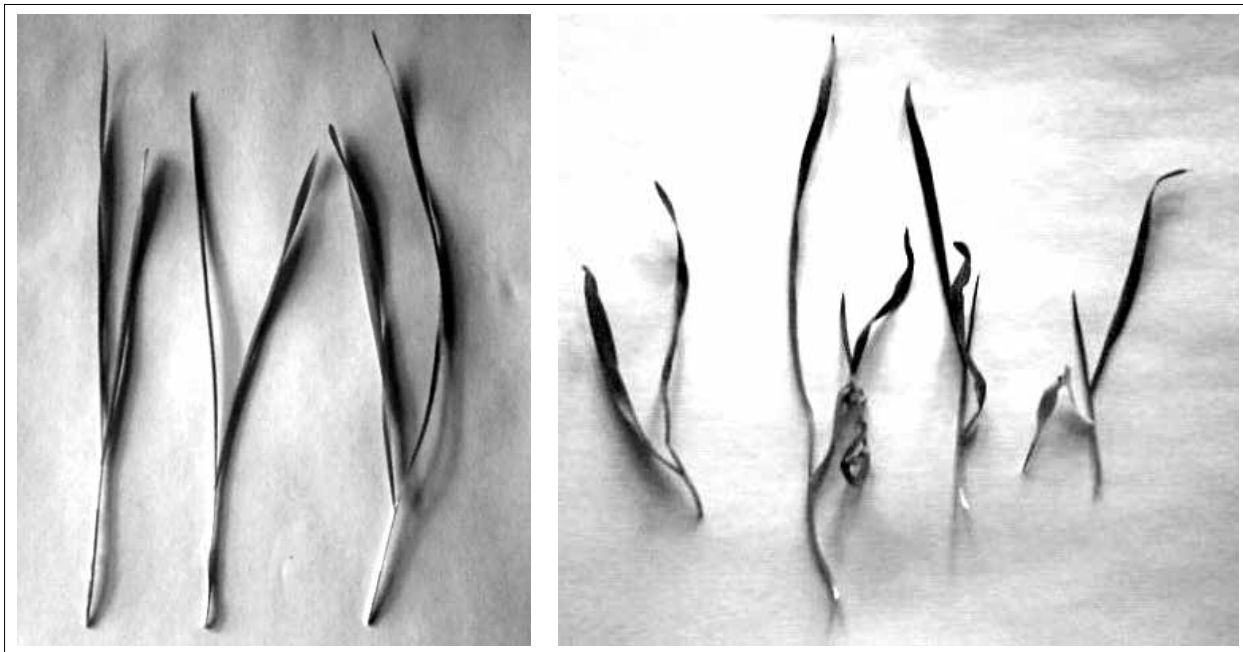
1. Электромагнитные СВЧ-излучения малой интенсивности, создаваемые в окружающей среде средствами подвижной сотовой радиосвязи, могут оказывать неблагоприятное влияние на развитие растений в периоды активности их физиологических процессов.

2. Наши данные, а также анализ опубликованных работ по влиянию ЭМИ на биоценоз свидетельствует, что оценка опасности электромагнитных излучений только по гигиеническим критериям (предельно допустимым уровням воздействия ЭМИ на человека) недостаточна.

Литература

1. Песня Д.С., Романовский А.В., Прохорова И.М. Разработка методики для оценки влияния СВЧ-излучения сотовых телефонов и других приборов с ЭМИ РЧ на организмы *in vivo* // Ярославский педагогический вестник. 2010. № 3. С. 80–84.

2. Песня Д.С., Романовский А.В., Прохорова И.М., Артемова Т.К., Ковалева М.И., Фомичева А.Н., Конда-



а)

б)

Рис. 3. Вид растений (осенний период): а – контроль;
б – опыт (зона ближнего радиуса СВЧ-поля мобильного телефона).

кова Е.С., Халото К.М., Вакорин С.А. Исследование мутагенного эффекта модулированного УВЧ-излучения сотовых телефонов на растительных и животных организмах *in vivo* // Радиолокация и радиосвязь: Материалы IV Всероссийской конференции. М.: ИРЭ РАН. 2010. С. 924–929.

3. Павлович С.А. Магнито-чувствительность и магнито-восприимчивость микроорганизмов. Минск: Беларусь, 1981. 172 с.

4. Буренков М.С., Пичугин В.Ю., Энгатов В.В. Влияние микроволн 9,5–10 ГГц и сезонных факторов на поведение мышей в условиях натуральных экспериментов // Электромагнитное загрязнение окружающей среды: Тезисы докл. конф. СПб. 1993. С. 60.

5. Буренков М.С., Буренкова Л.А., Кисленко Г.С., Коротков Ю.С., Пичугин В.Ю., Чунихин С.П., Энгатов В.В. Влияние микроволн (МВ) на выживаемость клещей СЕМ IXODIDAE // Электромагнитное загрязнение окружающей среды: Тезисы докл. конф. СПб. 1993. С. 76–77.

6. Мордачев В.И. Системная экология сотовой радиосвязи. Минск: Изд.центр БГУ, 2009. 319 с.

7. Григорьев Ю.Г., Григорьев О.А. Формирование научной базы для оценки влияния ЭМП сотовой связи на здоровье – важнейшие данные 2011 года // Ежегодник Российского национального комитета по защите от неионизирующих излучений за 2011 год. М.: Центр электромагнитной безопасности, 2012. С. 9–15.

8. Григорьев Ю.Г. Электромагнитные поля сотовых телефонов и здоровье детей и подростков (ситуация, требующая принятия неотложных мер) // Радиационная медицина. Радиоэкология. 2005. Т. 45. № 4. С. 442–450.

9. Grigoriev Y.G., Grigoriev O.A., Ivanov A.A., Lyaginskaya A.M., Mergulov A.V., Shagina N.B., Maltsev V.N., Ulanova A.M., Osipov V.A., Shafirkin A.V. Confirmation studies of soviet research on immunological effects of microwaves: Russian immunological results // Bioelectromagnetics. 2010. V. 31. № 8. P. 589–602.

10. Григорьев Ю.Г., Григорьев О.А., Иванов А.А., Лягинская А.М., Меркулов А.В., Степанов В.С., Шагина Н.Б. Аутоиммунные процессы после пролонгированного воздействия электромагнитных полей малой интенсивности (результаты эксперимента): Сообщение 1. Мобильная связь и изменение электромагнитной среды обитания населения. Необходимость дополнительного обоснования существующих гигиенических стандартов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 1. С. 5–11.

11. Salford L., Brun A., Eberhardt J. Microwaves emitted by mobile phones damage neurons in the rat brain // EMF and biological effects. Proc. 3 rd Int. EMF seminar in China. China. 2003. P. 33–34.

12. Полякова С.П. Физиолого-гигиеническая оценка электромагнитных полей, модулированных в соответствии со стандартами сотовой связи, на функциональное состояние центральной нервной системы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: НИИ медицины труда РАМН, 2004. 20 с.

13. Markova E., Malmgren L., Belyaev I. GSM/UMTS microwaves inhibit 53BP1 DNA repair foci in human stem cells stronger than in differentiated cells: mechanistic link to possible cancer risk // *Envir. Health Perspect.* 2010. V. 118(3). P. 394–399.

14. Hardell L., Carlberg M., Söderqvist F. Time trends in brain tumor incidence rates in Denmark, Finland, Norway, and Sweden, 1974–2003 // *Journal of the National Cancer Institute.* 2010. V. 102(10). P. 740–743.

15. ISO 11269-2. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. 1995. 7 p.

16. СанПиН 2.1.8/2.2.4.1190–03. Гигиенические требования к размещению и эксплуатации средств сухопутной подвижной радиосвязи.

17. Лебедев С.И. Физиология растений. М.: Колос, 1982. 463 с.

**Экологическая значимость определения внеклеточной
низкомолекулярной ДНК крови при действии на организм
низкочастотного шума и ионизирующего излучения**

© 2014. В. Н. Зинкин¹, д.м.н., с.н.с., И. Н. Васильева², к.б.н., с.н.с.,
¹Научно-исследовательский испытательный центр
(авиакосмической медицины и военной эргономики) 4 ЦНИИ МО РФ,
²Научно-исследовательский институт онкологии им. Н. Н. Петрова,
e-mail: zinkin-vn@yandex.ru, nicolaivasiliev@hotmail.com

Исследована динамика содержания внеклеточной низкомолекулярной ДНК крови у экспериментальных животных после воздействия на организм ионизирующего излучения и низкочастотного шума. Нуклеиновые кислоты выделяли из плазмы крови методом фенольной депротеинизации, анализировали методом электрофореза в градиенте полиакриламидного геля. Обнаружено, что после облучения крыс в диапазоне доз от 2 до 100 Гр содержание внеклеточной ДНК в крови повышается. По мере нарастания дозы достоверно увеличивается уровень внеклеточной низкомолекулярной ДНК в крови, установлена прямая зависимость повышения содержания от дозы облучения. Высокая эффективность и надёжность полученных моделей позволяют использовать их для прогнозирования дозы облучения. Существенное повышение уровня низкомолекулярной ДНК в крови выявлено через 1 сут. после однократного акустического воздействия. Повышенный уровень содержания низкомолекулярной ДНК сохранялся спустя 7 сут. после окончания воздействия. Многократное воздействие шума приводило к ещё большему увеличению уровня исследуемого показателя в плазме крови экспериментальных животных. Увеличение содержания этого показателя при различных по своему происхождению патологиях позволяет рассматривать его в качестве неспецифического критерия, указывающего на увеличение и/или ускорение гибели клеток в организме человека и животных, а также может быть применимо в качестве биологического критерия для экологического мониторинга.

The dynamics of low-molecular-weight extracellular DNA content in blood of experimental animals after exposure to ionizing radiation and low-frequency noise is studied. Nucleic acids were isolated from blood plasma by phenol deproteinization and were analyzed by electrophoresis in gradient polyacrylamide gels. It is found that extracellular DNA content in the blood of rats is increased after irradiation in the dose range from 2 to 100 Gy. Levels of low-molecular-weight extracellular DNA of blood is significantly increased with the increasing of the dose of irradiation, a direct correlation between the content of that DNA and the radiation dose is established. High efficiency and reliability of the models allows to use them to predict the dose of irradiation. Significant increase of low-molecular-weight DNA in blood was found one day after a single acoustic impact. Elevated levels of low-molecular-weight DNA was maintained 7 days after exposure. Multiple exposure to noise can lead to the greater increase of the level of investigated indicator in blood plasma of experimental animals. The influence of both ionizing radiation and low-frequency noise led in increase of level of extracellular low-molecular-weight DNA fraction in rats' blood. Increase of the content of this index in blood at different in origin pathologies can be considered as a non-specific criterium, pointing at the increase and/or acceleration of cell death in humans and animals, and also it can be used as a biological criterium for environmental monitoring.

Ключевые слова: вредное действие, ионизирующее излучение, низкомолекулярная ДНК крови, шум, экология

Keywords: harmful action, ionizing radiation, low-molecular-weight DNA of blood plasma, noise, ecology

Введение

Важной проблемой научно-технического прогресса является ухудшение экологической обстановки, в том числе рост шумовой загрязнённости на производстве и населённых местах. Доля рабочих мест, не соответствующих гигиеническим нормативам по шуму и инфразвуку, занимает в РФ первое место среди физических факторов. Радиационная обстановка на территории России остаётся в целом

удовлетворительной. Радиационный фактор не является ведущим фактором вредного воздействия на здоровье населения. В ряде регионов особенности радиационной обстановки определяются радиоактивным загрязнением, обусловленным последствиями аварии на Чернобыльской АЭС, деятельностью ПО «Маяк» и Семипалатинского полигона [1].

Активное развитие промышленных объектов, таких, как газо- и нефтедобывающих, создание магистральных трубопроводов на суше и

в воде, строительство новых АЭС, в том числе и в прибрежных зонах, транспортной сети и др., приводит к расширению сферы влияния физических факторов на окружающую среду и создаёт угрозу дальнейшего ухудшения экологической обстановки [2–5]. Кроме того, возможность возникновения экстремальных ситуаций и аварий на промышленных объектах обуславливает высокие риски для персонала, населения и среды обитания. Определённым подтверждением этому является последняя авария на АЭС Фукусима-1 в Японии (г. Фукусима).

Несмотря на достаточно большое количество сведений о биологическом влиянии акустических колебаний (шума и инфразвука) и ионизирующего излучения (ИИ) на организм человека и животных, изучение их действия продолжает оставаться актуальной проблемой, что привлекает интерес учёных к поиску новых критериев их биологической и экологической значимости.

Работами последних лет установлено, что небольшие количества ДНК обнаруживаются и вне клеток, прежде всего, в плазме крови животных и человека [6]. Существует несколько источников появления ДНК в крови: процессы образования и созревания постклеточных структур крови (эритроциты и тромбоциты); процесс некроза или апоптоза ядродержащих клеточных элементов крови и эндотелиальных клеток; активная секреция ДНК клетками во внеклеточное пространство [7].

Интерес к изучению внеклеточной ДНК плазмы крови обусловлен прогностической и диагностической значимостью этого показателя при ряде патологических состояний, таких, как онкологические, аутоиммунные, соматические заболевания, неврологические расстройства, посттравматический синдром и др. [8]. Имеются единичные сообщения об изменении этого показателя у лабораторных крыс при действии низкочастотного шума (НЧШ) [5] и ИИ [9–13]. Показано, что эти физические факторы способны приводить к увеличению внеклеточной ДНК плазмы крови животных. Поэтому данный биологический показатель можно использовать для оценки экстремального характера внешних факторов при экологическом мониторинге окружающей среды.

Целью работы было исследовать динамику содержания внеклеточной низкомолекулярной ДНК крови у экспериментальных животных как неспецифического показателя экологически вредного воздействия на организм ИИ и НЧШ.

Методы исследования

Экспериментальные исследования выполнены на белых крысах-самцах массой тела 180–250 г. Для моделирования патологических состояний в качестве экстремальных факторов использовали ИИ и НЧШ. Общее однократное облучение животных проводили гамма-квантами ^{137}Cs на аппарате ИГУР при мощности дозы 1,9 Гр/мин. Доза облучения варьировала от 2 до 100 Гр. Забор крови проводили в сроки от 1 ч. до 7 сут. после облучения животных.

Для исследования влияния НЧШ крысы подвергали однократному (в течение 17 мин.) и многократному (13 недель по 5 дней в неделю 1 раз в день по 17 мин.) воздействию шума с уровнем звукового давления 120 и 150 дБ и максимумом спектра в области низких частот. Исследование выполнено на лабораторной установке, на которой в качестве акустического генератора использовали электродинамический излучатель «JBL 2225» (США). Забор крови осуществляли через 1 и 7 сут. после однократного и через 1 сут. после многократного действия.

Определение внеклеточной ДНК в крови проводили спектрофлуориметрическим методом, а низкомолекулярной фракции в крови – по методике [14] в модификации [10]. Плазму крови получали центрифугированием со скоростью 900 г в течение 10 мин. при +4°C. Для полного удаления форменных элементов плазму центрифугировали дважды при 2200 г. Нуклеиновые кислоты из плазмы крови выделяли методом фенольной депротеинизации. Осадки нуклеиновых кислот растворяли в деионизированной воде из расчёта 1 мкл на 1 мл плазмы крови. Полученный препарат инкубировали с РНКазой и анализировали методом электрофореза в градиенте полиакриламидного геля (2/16%) в 0,04 М трис-ацетатном буфере (рН 7,7), содержащем 0,1 моль/л ЭДТА. Для идентификации исследуемых фракций использовали маркеры – рестрикты PBR322/BSPR1 и лямбда/Alu1, наносимые в количестве 1 мкг/мкл. Гели фотографировали в проходящем УФ и сканировали. Содержание ДНК определяли путём сравнения со стандартами.

Статистическую обработку полученных результатов проводили с использованием критерия Стьюдента для несвязанных выборок. Для прогнозирования биологического эффекта от дозы облучения был использован регрессионный анализ.

Результаты и их обсуждение

Результаты исследований показали, что после облучения крыс в диапазоне доз от 2 до 100 Гр выявлено повышение содержания внеклеточной ДНК в крови. По мере увеличения дозы облучения содержание ДНК прогрессивно возрастало от 25,5±3,4 до 394,0±74,4 нг/мл (в контроле 26,35±1,8 нг/мл). При исследовании крови в различные сроки от 1 ч. до 7 сут. установлено, что максимальных значений концентрация ДНК достигала спустя 5 ч. после облучения. Возвращение к исходным данным в большинстве случаев наступало к концу 1 сут., за исключением группы крыс, получивших летальную дозу облучения 100 Гр [10].

Исследование состава внеклеточной ДНК показало, что почти весь прирост ДНК в плазме крови происходил за счёт низкомолекулярной фракции. При электрофоретическом разделении образца внеклеточной ДНК плазмы крови её высокомолекулярная фракция была расположена наверху геля, а исследуемая низкомолекулярная фракция в виде пятна находилась внизу. Величина фрагментов низкомолекулярной фракции составляла 160–180 п.н., что соответствует размерам мононуклеосомы. Содержание внеклеточной низкомолекулярной ДНК (вкнмДНК) в плазме крови через 5 ч. после облучения животных представлено в таблице 1.

Из данных таблицы 1 следует, что после облучения по мере нарастания дозы достоверно ($p < 0,05$) увеличивается уровень вкнмДНК в крови практически во всех группах крыс. В диапазоне от 2 до 20 Гр установлена прямо пропорциональная зависимость повышения содержания её от дозы облучения, которая описывается линейным уравнением:

$$y = -1,25 + 6,95x, \quad (1)$$

где y – количество вкнмДНК в плазме крови животных (нг/мл); x – доза облучения от 1 до 20 Гр.

При дозах облучения свыше 20 Гр зависимость приобретает более сложный логарифмический характер:

$$y = -231,29 + 125,30 \ln x, \quad (2)$$

где y – количество вкнмДНК в плазме крови животных (нг/мл); x – доза облучения от 20 до 100 Гр.

Полученные уравнения регрессии обладают высокой информативностью ($p < 0,001$) и являются эффективными, так как коэффициент детерминации $R^2 = 0,99$. Высокая эффективность и надёжность полученных моделей позволяют использовать их для прогнозирования дозы облучения животных не только в диапазоне дозы облучения от 1 до 100 Гр, но и расширить его до 25%. Появление в бесклеточной части крови вкнмДНК связывают с процессом программированной клеточной гибели [15].

Таким образом, выявленные закономерности свидетельствуют о принципиальной возможности использования количественного определения вкнмДНК в качестве биодозиметрического показателя при воздействии ионизирующего излучения. За счёт своей информативности данный метод применим к широкому диапазону доз облучения от 1 до 100 Гр.

В последующих экспериментальных исследованиях установлено, что через 1 сут. после однократного воздействия НЧШ уровень вкнмДНК существенно ($p < 0,05$) увеличился в крови обеих подопытных групп (табл. 2).

Межгруппового различия ($p > 0,05$) в содержании этого показателя в зависимости от уровня звукового давления (УЗД) не выявлено. Спустя 7 сут. после окончания действия уровень вкнмДНК остался практически на прежнем достоверно ($p < 0,05$) высоком уровне в группе животных, подвергшихся воздействию НЧШ с УЗД 120 дБ, а во второй группе крыс (УЗД 150 дБ) он стал снижаться, но оставался выше ($p > 0,05$) контрольных величин. Многократное воздействие НЧШ приводило к ещё большему увеличению ($p < 0,05$) уровня этого показателя в плазме крови в обеих группах крыс. В группе животных, которые подверглись действию НЧШ при УЗД 120 дБ, содержание вкнмДНК повышалось до высоких значений 644,58 нг/мл, существенно ($p < 0,05$) выше, чем в группе крыс с УЗД 150 дБ.

Нами впервые показано, что действие высокоинтенсивного НЧШ сопровождается

Таблица 1

Содержание внеклеточной низкомолекулярной фракции ДНК в плазме крови (нг/мл) через 5 ч. после облучения животных ($M \pm m$, $n=7$)

Контрольная группа	Доза облучения в подопытной группе, Гр					
	2	4	8	20	50	100
5,5±1,5	11,9±5,7	25,5±7,5*	53,2±15,5*	138,6±28,6*	271,6±42,4*	338,5±49,9*

Примечание: * прирост содержания достоверен ($p < 0,05$)

Таблица 2

Содержание внеклеточной низкомолекулярной фракции ДНК в плазме крови (нг/мл) белых крыс после воздействия низкочастотного шума ($M \pm m$, $n=8$)

Воздействие	Время исследования после воздействия	Контрольная группа	Уровень звукового давления в подопытной группе, дБ	
			120	150
Однократное	1 сут.	11,0±5,4	84,7±30,9*	83,5±23,7* p>0,05
	7 сут.		90,3±18,8*	40,4±6,3* p<0,05
Множократное	1 сут.	17,7±1,7	644,6±89,2*	395,6±99,9* p<0,05

Примечание: 1. * отличие от контроля $p<0,05$. 2. $p<0,05$ – различие между группами достоверно.

повышением уровня вкнмДНК в крови крыс. Необходимо обратить внимание на следующее. Во-первых, при однократном акустическом воздействии концентрация исследуемого показателя существенно увеличивается, но не превышает 100 нг/мл, а выраженность реакции соответствует дозе ионизирующего излучения до 20 Гр. Во-вторых, при многократном действии НЧШ уровень вкнмДНК в крови увеличивается ещё больше, достигая 644,6±89,2 нг/мл, что практически в два раза превышает величину, полученную при дозе облучения в 100 Гр (338,5±49,9 нг/мл). В-третьих, шумовое воздействие приводит к устойчивому повышению данного показателя в плазме крови у крыс, что указывает на отсутствие адаптационных возможностей организма к данному фактору, а значит, достаточно высокую его экстремальность.

Полученные экспериментальные данные и знание некоторых механизмов действия НЧШ позволяют высказать предположение о механизмах, лежащих в основе появления вкнмДНК в крови у крыс. Известно, что острое воздействие высокоинтенсивного НЧШ сопровождается структурными и клеточными нарушениями во внутренних органах крыс, особенно в лёгких. Это проявляется появлением в лёгких субплевральных кровоизлияний, участков дистелектаза, полнокровия сосудов микроциркуляторного русла, а также увеличением дегрануляции тучных клеток и тромбоцитов, активацией и деструкцией лейкоцитов [16]. Поэтому гибель клеток, которая наблюдается при вышеописанных нарушениях в лёгких, и прямое воздействие на клетки крови можно рассматривать в качестве основной причины, приводящей к повышению уровня вкнмДНК в крови.

При многократном действии НЧШ характер морфологических нарушений несколько изменяется. На первое место выходят струк-

турные изменения, характерные для очаговой эмфиземы лёгких (межальвеолярные перегородки истончены, повышена воздушность альвеол, альвеолы округлены, входы в них расширены). Отмечалось повышенное кровенаполнение лёгких, проявляющееся полнокровием сосудов микроциркуляции с признаками разделения форменных элементов крови, краевого стояния лейкоцитов, скопления эритроцитов в виде «монетных столбиков»; имелись очаги диапедезных кровоизлияний. Эти изменения в лёгких сохранялись на протяжении длительного времени [16]. Они могут служить структурной основой для развития такой патологии, как хроническое неспецифическое заболевание лёгких по типу обструктивного бронхита и/или очаговой эмфиземы лёгких. Поэтому гибель клеток, которая наблюдается при вышеописанных нарушениях в лёгких, и изменения в клетках крови можно рассматривать в качестве причины, приводящей к повышению уровня вкнмДНК в крови. В то же время высокие уровни этого показателя после длительного воздействия шума не исключают возможности усиления апоптоза в организме.

Таким образом, уровень вкнмДНК крови можно использовать в качестве критерия действия шума на организм и экологического мониторинга.

Заключение

При патологических состояниях, сопровождающихся гибелью клеток и усилением процесса апоптоза, происходит увеличение содержания вкнмДНК [15, 17]. Повышение уровня этого показателя в крови при различных по своему происхождению патологиях позволяет рассматривать его в качестве неспецифического показателя, указывающего на увеличение и/или ускорение гибели клеток в

организме человека и животных. Полученные нами данные подтверждают возможность использования вкнмДНК как информационного показателя для диагностики и определения степени воздействия экологически неблагоприятных физических факторов (ИИ и НЧШ), особенно при экстремальных и аварийных ситуациях.

В окружающей среде НЧШ возникают во время штормов, приливов, гроз, землетрясений и вулканической деятельности. Подобные явления наблюдались на определённых стадиях геологического развития нашей планеты, сопровождаясь вымиранием отдельных таксономических групп и возникновением новых. Развитие современной цивилизации связано с появлением и развитием техногенных источников НЧШ, которые могут быть причиной сокращения ареалов обитания и численности животных [4, 18].

Влияние шумового загрязнения на фауну при многих экологически опасных видах производственной деятельности, в том числе при транспортировке и добыче углеводородного сырья в водной среде, изучено недостаточно. Во многом именно этим объясняется отсутствие федеральных экологических нормативов и стандартов допустимого акустического загрязнения окружающей среды. Между тем, снижение уровней шума и инфразвука, возникающих при эксплуатации крупных и протяжённых технологических объектов, до природных (фоновых) значений следует рассматривать как одно из важных направлений природоохранной деятельности. Вышеизложенное позволяет рассматривать акустическое загрязнение окружающей среды как новую экологическую проблему [4, 18–20].

Полученные результаты должны представлять научный и практический интерес с точки зрения экологии, а исследуемый показатель – внеклеточная низкомолекулярная фракция ДНК – можно использовать в качестве биологического критерия для экологического мониторинга ряда физических факторов. Патологии, вызванные воздействием НЧШ, сопровождаются увеличением содержания вкнмДНК крови крыс, которое, возможно, не только маркирует исследуемые воздействия ионизирующего излучения и НЧШ. Внеклеточная ДНК способна переносить генетический материал между клетками и популяциями клеток, участвуя в иммунном ответе или трансформируя клетки. В настоящее время дискутируется эволюционная роль вкнмДНК [21].

Литература

1. О санитарно-эпидемиологической обстановке в Российской Федерации в 2009 году: Государственный доклад. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора. 2010. 456 с.
2. Зинкин В.Н., Солдатов С.К., Богомолов А.В., Кукушкин Ю.А., Ахметзянов И.М., Шешегов П.М. Авиационный шум как фактор эколого-социального неблагополучия // Проблемы безопасности полётов. 2010. № 9. С. 3–13.
3. Зинкин В.Н., Богомолов А.В., Ахметзянов И.М., Шешегов П.М. Экологические аспекты безопасности жизнедеятельности населения, подвергающегося воздействию авиационного шума // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 97–101.
4. Пыстина Н.Б., Терехов А.Л., Зинкин В.Н., Драган С.П. Шум и инфразвук – вредные производственные факторы на предприятиях газовой промышленности // Газовая промышленность. 2012. № 1. С. 68–71.
5. Зинкин В.Н., Богомолов А.В., Кукушкин Ю.А., Солдатов С.К. Медико-социальные аспекты экологической безопасности населения, подвергающегося кумулятивному действию авиационного шума // Экология промышленного производства. 2012. № 2. С. 9–14.
6. Ковалева Ю.А., Хасанов А.А., Синтатуллина Л.М. Определение внеклеточной ДНК крови – клиническое и диагностическое значение // <http://mfvt.ru/opredelenie-vnekletochnyx-dnk-krovi--klinicheskoe-i-diagnosticheskoe-znachenie>.
7. Пономарёва А.А., Рыкова Е.Ю., Чердынцева Н.В. и др. Молекулярно-генетические маркеры в диагностике рака лёгкого // Молекулярная биология. 2011. № 2. С. 203–217.
8. Тамкович С.Н., Власов В.В., Лактионов П.П. Циркулирующие ДНК крови и их использование в медицинской диагностике // Молекулярная биология. 2008. Т. 42, № 1. С. 12–23.
9. Frenzili G., Lenzi P., Scarcelli V. et al. Effect of loud noise exposure on DNA integrity in rat adrenal gland // Environ. Health Perspect. 2004. V. 112. № 17. P. 1671–1672.
10. Владимирова В.Г., Белохвостов А.С., Шерлина С.С. и др. Содержание внеклеточной ДНК в крови облученных животных // Бюллетень экспериментальной биологии и медицины. 1992. № 2. С. 188–191.
11. Васильева И.Н., Зинкин В.Н. Влияние вредных физических факторов на содержание низкомолекулярной ДНК плазмы крови // Донозоология и здоровый образ жизни. 2011. № 2 (9). С. 43–48.
12. Зинкин В.Н., Васильева И.Н., Вознюк И.А. Определение внеклеточной низкомолекулярной ДНК в крови как диагностический метод для клинических и экспериментальных исследований // Авиакосмическая и экологическая медицина. 2011. Т. 45, № 5. С. 47–51.
13. Vasilyeva I.N., Zinkln V.N. The Value of Blood Plasma Low-Molecular-Weight DNA for Diagnostics of

Pathological Processes of Different Genesis // Biomedical Chemistry. Biochemistry (Moscow) Supplement Series B. 2012. V. 6. № 3. P. 278–287.

14. Маниатис Т., Фрич Э., Сэмбрук Дж. Методы генной инженерии: Молекулярное клонирование. М.: Мир, 1984. 480 с.

15. McConkey D.J., Zhivotovsky B., Orrenius S. Apoptosis-molecular mechanisms and biomedical implication. // Molec. Aspects. Med. 1996. V. 17. № 1. P. 1–110.

16. Зинкин В.Н., Свидовый В.И., Палишкина Е.Е. Неблагоприятное влияние низкочастотного шума на органы дыхания // Профилактическая и клиническая медицина. 2011. № 3. С. 280–284.

17. Thompson C.B. Apoptosis in the pathogenesis and treatment of disease // Sci. 1995. V. 267, № 5203. P. 1456–1462.

18. Зинкин В.Н., Ахметзянов И.М., Орихан М.М. Инфразвук как вредный производственный фактор // Безопасность жизнедеятельности. 2013. № 9. С. 2–9.

19. Зинкин В.Н., Богомолов А.В., Драган С.П., Ахметзянов И.М. Кумулятивные медико-экологические эффекты сочетанного действия шума и инфразвука // Экология и промышленность России. 2012. № 3. С. 46–49.

20. Солдатов С.К., Зинкин В.Н., Богомолов А.В., Кукушкин Ю.А. Человек и авиационный шум // Безопасность жизнедеятельности. 2012. № 9. Приложение. 24 с.

21. Васильева И.Н., Беспалов В.Г. Роль внеклеточной ДНК в возникновении и развитии злокачественных опухолей нервной системы и других локализаций и ее применение в онкологии // Медлайн-экспресс. 2013. № 2 (212) С. 50–57.

Правительство Кировской области
Администрация города Кирова
Вятский государственный гуманитарный университет
Институт биологии Коми Научного центра УрО РАН
МБУ «Центр Инноваций»

ХII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием
«Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем»
Вятский государственный гуманитарный университет
2-3 декабря 2014 г., г. Киров

Основные направления конференции:

1. Инновационные технологии в экологии
2. Биологический мониторинг природных сред и объектов
3. Методы биодиагностики в оценке качества окружающей среды
4. Геоинформационные системы и космические технологии в оценке состояния окружающей среды
5. Мониторинг в условиях техногенного загрязнения
6. Экология организмов и механизмы их адаптации к среде обитания
7. Региональные аспекты развития экологической культуры, образования и просвещения
8. Экология сред обитания и здоровья населения

Контактные адреса и телефоны:

610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26, Лаборатория биомониторинга
Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,
телефон/факс (8332) 37-02-77, e-mail: ecolab2@gmail.com; ecolab@vshu.kirov.ru
Ответственный секретарь оргкомитета: Огородникова Светлана Юрьевна.
Технический секретарь оргкомитета: Кардакова Евгения Михайловна.

О реформировании системы государственного экологического контроля и мониторинга за безопасным функционированием объектов по хранению и уничтожению химического оружия и состоянием окружающей среды

© 2014. А. В. Шевченко¹, д.т.н., с.н.с., А. С. Лякин², начальник отдела,

¹Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России,

²Научно-исследовательский центр (Федерального управления по безопасному хранению и уничтожению химического оружия),
e-mail: shevchenkoav@inbox.ru, vozroждение_80@mail.ru

При выборе направлений перепрофилирования производственных комплексов объектов по уничтожению химического оружия после завершения их эксплуатации необходимо уделять особое внимание вопросам, связанным с организацией системы контроля интегрального воздействия деятельности тех или иных видов будущих производств на объекты окружающей природной среды. Существующие методологические подходы по организации систем контроля выбросов загрязняющих веществ в объекты окружающей среды, рассмотренные на примере функционирования системы государственного экологического контроля и мониторинга за безопасным функционированием объектов по хранению и уничтожению химического оружия, основываются на установлении и соблюдении «традиционных» экологических и санитарно-гигиенических нормативов качества природных сред, которые скорее способствуют оценке степени перемещения загрязнений между различными природными средами (объектами), нежели защите окружающей природной среды в целом.

Однако применение для этих целей концепции риска и разработанной на её основе методологии оценки экосистемного риска призваны снизить остроту проблемы неопределённости прогнозирования воздействий на окружающую природную среду. Оценка экосистемного риска проводится с использованием методологии критических нагрузок, в основе которой лежит представление о пороговом действии факторов экологической опасности на экосистемы. В отличие от «традиционных» нормативов качества природных сред, величины критических нагрузок являются нормативами, относительно которых устанавливается значимость техногенного воздействия на экосистемы в целом, а не на их отдельные компоненты.

При этом предельные значения и параметры выбросов, сбросов, образования отходов, а также соответствующие им меры технического характера должны определяться с помощью наилучших доступных технологий, основанных на последних достижениях науки и техники, доступность которых определяется возможностями их практического применения. Переход от практики использования экологических и санитарно-гигиенических нормативов к определению величин критических нагрузок на экосистемы и к оснащению новых видов производств наилучшими доступными технологиями – современный принцип управления в области охраны окружающей и производственной среды.

Choosing the directions of conversion of the production complexes of chemical weapons decommission plants after the completion of their operation it is necessary to pay special attention to the issues related to organization of the monitoring system of integral-impact activities of certain types of future productions on the objects of natural environment. The existing methodological approaches to the organization of the systems of control of emission of pollutants into the environment are considered by the example of the functioning of the system of state environmental control and monitoring of safe the operation of chemical weapons storage and decommission plants. They are based on the establishment of and adherence to the «traditional» environmental and sanitary-hygienic standards of the quality of the natural environments that are more conducive to the extent of the movement of pollutants between different environments, rather than to protection of the natural environment in general. However, the use of the concept of risk for these purposes, and the methodology of valuation of ecosystem risk developed on its basis, are designed to reduce the degree of the problem of uncertainty of forecasting impacts on the natural environment. Assessing of ecosystem risk is carried out with the use of the methodology of critical loads, which is based on the idea of threshold effects of environmental hazards of ecosystems. Unlike «traditional» norms of quality of environment, the values of critical loads are the standards according to which the significance of anthropogenic impact on the ecosystem as a whole, rather than on its individual components is estimated. In this case limit values and parameters of emissions, discharges, waste generation, as well as corresponding technical measures should be determined using the best available technologies based on the latest achievements of science and technology, the availability of which is determined by the capabilities of their practical application. Transition from the practicing of ecological and sanitary-hygienic standards to determining the values of critical loads on ecosystems and equipping new types of production with the best available technologies represents the modern management principle in the field of environmental protection and the working environment.

Ключевые слова: перепрофилирование, объекты по хранению и уничтожению химического оружия, наилучшие доступные технологии, концепция риска, методология критических нагрузок, оценка экосистемного риска

Keywords: conversion, objects of storage and destruction of chemical weapons, the best available technology, the concept of risk, the methodology of critical loads, valuation of ecosystem risk

Выполнение Российской Федерацией взятых на себя международных обязательств в области химического разоружения вступает в завершающую стадию. После завершения работ по уничтожению химического оружия имущественные комплексы объектов по уничтожению химического оружия (УХО) предполагается использовать в интересах обеспечения обороны и безопасности государства и других государственных нужд, а в случае отсутствия такой потребности – вовлекать в хозяйственный оборот [1].

Производственная база и инженерная инфраструктура данных объектов созданы под химические способы обезвреживания высокотоксичных веществ и преимущественно под высокотемпературные методы переработки опасных токсичных отходов.

Поэтому дальнейшая судьба этих уникальных производственно-технических комплексов и в будущем, скорее всего, будет определяться потребностями государства или бизнес-структур, связанных с организацией центров безопасной переработки (утилизации) широкого спектра токсичных продуктов (отходов), образующихся в результате деятельности различных отраслей народного хозяйства, и/или при организации инновационных производств (прежде всего химических) по выпуску высокотехнологичной востребованной продукции оборонного или гражданского назначения.

К настоящему времени в результате проведенных научных исследований, направленных на изыскание научно-технических путей перепрофилирования имущественных комплексов объектов УХО, предложен ряд перспективных направлений конверсии этих комплексов [2, 3, 12]:

1. Развитие производства полупроводниковых материалов и изделий для нужд радиоэлектронной промышленности.

2. Организация производства широкого спектра продукции, крайне необходимой для различных отраслей народного хозяйства, таких, как:

– топливно-энергетическая (топливо и смазочные масла);

– химическая (синтез полимеров, красителей, ценных сероорганических соединений, стиральных и моющих порошков, гелей, клея и т.д.);

– сельскохозяйственная (химические средства защиты растений);

– ветеринарная (препараты).

3. Создание центров утилизации изделий, содержащих ценные компоненты (например, титан, нержавеющие стали, никель, литий, специальные сплавы и т. д.).

4. Организация производства по обезвреживанию опасных промышленных отходов и стойких органических загрязнителей (пестицидов, просроченных лекарственных веществ, ветеринарных препаратов и т.д.).

5. Использование мощностей объектов для строительства нефтедобывающих и нефтеперерабатывающих заводов.

6. Организация предприятий для производства строительных материалов (например, кирпич керамический, черепица, керамзитовый гравий, лёгкие металлические конструкции, бетонные блоки, сухие строительные смеси, бетонные изделия дорожного покрытия, несущие и ограждающие конструкции зданий, санитарные и строительные изделия из полимербетона).

Кроме того, имеются конкретные предложения от различных организаций по конверсии имущественных комплексов объектов УХО после завершения их работы на основе инвестиционных проектов [2, 3, 12]:

1. ФБУ «ГосНИИЭНП», г. Саратов – организация предприятия по производству товарной продукции на основе мышьяка; создание предприятия по очистке шламов металлургической промышленности от соединений мышьяка и вовлечение во вторичный оборот лигатуры чёрных и цветных металлов; формирование производства по переработке сернистых сланцев в концентрат углеводородов (синтетическую нефть).

2. ОАО «ВСМПО-Ависма», г. Екатеринбург – создание предприятия для производства молибденовых лигатур для выпуска легированных сплавов, используемых в авиации, космонавтике и подводном флоте.

3. ОАО «ИжАвто», г. Ижевск – создание предприятия для производства автомобильных двигателей и лакокрасочной продукции для автомобилей.

4. ООО «Гипросинтез», г. Волгоград – создание предприятия по производству перекиси водорода и пероксикарбоната натрия, необходимых для целлюлозно-бумажной, кожевенной и текстильной промышленности, производству сверхмощных синтетических моющих средств в текстильной, косметической и фармацевтической промышленности; организация производства наиболее востребованного гербицида «Глифосат» для нужд сельского хозяйства.

5. ООО НИТЦ «Экохим», г. Саратов и ГК «Ренова», г. Москва – создание производства высокочистых мышьяксодержащих веществ и полупроводниковых материалов для микро- и нанoeлектроники и других отраслей промышленности.

6. ООО «НПП «Платекс», г. Москва – создание производства минеральных удобрений.

7. ООО «Гипросинтез», г. Волгоград – создание производства полиэтилентерефталата.

8. Правительство Кировской области, ООО «УК «Лестех», ГК «Внешэкономбанк» – создание целлюлозно-бумажного комбината.

9. ГК «Меркурий» – создание производства товарного свинца из первичного сырья.

Анализ предложенных направлений конверсии объектов УХО показывает, что их перепрофилирование в основном ориентировано на внедрение и эксплуатацию химических способов производств. При этом не исключается организация на базе данных объектов специализированных центров по высокотемпературному обезвреживанию опасных промышленных отходов или стойких органических загрязнителей (супертоксикантов).

Все вышеперечисленные производства в зависимости от степени их проработки, технологичности и опыта эксплуатации могут представлять потенциальную опасность для человека и окружающей среды и, в той или иной степени, способны оказывать негативное антропогенное воздействие на экосистемы (биоценозы) за счёт таких вредных экологических факторов:

- химическое загрязнение (промышленные отходы тяжёлых металлов, пластмасс, древесины, твёрдые бытовые отходы, сточные воды, отработанные органические растворители, диоксинсодержащие выбросы);

- тепловое загрязнение (за счёт сжигания различных видов топлива).

Приведённое выше тезисное освещение состояния вопроса о направлениях перепрофилирования объектов УХО свидетельствует о сложности и многогранности этой проблемы.

При любом выборе направления конверсии объектов УХО потребуются разработка, научное обоснование и реализация комплексного методического подхода к предотвращению и/или снижению уровня загрязнений окружающей среды с учётом современных и перспективных взглядов на организацию экологической безопасности в целом.

Данное положение согласуется с Концепцией долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года [4] и Стратегией национальной безопасности Российской Федерации до 2020 года [5], которые в совокупности предусматривают обеспечение реализации конституционных прав граждан на благоприятную среду обитания, включая гарантию экологической безопасности, сохранение окружающей природной среды, обеспечение её защиты и ликвидацию экологических последствий хозяйственной деятельности.

Поскольку все конверсируемые имущественные комплексы объектов УХО сосредоточены в довольно плотно населённых местах, преимущественно в европейской части нашей страны, одним из обязательных условий их дальнейшего безопасного использования (вовлечения в хозяйственный оборот) является надёжное обеспечение отсутствия (или в максимальной степени снижения) негативного техногенного воздействия новых видов производств химически опасных объектов и объектов перерабатывающей промышленности на население и окружающую среду.

В этой связи наличие и успешное функционирование на объектах УХО высокоэффективной и надёжной системы государственного экологического контроля источников загрязнения и мониторинга окружающей среды (СГЭКиМ) должно играть определяющую роль в организации системы мероприятий, направленных на комплексное предотвращение и контроль интегрального воздействия загрязнений на окружающую среду в результате эксплуатации новых опасных видов производств, формируемых в будущем на базе имущественных комплексов данных объектов.

Созданная система экологического контроля и мониторинга объектов УХО представляет собой научно обоснованную и специальным образом спроектированную систему наблюдений, позволяющую с высокой достоверностью

оценивать и прогнозировать уровни загрязнения природной среды в результате деятельности этих опасных производственных объектов.

Однако реализованная специально для объектов УХО такая система экологического контроля и мониторинга, применительно к мониторингу деятельности других опасных производственных объектов, если не ставить задачу управления качеством окружающей среды, является избыточной.

Многие элементы данной системы, основанные на синтезе химических и биологических методов исследований, оптимизации структуры аналитического обеспечения и модельном определении зон вероятного загрязнения, базируются на известных фундаментальных методологических подходах, суть которых заключается в выборе и научном обосновании критериев оценки качества компонентов окружающей среды – пределов, при которых качественные показатели «чистоты» атмосферного воздуха, почвенного покрова, водных объектов и др. можно считать приемлемыми (неизменными) [6].

Несомненно, решение этого вопроса в экологическом плане считается важным. На сегодняшний день во всех известных реально функционирующих системах мониторинга природной среды используются санитарно-гигиенические критерии или фоновые зна-

чения концентраций исследуемых веществ. Очевидно, что санитарно-гигиенические критерии (ПДК, ОДК, ОБУВ и многие другие) применимы преимущественно к промышленным площадкам опасных производственных объектов для оценки степени их влияния на организм человека. Применение этих критериев для оценки состояния природных систем (биоценозов) не является вполне правомерным. В этом случае показателями качества окружающей среды должны выступать критерии состояния биологических систем, которые в настоящее время практически отсутствуют [6]. По этим причинам при организации мониторинга компонентов природной среды в районе размещения и функционирования объектов УХО (в том числе в санитарно-защитной зоне (СЗЗ) и в зоне защитных мероприятий (ЗЗМ)) программы исследований СГЭКиМ предусматривают комплексный подход [7,8]:

1. При оценке уровня загрязнения каждого компонента природной среды учитываются фоновые значения (результаты фоновых исследований) и/или санитарно-гигиенические показатели.

2. При оценке уровня воздействия загрязняющих веществ на организм человека используются санитарно-гигиенические показатели.

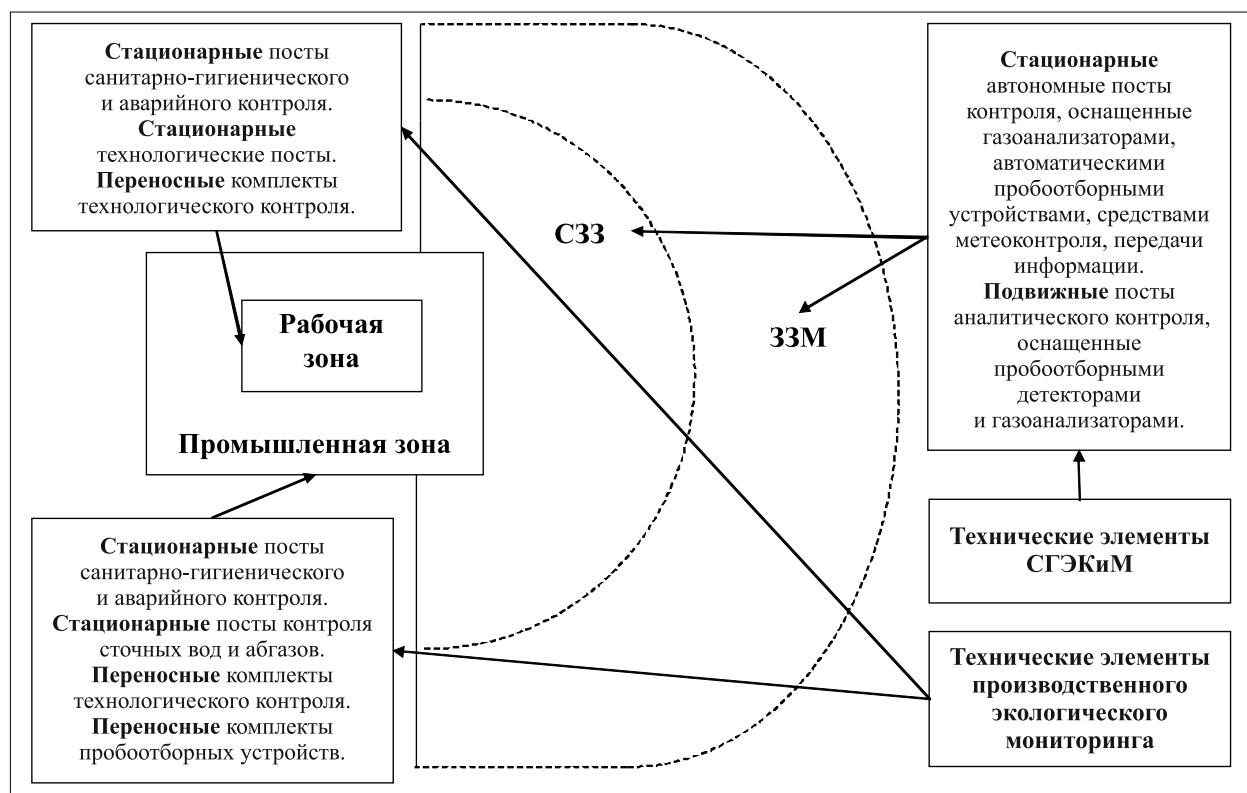


Рис. 1. Структурная схема организации и технические элементы СГЭКиМ на объектах УХО

Структурная схема организации и технические элементы СГЭКиМ на объектах УХО приведены на рисунке 1 [7, 8].

Вместе с тем, согласно требованиям действующих нормативных документов [9–11] при разработке технологии и проектировании деятельности опасных производственных объектов обязательным условием является разработка, согласование и утверждение соответствующих технических и организационных мероприятий, направленных на комплексное предотвращение и контроль интегрального воздействия загрязнений на окружающую среду, подлежащих обязательному включению в технологическую документацию любого такого объекта и представлению для проведения государственной экологической экспертизы.

Применяемые в настоящее время различные методологические подходы по организации контроля выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, сбросов в водную среду и/или на почву, а также накопления отходов, основанные на «традиционных» принципах нормирования качества природных сред, скорее, способствуют оценке степени перемещения загрязнений между различными природными средами (объектами), нежели защите окружающей природной среды в целом.

Для более успешного и эффективного решения проблем, связанных с уменьшением интегральных воздействий загрязнений на окружающую среду, образующихся в результате хозяйственной деятельности отдельно взятых производств (предприятий), необходимо переходить на обязательный учёт и документирование всех компонентов интегрального воздействия предприятий на окружающую среду, получение разрешений на комплексное природопользование от специально уполномоченных государственных органов в области охраны окружающей среды, декларирование экологической политики предприятий, декларирование информации о мерах, предпринимаемых для защиты окружающей среды, и на этой основе – подготовку и проведение сертификации производств в системе экологического менеджмента.

При этом предельные значения и параметры выбросов, сбросов, образования отходов, а также соответствующие им меры технического характера должны определяться с помощью наилучших доступных (существующих) технологий (НДТ), основанных на последних достижениях науки и техники, доступность которых определяется возможностями их практического применения.

Поэтому создаваемые в процессе перепрофилирования объектов УХО новые виды производств, по нашему мнению, должны быть на этапе проектирования технологически оснащены НДТ, доступными для практического применения с учётом экономических, а также социальных факторов и которые априори будут направлены на снижение негативных воздействий промышленных производств на окружающую среду, жизнь и здоровье людей.

Согласно ГОСТ [11] применение НДТ должно соответствовать следующим основным требованиям:

- оправданности применения данной технологии с точки зрения охраны окружающей среды, то есть с учётом минимизации антропогенного воздействия на окружающую среду;
- соответствия технологии новейшим отечественным и зарубежным разработкам в данной отрасли промышленности;
- экономической и практической приемлемости данной технологии для конкретного объекта хозяйственной деятельности.

Применение НДТ ориентировано на комплексный подход к предотвращению или минимизации техногенного воздействия и основано на сопоставлении эффективности предпринимаемых мер по охране окружающей среды с финансовыми затратами, которые несёт хозяйствующий субъект для предотвращения или минимизации оказываемого им техногенного воздействия.

Это означает, что при принятии решения о выборе направления перепрофилирования (конверсии) имущественных комплексов объектов УХО не потребуется дополнительных финансовых и временных затрат, связанных с необходимостью разработки и согласования соответствующих технических и организационных мероприятий, направленных на комплексное предотвращение и контроль интегрального воздействия антропогенных загрязнений на человека и окружающую среду.

Также необходимо отметить, что результаты прогнозирования изменений в состоянии компонентов природной среды (реципиентов воздействия), которые основаны на модельном определении зон вероятного загрязнения с использованием программ исследований СГЭКиМ объектов УХО, характеризуются высокой степенью неопределённости в силу структурной и функциональной сложности экосистем. Это связано и с неизбежными упрощениями при моделировании процессов в природной среде, с недостатком исходных

данных для прогнозных расчётов, а также с возможными сомнениями в надёжности или научной обоснованности используемых алгоритмов [13].

Концепция риска и разработанная на её основе методология оценки экологических рисков призваны снизить остроту проблемы неопределённости прогнозирования воздействий на окружающую среду. Применение методов оценки риска в рамках работ по оценке воздействия намечаемой хозяйственной деятельности повышает степень достоверности прогноза воздействий, а также облегчает процесс анализа проектных альтернатив и обеспечивает большую прозрачность процесса принятия решений по проекту [13].

Как правило, оценка экосистемного риска проводится с использованием методологии критических нагрузок, которая лежит в основе механизма контроля атмотехногенных загрязнений, связанных с хозяйственной деятельностью человека [13]. В настоящее время разработаны и применяются на практике методики расчёта величин критических нагрузок основных загрязняющих веществ, содержащихся в выбросах производственных объектов, включая соединения серы, азота, тяжёлые металлы, озон. В качестве реципиентов воздействия рассматриваются наземные и пресноводные экосистемы [13].

В основе методологии критических нагрузок лежит представление о пороговом действии факторов экологической опасности на экосистемы. Величина критической нагрузки представляет собой максимально допустимый объём поллютанта, при ежегодном аэрогенном поступлении которого в экосистему в течение длительного периода времени (50–100 лет) не произойдёт необратимых изменений в её структуре и функциях. Данный показатель характеризует ассимиляционный потенциал экосистем и является аналогом референтной дозы поллютантов – общепринятого норматива воздействия в исследованиях по оценке экологических рисков [13].

В отличие от «традиционных» нормативов качества природных сред (ПДК, ОДК, ОБУВ, ОДУ и др.) величины критических нагрузок являются нормативами, относительно которых устанавливается значимость техногенного воздействия на экосистемы в целом, а не на их отдельные компоненты. Алгоритмы расчёта предусматривают выбор ограниченного числа биогеохимических параметров, пороговые значения которых гарантируют безопасность техногенной нагрузки на реципиентов [13].

Основываясь на биогеохимических принципах, методология критических нагрузок позволяет максимально учитывать внутреннюю неоднородность территории зоны влияния проектируемого объекта. Величины критических нагрузок рассчитываются для внутренне однородных рецепторных участков (выделов) экосистем. Основными критериями для их выделения являются показатели, характеризующие особенности миграции загрязняющих веществ в окружающей среде: почвенные условия, растительный покров, принадлежность к водосборному бассейну [13].

Впоследствии величины критических нагрузок могут быть рассчитаны для каждой экосистемы-реципиента, что сможет сделать их «локальными» экологическими нормативами воздействия. Результаты оценки экосистемных рисков могут использоваться для ранжирования отдельных проектных альтернатив и выработки подходов к смягчению воздействий на окружающую среду в рамках процедуры оценки воздействия на окружающую среду намечаемой хозяйственной деятельности [13].

Таким образом, экологическая деятельность вновь создаваемых производств на базе имущественных комплексов объектов УХО должна осуществляться по принципу неперевышения критических нагрузок.

Перечисленные подходы отражают новые взгляды на обеспечение экологической безопасности деятельности опасных производственных объектов. Переход от практики использования экологических и санитарно-гигиенических нормативов к определению величин критических нагрузок на экосистемы и к оснащению новых промышленных производств НДТ – современный принцип управления в области охраны окружающей среды, характерный для большинства развитых мировых экономик в условиях экстенсивного характера индустриального развития мирового сообщества, который приводит к существенным изменениям состояния компонентов природной среды.

Литература

1. Об утверждении федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации»: постановление Правительства Российской Федерации от 21 марта 1996 г. № 305 (с изменениями и дополнениями) // Собр. законодательства РФ: офиц. изд. М.: 2011.
2. Корольков М.В., Костикова Н.А., Куткин А.В. и др. Комплекс исследований по изысканию научно-

технических путей перепрофилирования объекта по уничтожению химического оружия в пос. Горный Саратовской области после завершения эксплуатации // Отчёт о НИР по теме шифр «Конверсия». М.: Изд-во ФГУП «ГосНИИОХТ», 2010. С. 182–191.

3. Казаков П.В., Афанасьев В.В., Головков В.Ф. и др. Комплекс исследований по изысканию научно-технических путей перепрофилирования объекта по уничтожению химического оружия в г. Камбарка Удмуртской Республики после завершения эксплуатации // Отчёт о НИР по теме шифр «Конверсия-2». М.: Изд-во ФГУП «ГосНИИОХТ», 2010. С. 83–103.

4. Об утверждении Концепции долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года: распоряжение Правительства Российской Федерации от 17 ноября 2008 г. № 1662-р // Собр. законодательства РФ: офиц. изд. М. 2008.

5. Об утверждении Стратегии национальной безопасности Российской Федерации до 2020 года: Указ Президента Российской Федерации от 12 мая 2009 г. № 537 // Собр. законодательства РФ: офиц. изд. М. 2009.

6. Капашин В.П., Кутьин Н.Г., Мартынов В.В., Ферезанова М.В., Чупис В.Н. Экологический мониторинг опасных производственных объектов. М.: Научная книга, 2010. 525 с.

7. Чупис В.Н., Быстренина В.И., Орловская И.В. и др. Обоснование и разработка нормативной и инструктивно-методической документации для единой системы сбора, обработки и анализа информации в интересах государственного и производственного экологического мониторинга объектов по хранению и уничтожению химического оружия // Отчёт о НИР по теме

шифр «Роцца». Саратов: Изд-во ФГУ «ГосНИИЭНП», 2008. С. 30–42.

8. Чупис В.Н., Быстренина В.И., Орловская И.В. и др. Разработка нормативно-методического обеспечения в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности деятельности при хранении, перевозке и уничтожении химического оружия // Отчёт о НИР по теме шифр «Гелиос». Саратов: Изд-во ФГУ «ГосНИИЭНП», 2006. С. 297–362.

9. О промышленной безопасности опасных производственных объектов: Федеральный закон от 1997 года № 116-ФЗ // Собр. Законодательства РФ: офиц. изд. М. 1997.

10. ГОСТ 12.1.00.5-88. Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны. Государственный стандарт. Термины и определения. – введ. 01.01.1988. М.: Изд-во стандартов, 1994. 18 с.

11. ГОСТ Р 14.13-2007. Оценка интегрального воздействия объектов хозяйственной деятельности на окружающую среду в процессе производственного экологического контроля. Национальный стандарт. Термины и определения. – введ. 01.01.2007. М.: Изд-во стандартов, 2007. 26 с.

12. Никифоров Г.Е., Гормаш И.М., Белов С.М., Лякин А.С., Карпова Е.С. Начальный этап реформирования объектов по уничтожению химического оружия в интересах экономики и обеспечения обороны и безопасности государства // Рос. хим. журнал (журнал Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева). 2010. Т. LIV. № 4. С. 120–122.

13. Башкин В.Н., Припутина И.В. Управление экологическими рисками при эмиссии поллютантов. М.: Газпром ВНИИГАЗ, 2010. 186 с.

УДК 543+547.992

Настроенные структуры на основе гуминовых кислот для использования в качестве селективных сорбентов тяжёлых металлов

© 2014. Э. Д. Касимова, к.х.н., с.н.с., К. А. Кыдралиева, д.х.н., г.н.с.,
Ш. Ж. Жоробекова, д.х.н., директор,

Институт химии и химической технологии НАН Кыргызской Республики,
e-mail: kasymova_elvira@mail.ru, kamila.kydralieva@gmail.com, jorobekova@mail.ru

Предложены новые подходы к синтезу функциональных материалов с использованием сополимеров на основе гуминовых кислот и *m*-аминофенола в качестве темплат. Представлен процесс синтеза и описаны ¹³C ЯМР спектры сшитых структур сополимеров. Изучены сорбционные свойства полученных материалов по отношению к тяжёлым металлам (Cu (II), Ni, Co). Фактор селективности, отношение количества сорбированных «собственных» ионов к количеству «чужих» ионов составляют для разных металлов от 4 (Ni) до 17 (Cu). Показано, что содержание связанных металлов и прочность химических связей в комплексных соединениях гуминовых кислот зависят от условий реакций синтеза, ионного радиуса металла, комплексобразующей способности.

Here we suggest new approach to the functional materials synthesis using copolymers based on humics and *m*-aminophenol as templates. Template materials have been synthesized and characterized in terms of humic structure fragments using ¹³C NMR analysis. We have also analyzed the sorption properties of the materials as for heavy metals (Cu (II), Ni, Co). Selectivity factor, the ratio of own template ions to other ones is for various metals from 4 (Ni) to 17 (Cu). Content of bound metals and bonding strength for humic complexes depended on synthesis conditions, metal ionic radius, and complex-forming ability.

Ключевые слова: гуминовые кислоты, тяжёлые металлы, темплатный синтез, сорбенты

Keywords: humic acids, heavy metals, template synthesis, sorbents

В последние годы для очистки техногенных сред от тяжёлых металлов (ТМ) всё большее применение находят природные сорбенты, к которым относятся гуминовые вещества (ГВ), представляющие по своей химической природе высокомолекулярные ароматические оксикарбоновые кислоты. Наиболее привлекательной чертой гуминовых веществ в экологическом аспекте является одновременное наличие в них таких свойств, как нетоксичность, биосовместимость, устойчивость к биодеградации и полифункциональность. Наличие множества функциональных групп (карбокислых, гидроксильных, карбонильных в сочетании с присутствием ароматических структур) (рис. 1) обеспечивает способность ГВ вступать практически в любые виды взаимодействий: ионные, донорно-акцепторные взаимодействия, образовывать водородные связи, активно участвовать в сорбционных процессах, а также возможность получения целого ряда функциональных и гибридных материалов, обладающих конкурентоспособностью на рынке «зелёных» целевых химикатов (диспергирующие агенты, флокулянты, хелатирующие агенты, сорбенты и др.).

Особый интерес с этой точки зрения представляет модификация ГВ с целью повышения эффективности сорбентов на основе гуминовых кислот по принципу «настройки» полимерных комплексонов по субстрату («шаблону») на стадии их синтеза или формирования трёхмерной структуры с использованием метода молекулярных отпечатков (molecular imprinting). Метод молекулярного импринтинга предполагает образование в «настроенном» материале полостей (пор) – 3D-отпечатков, которые в идеале способны к специфическим комплементарным взаимодействиям с целевыми молекулами-шаблонами или близкими им по структуре соединениями. В понятие комплементарности входит соответствие отпечатка шаблону как по размеру и форме, так и по наличию в отпечатке дополняющих функциональных групп, способных к взаимодействию с функциональными группами молекулы-шаблона [2].

Разновидностью ковалентного импринтинга является разработанный с сотр. оригинальный метод синтеза полимерных материалов, трёхмерная сетка которых «настроена» на сорбцию определённых ионов металлов [3].

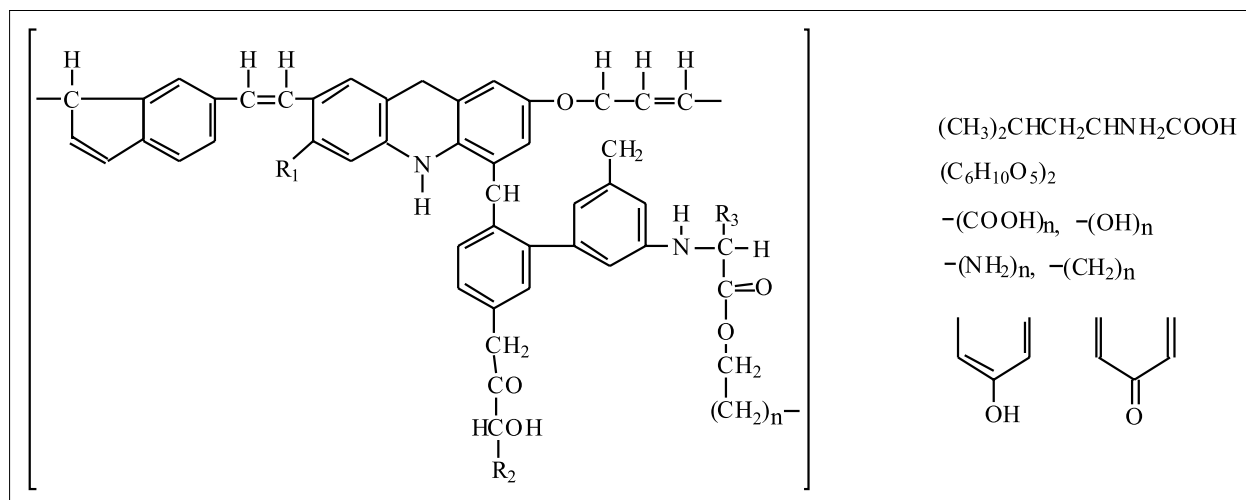


Рис. 1. Структурная единица гуминовых кислот [1].

В данном случае речь идёт об узнавании и связывании ионов тех металлов, которые были использованы в качестве трафаретных или шаблонных ионов при синтезе макрокомплекса. Такой подход был использован для селективного связывания ионов стронция в районах, загрязнённых вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, настроенными полимерными сорбентами на основе сополимеров диакрилата стронция со стиролом, метилметакрилатом, акриловой кислотой и сшивающего агента – диметакрилового эфира этиленгликоля и др. [4]. Такие сополимеры обладают значительной скоростью сорбции (равновесие устанавливается в течение нескольких минут) и сорбционной ёмкостью (0,5-3,0 мг-экв Sr/г). Фактор селективности (отношение количества сорбированного «собственного» иона к количеству «чужого» иона) составляет 1:20-1:27.

В настоящем исследовании представлены данные по получению металлокомплексных ионитов на основе гуминовых кислот (ГК), селективных для связывания целевых металлов – Cu(II), Ni(II) и Co(II), которые были использованы в качестве темплатов. В качестве функционального сополимера «настроенных» сорбентов на основе ГК был выбран м-аминофенол (АФ), обладающий свойствами слабого основания и усиливающий катионообменные свойства ГК.

Экспериментальная часть

Согласно данным электронно-микроскопических исследований солей ГК – гуматов калия (месторождения Кызыл-Кия), гуминовые вещества представляют собой рыхлые неоднородные ассоциаты с хорошо развитой

пористой, фрактальной структурой в виде глобул [5] (рис. 2) или агрегатов, образованных посредством водородных связей и химических сил. Ассоциаты образованы за счёт комплексов или частиц в виде чешуек (хлопьев) размером около 200 нм, являющихся центрами агрегации (рис. 2а). Вследствие гибкости макромолекул отдельные мозаичные участки ассоциатов определённым образом ориентированы и посредством водородных связей образуют упорядоченные области с признаками микрогетерогенности (рис. 2б). Такие ассоциаты являются молекулярными комплексами фракций ГК, соединённых между собой донорно-акцепторной связью.

В целом такой ассоциат ГК пронизан для ионов металлов и обуславливает объёмный характер процессов ионного обмена и связывания ионов металлов. В связи с таким строением единиц молекул ГК и объёмным характером сорбции физически обоснованным следует считать дискретное расположение активных центров за счёт электростатических связей ионов металла с реакционными группами ГК в объёме макромолекулы ГК [6].

Получение комплексов ГК с соответствующими катионами металлов с последующим сшиванием их цепей позволяет зафиксировать благоприятные для связывания данных ионов конформации макромолекул. Результатом этого является (после удаления «шаблонных» ионов) рост сорбционной ёмкости, а также скорости и селективности сорбции на «настроенных» полимерных сорбентах. Принцип технологии молекулярного импринтинга сорбентов представлен на рисунке 3.

Синтезированные металлокомплексные иониты (комплексы, ГК:М:м-АФ) на основе

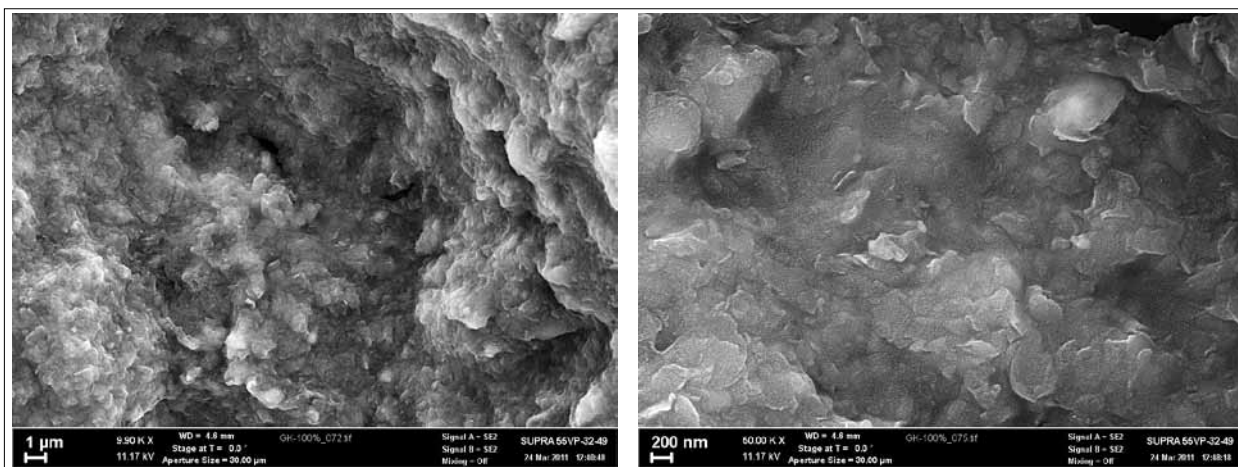


Рис. 2. Электронно-микроскопические снимки нативных ГК: а – увеличение 9900х, б – 50000х.

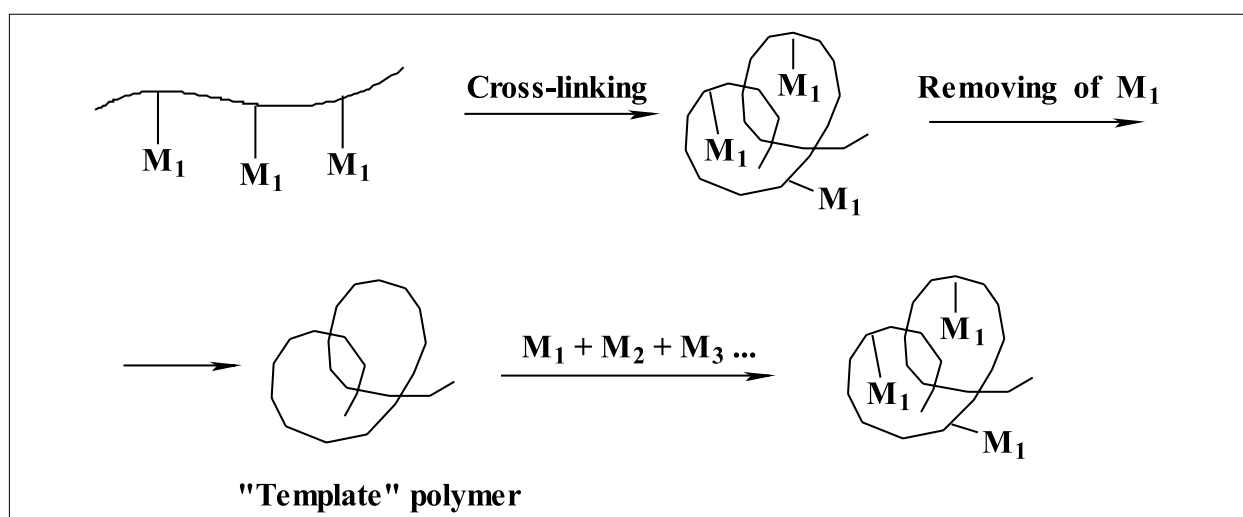


Рис. 3. Схема технологии молекулярного импринтинга сорбентов: сшивание, удаление темплатного металла, получение темплатного полимера [4].

ГК и АФ в соотношении ГК:АФ=2:1 с включением ионов металлов (Cu^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+}) согласно [7] и сшитые формальдегидом, подвергали кислотному гидролизу для получения гидролизованых («настроенных») ионитов. Для этого навески комплексов по 5 г заливали 50 мл 0,1 н раствора HCl и нагревали при 50°C в течение 5 минут. Затем осадок «настроенных» сорбентов – (М)/ГК:АФ отфильтровывали, промывали несколько раз 0,1 н раствором HCl , затем многократно – дистиллированной водой – от ионов Cl^- и высушивали при 60°C .

Для определения эффективности сорбции навески весом 1 г полученных гидролизованых ионитов, «настроенных» на определённые ионы металлов, помещали в колбы с притёртыми пробками и заливали 50 мл бинарной смеси, состоящей из равных объёмов 0,1 н растворов солей (табл. 1) и выдерживали в течение 5 суток при периодическом встря-

хивании. После установления равновесия определяли равновесную концентрацию ионов металла в растворе [8], суммарное содержание ионов металлов в бинарной смеси определяли трилометрическим методом, а содержание ионов меди – йодометрическим титрованием. По разности находили содержание ионов второго металла.

Спектры ^{13}C ГК и «настроенных» сорбентов на их основе регистрировали в 5-мм ЯМР-ампуле на приборе Bruker Aspect 3000 в Институте экологической химии (Helmholtz Gemeinschaft, Германия). Распределение углерода по структурным фрагментам определяли интегрированием спектра ЯМР ^{13}C по шести спектральным областям, в которых находятся группы сигналов атомов углерода со сходным химическим окружением: 0 – 48 м.д.: сигналы алифатических атомов углерода (CH_n); 48 – 100 м.д.: сигналы алифатических

Таблица 1

Состав сорбционной смеси для селективной сорбции ионов металлов

Объект анализа	Настроенный полимер	Состав бинарной смеси, 0,1 н раствор солей	
		Cu (II)	1 г (Cu)/ГК-АФ
Cu (II)	1 г (Cu)/ГК-АФ	25 мл Cu(CH ₃ COO) ₂	25 мл Ni(CH ₃ COO) ₂
Ni (II)	1 г (Ni)/ГК-АФ	25 мл Ni(CH ₃ COO) ₂	25 мл Cu(CH ₃ COO) ₂
Cu (II)	1 г (Cu)/ГК-АФ	25 мл Co(CH ₃ COO) ₂	25 мл Cu(CH ₃ COO) ₂

атомов углерода, связанных простой связью с гетероатомом (кислородом или азотом), в основном принадлежащие фрагментам карбогидратов (C_{alk}O); 100 – 145 м.д.: сигналы C– и H-замещённых ароматических атомов углерода (C_{ar}); 145 – 167 м.д.: сигналы O-замещённых ароматических атомов углерода (C_{ar}O); 167 – 185 м.д.: сигналы атомов углерода карбоксильных, сложноэфирных и амидных групп (COO); 185 – 220 м.д.: сигналы атомов углерода кетонных и хинонных групп (C=O).

Результаты и их обсуждение

Анализ полученных образцов «настроенных» ионитов методом ¹³C ЯМР спектроскопии показал наличие, образование и количественные изменения набора структурных фрагментов в образцах исследуемых препаратов. ¹³C ЯМР спектры гуминовых кислот и ионитов характеризуются широкими полосами поглощения, обусловленными перекрыванием большого количества сигналов. Максимумы интенсивности характерны для области незамещённых алифатических фрагментов (HC), в «карбогидратной» (НСО-фрагменты) и в ароматической (Ar) области спектра (табл. 2).

Особенно интенсивные сильно перекрывающиеся пики наблюдаются в области, характеризующей наличие в структуре гуминовых кислот окислённого бурого угля замещённого ароматического каркаса, содержащего функциональные группы кислотного характера и

незначительное количество алифатической периферии.

В таблице 2 представлено распределение углерода по структурным фрагментам (% от общего содержания углерода) в препаратах гуминовых кислот и ионитов на основе результатов ¹³C ЯМР спектроскопии.

Как видно из данных таблицы 2, при синтезе ионитов уменьшается доля ароматических структур и содержание кислородсодержащих групп в результате донорно-акцепторного присоединения азотсодержащего соединения, где увеличивается поглощение, что подтверждает введение в структуру азота и ArOH, т.е. *m*-аминофенола. Одновременно с этим увеличивается поглощение в области 47-90 м.д. за счёт сшивания структуры формальдегидом с образованием мостиковых связей: -CH₂-, -CH₃-, -CH₂O-, -CH₃O-. В гидролизованных ионитах происходит распад связей с темплатом, что повышает относительную долю ароматических структур. Также протекает частичная деструкция связи -C=N с освобождением карбонильных групп.

Согласно [9] при образовании комплексов с соединениями, содержащими аминогруппы и кислотные остатки, упрочняется связь кислотного остатка с ионами металла (темплата). Степень упрочнения связи зависит от типа темплата. В ряду однотипных соединений разных металлов степень упрочнения связи металл – COOH уменьшается с увеличением радиуса иона металла в ряду Co²⁺ < Ni²⁺ < Cu²⁺. Прочность связи ион металл – азот амина в

Таблица 2

Распределение углерода по структурным фрагментам (% от общего содержания углерода) в исследуемых препаратах

Препарат	CO	COO-H,R	ArO,N	ArH	O-C-O	AlkO	Alk-H,R
	220-187	187-167	167-145	145-108	108-90	90-47	47-0
ГК-Cu-АФ	2,36	17,89	11,98	44,4	6,58	8,61	8,44
(Cu)/ГК-АФ	5,96	14,68	11,28	52,48	3,99	6,15	5,51
ГК-Ni-АФ	2,29	16,35	11,02	47,46	5,08	11,02	6,78
(Ni)/ГК-АФ	4,53	18,32	12,69	56,03	2,54	3,17	2,72
ГК-Co-АФ	5,27	13,91	13,45	48,00	3,64	7,55	8,18
(Co)/ГК-АФ	3,96	15,86	11,20	55,50	3,96	5,75	3,77

Примечание: ГК-Cu-АФ, ГК-Ni-АФ и ГК-Co-АФ – металлокомплексные иониты и соответствующие «гидролизованные» иониты: (Cu)/ГК-АФ, (Ni)/ГК-АФ и (Co)/ГК-АФ

Сорбция настроенных ионов (М)/ГК-АФ в бинарных растворах солей

Образец	Бинарный раствор ацетатов металлов	C _{Me*} , мг-экв/г	Содержание сорбированных ионов металла						f**
			мг-экв/г			моль/г, 10 ³			
			Cu	Ni	Co	Cu	Ni	Co	
(Cu)/ГК-АФ	Cu(II) + Ni	3,32	3,32	0,21	-	1,66	0,11	-	15,81
	Cu(II) + Co		3,32	0,19	-	1,66	0,09	-	17,47
(Ni)/ГК-АФ	Ni + Cu(II)	2,64	0,40	1,66	-	0,20	1,32	-	4,15
(Co)/ГК-АФ	Co + Cu(II)	2,62	0,40	-	2,62	0,20	-	1,31	6,55

Примечание: C_{Me*} – исходная концентрация темплатных ионов металла в ионите; f** – фактор селективности, отношение количества сорбированных «собственных» ионов к количеству «чужих» ионов.

том же процессе изменяется с изменением радиуса ионов металлов в обратном направлении (Cu²⁺ < Ni²⁺ < Co²⁺).

Количество сорбированных ионов металла гидролизованными («настроенными») ионитами из 0,1 н растворов уксуснокислых солей (табл. 1) за 96 часов соответствовало исходной концентрации ионов металла в металлокомплексном ионите до гидролиза. Как видно из данных таблицы 3, из бинарных смесей уксуснокислых солей «настроенные» иониты избирательно сорбируют ионы металла, содержащиеся до кислотного гидролиза, т.е. темплатный металл.

При этом шитые сополимеры на основе ГК и *m*-аминофенола обладают высокой сорбционной ёмкостью, фактор селективности составляет 1:15–1:17 для «настроенных» на ионы меди (II) сополимеров.

Заключение

Методом ¹³C ЯМР-спектроскопии показано образование шитых структур сополимеров на основе ГК и *m*-аминофенола. Результаты оценки сорбционного потенциала гидролизованных «настроенных» ионитов показали высокую селективность к целевым металлам, т.е. избирательную сорбцию из бинарных соединений определённых ионов металла. Содержание связанных металлов и прочность химических связей в комплексных соединениях ГК зависит от условий реакций синтеза, ионного радиуса металла, комплексобразующей способности. Настроенные сорбенты на основе гуминовых кислот для связывания тяжёлых металлов в целях ремедиации техногенных сред отвечают всем требованиям, предъявляемым к новым поколениям сорбционных материалов, используемых для аналитических целей, т.е. обладают высокой селективностью,

нетоксичностью и биосовместимостью. Синтезированные металлокомплексные иониты на основе наноразмерных макромолекул гуминовых кислот с использованием технологии темплатного синтеза можно рассматривать в качестве синтетических рецепторов, принцип действия которых основан на эффекте молекулярного распознавания.

Литература

1. Орлов Д.С. Гуминовые кислоты и общая теория гумификации. М.: МГУ, 1990. 325 с.
2. Лисичкин Г. В., Крутяков Ю. А. Материалы с молекулярными отпечатками: синтез, свойства, применение // Успехи химии. 2006. Т. 75. № 10. С. 998–1017.
3. Кабанов В.А., Эфендиев А.А., Оруджев Д.Д. Комплексообразующие полимерные сорбенты, настроенные на сорбируемый ион // Высокомолекулярные соединения. 1979. Т. 21. № 3. С. 589–595.
4. Помогайло А.Д., Архипов Н.П., Мешалкина Т.С., Джардималиева Г. И., Бочкин А.М., Бравая Н.М., Бакунов Н.А. О селективном связывании стронция «настроенными» полимерными сорбентами // Доклады Академии наук. 1994. Т. 335. № 6. С. 749–752.
5. Жоробекова Ш.Ж. Макромолекулярные свойства гуминовых кислот. Фрунзе: Илим, 1987. 196 с.
6. Лиштван И. И., Круглицкий Н. Н., Третинник В. Ю. Физико-химическая механика гуминовых веществ. Минск: Наука и техника, 1976. 264 с.
7. Касымова Э.Дж., Королева Р.П., Кыдралиева К.А., Жоробекова Ш. Ж. Селективная сорбция тяжёлых металлов шитыми производными гуминовых кислот // Известия НАН КР. 2010. № 3. С. 119–122.
8. Шварценбах Г., Флашка Г. Комплексонометрическое титрование. М.: Химия, 1970. 360 с.
9. Рябов И.Н. Комплексы никеля (II) и меди (II) с гуминовыми кислотами и их производными // Журнал прикладной химии. 2008. Т. 81. Вып. 1. С. 75–77.
10. Marty J. D. Molecular Imprinting: State of the Art and Perspectives. // Adv Polym Sci. 2005. V. 172. P. 1–35.

УДК 581.5:581.1(1-924.82)

Сравнительное исследование роста, фотосинтеза и дыхания некоторых бореальных видов в условиях средней и крайне-северной тайги

© 2014. Е. В. Гармаш, к.б.н., с.н.с., С. П. Маслова, к.б.н., с.н.с.,
И. В. Далькэ, к.б.н., с.н.с., С. Н. Плюснина, к.б.н., н.с.,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: garmash@ib.komisc.ru

Представлены результаты сравнительного исследования роста, CO₂-газообмена, метаболических свойств и ультраструктуры клеток листа шести широко распространённых видов растений с разным типом адаптивной стратегии (*Pyrola rotundifolia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Geranium silvaticum*, *Trientalis europaea*, *Trollius europaeus*, *Comarum palustris*), произрастающих в подзоне средней и крайне-северной тайги Республики Коми. В северных сообществах сформировались особи с более низкой биомассой и повышенной относительной долей подземных органов. Для листьев растений крайне-северной тайги свойственны снижение квантового выхода и более низкая скорость ассимиляции CO₂ при всём диапазоне освещённости, что свидетельствовало об уменьшении эффективности использования энергии на фотосинтез. При этом увеличение соотношения хлорофиллов *a/b* и доли каротиноидов по отношению к хлорофиллам связано с усилением светособирающей функции фотосинтетического аппарата. Растения северного экотипа превышали по дыхательной способности (при 20°C) растения средней тайги в среднем на 30%, что направлено на поддержание уровня метаболической активности, необходимого для обеспечения роста растений в условиях пониженных температур и короткого вегетационного периода. Таким образом, адаптация растений к северным климатическим условиям шла по пути снижения процессов ассимиляции углерода и усиления дыхательной активности, что привело к уменьшению габитуса растений с преимущественным распределением биомассы в подземную часть. Степень и уровень адаптивных изменений при продвижении на север зависели от эколого-ценотических условий местообитания растений. Выявлена тесная связь адаптивной стратегии вида с его функциональными свойствами.

Comparative investigation on growth, CO₂-exchange, metabolic properties, and ultrastructure of leaf cells of six widespread boreal plant species with different types of adaptive strategy (*Pyrola rotundifolia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Geranium silvaticum*, *Trientalis europaea*, *Trollius europaeus*, *Comarum palustris*), growing in the middle and extreme-north taiga subzones of the Komi Republic, was carried out. Plants from the extreme-north taiga subzone had lower biomass indices; biomass was mainly accumulated in underground plant part in contrast to middle taiga plants. Leaves of the northern plants were characterized by a low quantum yield of photosynthesis and net-CO₂ assimilation rate within a broad range of illumination. There was a reduction of energy use efficiency by photosynthesis. Higher *a/b* chlorophyll and carotenoids/chlorophylls ratios were connected with improving the light-harvesting function of photosynthetic machinery. Plant respiration rate (at 20 °C) under extreme-north conditions was by 30% higher than that in the middle taiga subzone. It provided for a maintenance of metabolic activity level that was beneficial for plant survival at low temperatures and short vegetative period. Thus, adaptation of plants to severe climatic conditions was directed towards lowering the carbon assimilation processes and increasing the respiratory activity. It caused a decrease of plant habitus with accumulation of biomass in underground part. In the North, level of adaptive changes depended on ecological physiological conditions of plant habitats. Close relationship between life strategy of species and their functional properties was revealed.

Ключевые слова: бореальные виды растений, средняя тайга, крайне-северная тайга, рост, фотосинтез, дыхание, анатомия листа, экологические стратегии

Keywords: boreal plant species, middle taiga, extremely northern taiga, growth, photosynthesis, respiration, leaf anatomy, ecological strategies

На европейском северо-востоке России растения адаптированы к действию неблагоприятных климатических и эдафических факторов, степень негативного влияния которых усугубляется при продвижении на север. Основными лимитирующими рост факторами являются сокращённый вегетационный период, сопровождающийся пониженной температурой и преобладанием рассеянной радиации, а также дефицит питательных элементов, особенно азота, в почвах [1].

Адаптация как способность организма к фенотипической пластичности реализуется путём перестройки комплекса морфофизиологических и биохимических признаков [2, 3]. По степени их изменчивости можно выявить адаптивный потенциал вида, определяющий его жизнедеятельность и эффективность в использовании ресурсов среды в разных географических популяциях. При этом реакция растений на изменение внешних факторов зависит от условий местообитания и жизненной

стратегии как способа выживания растений в сообществах и экосистемах [2].

Наиболее информативными для оценки состояния и степени соответствия метаболизма растений условиям среды являются показатели фотосинтеза, дыхания и роста. Регуляторное согласование этих основополагающих процессов на уровне целого растения обеспечивает успешное приспособление к условиям местообитания [4–6].

В данной работе проведено сравнительное эколого-физиологическое исследование шести бореальных видов, произрастающих в подзонах средней и крайне-северной тайги с целью выявления адаптивных реакций растений в зависимости от жизненной стратегии и эколого-ценотических условий обитания вида при продвижении на север.

Материал и методы

Исследования проведены в июне-июле 2001–2002 и 2010 гг. в подзоне средней тайги в окрестностях г. Сыктывкар (61° 40' с. ш., 50° 40' в.д.) и подзоне крайне-северной тайги на Приполярном Урале (бассейн р. Кожим Национального парка «Югыд Ва», 65° 19' с.ш., 60° 16'). В подзоне средней тайги вегетационный период составляет в среднем 100 дней, среднемесячная температура самого тёплого месяца (июль) около +17°C, самого холодного месяца (январь) – -20°C. Бассейн верхнего течения р. Кожим характеризуется суровым, резко континентальным климатом. Вегетационный период длится примерно 60 дней, средняя температура самого тёплого месяца июля около +10°C. В период активной вегетации возможны значительные суточные перепады температуры. В растительном покрове преобладают горные леса и редколесья, которые распространены до высоты 500 м над ур. моря [7].

Температурные условия вегетационных периодов в годы исследований отличались между собой незначительно (рис. 1). Исследования проводили в естественных условиях средней и крайне-северной тайги в фазу цветения растений: в подзоне средней тайги – в третью декаду июня, в подзоне крайне-северной тайги – первую декаду июля. Использовали растения из 2–3 ценопопуляций для каждого вида в елово-осиновом травяном и еловом чернично-зеленомошном лесу (*Pyrola rotundifolia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Trientalis europaea*), на злаково-разнотравных лугах и опушках (*Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus*), на окраине олиготрофного болота

смешанного заболоченного леса и прирусловой луговине (*Comarum palustre*).

По классификации жизненных форм И.Г. Серебрякова [8], большинство видов принадлежит к группе травянистых двудольных многолетних трав, два полудревесных вида представляют собой кустарничек и стелющийся кустарник. Классификацию растений по типу адаптивной стратегии проводили на основе сведений [9, 10]. Исследовали виды луговой и лесной эколого-ценотических групп (ЭЦГ) с преобладанием конкурентно-стресс-толерантной адаптивной стратегии (CS-виды) и растения с выраженными стресс-толерантными свойствами (S-виды) (табл. 1).

Изучали накопление биомассы и её распределение по органам растений. Для этого 15–20 растений каждого вида выкапывали, разделяли на надземную и подземную части, взвешивали, фиксировали при 105°C и высушивали при 70°C до воздушно-сухого веса.

Определения CO₂-газообмена проводили непосредственно в природных условиях или после переноса растений из природных ценопопуляций в лабораторные условия. Поглощение CO₂ на свету (видимый фотосинтез, Ф_v) или выделение CO₂ интактными листьями в темноте определяли в открытой системе с помощью инфракрасных газоанализаторов (ИКГ) – Infralit-4 (Германия) и Li-7000 (Licor.Inc, США), подключённых по диффе-

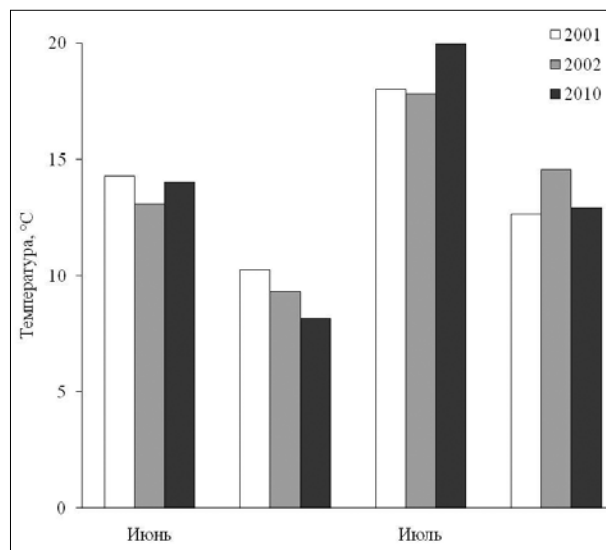


Рис. 1. Среднемесячная температура воздуха в подзоне средней (1) и крайне-северной тайги (2) в разные годы исследования.

По данным Гидрометеообсерватории г. Сыктывкара, метеорологических станций Кожим-Рудник (<http://meteo.parma.ru/mst/kojim.shtml>), Петрунь (<http://meteo.parma.ru/mst/petrun.shtml>) и Усть-Усы (http://meteo.parma.ru/mst/u_usa.shtml).

Таблица 1

Список и характеристика исследованных видов

Вид	Семейство	Жизненная форма	Тип адаптивной стратегии	Ценоотическая группа
<i>Trollius europaeus</i> L. (Купальница европейская)	Ranunculaceae	ТДМ	CS	луговой
<i>Geranium sylvaticum</i> L. (Герань лесная)	Geraniaceae	ТДМ	CS	лугово-лесной
<i>Trientalis europaea</i> L. (Седмичник европейский)	Primulaceae	ТДМ	S	лесной
<i>Pyrola rotundifolia</i> L. (Грушанка круглолистная)	Pyrolaceae	ТДМ	S	лесной
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L. (Брусника)	Ericaceae	Кч	CS	лесной
<i>Comarum palustris</i> L. (Сабельник болотный)	Rosaceae	Кс	CS	лесо-болотный

Примечание: ТДМ – травянистый двудольный многолетник, Кч – кустарничек, Кс – кустарник стелющийся (стланик) [25]. S – стресс-толеранты, CS – стресс-толеранты со свойствами конкурентоспособности

рениальной схеме. Часть пластинки листа или несколько листовых пластинок площадью 10–20 см² помещали в термостатируемую листовую камеру объёмом 30 см³. Скорость потока воздуха (60 л/ч) контролировали по ротаметру. Температуру в камере (20±2°С) контролировали, используя микротермистор МТ-54 с неравновесным мостом НМ-31 (Россия). Камеру освещали лампой ДРЛФ (Россия) мощностью 1000 Вт. Максимальная интенсивность облучения листа в камере достигала 1650 мкмоль мкмоль/(м²с) фотосинтетически активной радиации (ФАР).

В природных условиях для измерения Ф_в использовали портативную фотосинтетическую систему LCPro+ (ADC BioScientific Ltd., Англия). Температура листа во время измерений СО₂-газообмена составляла 20±2°С.

Кардинальные точки световых кривых фотосинтеза определяли следующими способами. Видимый квантовый выход находили по величине коэффициента, определяющего начальный наклон световой кривой. Линейную функцию строили по точкам – величине отрицательного СО₂-газообмена и по измеренным значениям положительного СО₂-газообмена в диапазоне ФАР от 0 до 80–130 мкмоль/(м²с). Величину светового компенсационного пункта (СКП) находили как освещённость, при которой скорость видимого поглощения СО₂ равна нулю.

Для определения интенсивности радиации приспособления (ИРП), которая соответствует освещённости в месте обитания [11], и скорости Ф_в при ИРП световую кривую описывали непрямоугольной гиперболой [3]:

$$\Phi_B = \frac{\Phi \cdot I + \Phi_{\max} - \sqrt{(\Phi \cdot I + \Phi_{\max})^2 - 4\Phi \cdot \Phi \cdot I \cdot \Phi_{\max}}}{2\Phi} - Rd,$$

где Ф_{МАХ} – скорость Ф_в при максимальной ФАР (1640, 1750 мкмоль/(м²с)); I – интенсивность ФАР; ø – видимый квантовый выход фотосинтеза; Ø – фактор кривизны, изменяющийся в пределах от 0,9 до 1, Rd – темновое дыхание. Область значений Ф_в при ИРП и ИРП находили графически, проводя касательную из начала координат к кривой [11].

Скорость темнового дыхания органов растений измеряли при температуре 20 ± 1°С. Пробы органов каждого растения заключали в стеклянные термостатируемые камеры цилиндрической формы объёмом 150–200 см³ с водяной рубашкой. Все определения фотосинтеза и дыхания проводили в 6–10-кратной биологической повторности.

Для изучения морфо- и мезоструктуры брали сформированные листья средней формации пяти растений каждого вида, фиксировали в 70% этиловом спирте. Срезы для временных препаратов готовили на вибрационном микротоме для мягких тканей, окрашивали метиловым зелёным-пиронином и помещали в глицерин. Поперечные срезы из центральной трети листовой пластинки просматривали на микроскопах Amplival и Axiovert (Carl Zeiss, Германия) в 20-кратной повторности для каждого растения.

Концентрацию фотосинтетических пигментов в листовых пластинках определяли спектрофотометрически в ацетоновых вытяжках при длинах волн 662 и 644 (хлорофиллы а и б) и 470 нм (сумма каротиноидов) в пятикратной биологической повторности.

На рисунках и в таблицах представлены средние арифметические величины со стандартной ошибкой. Стандартные ошибки производных величин оценивали как относительные погрешности функций нескольких

переменных. Достоверность различий оценивали по t-критерию Стьюдента.

Результаты

В период цветения масса растений в подзоне крайне-северной тайги была достоверно ниже, чем в среднетаёжной подзоне (табл. 2). При этом распределение биомассы в подземную часть растений трёх видов (*Geranium sylvaticum*, *Trientalis europaea*, *Trollius europaeus*) в условиях крайне-северной тайги усиливалось, о чём свидетельствует увеличение соотношения подземная/надземная масса. У *Comarum palustre* и *Pyrola rotundifolia* относительная масса подземной части не менялась. Масса и площадь листьев в расчёте на особь у растений крайне-северной тайги были в несколько раз меньше, чем у среднетаёжных.

Определение морфологических показателей листа и анатомических параметров структуры мезофилла показало, что толщина листа изученных растений варьировала в пределах 0,1–0,3 мм (табл. 3). С продвижением на север изменение анатомической структуры листа выявлено у растений открытых местообитаний (*Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus*) и лесного вида *Trientalis europaea*. Отмечено достоверное утолщение листовой пластинки, сопровождающееся увеличением толщины ассимилирующей ткани. При этом число рядов клеток столбчатого мезофилла и их ширина не изменялись, а высота увеличивалась. Напротив, число слоёв клеток губчатого мезофилла *Geranium sylvaticum* и *Trollius europaeus* повышалось, а толщина клеток не менялась. Число хлоропластов на срез клетки мезофилла данных видов в условиях крайне-северной тайги

было в 1,5 раза выше, чем у среднетаёжных особей.

Виды, произрастающие в пределах одной подзоны, различались по интенсивности и характеру световой кривой видимого фотосинтеза (Φ_B) в зависимости от их принадлежности к разным ЭЦГ (рис. 2, табл. 4). Растения открытых местообитаний (*Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus*, *Comarum palustre*) по сравнению с лесными видами характеризовались более высокими значениями скорости Φ_B как в области низкой, так и высокой интенсивности ФАР.

С продвижением на север реакция видимого поглощения CO_2 на свет у изученных видов имела общие закономерности, в большей степени проявляющиеся у растений открытых местообитаний (табл. 4). Анализ световых кривых Φ_B показал, что у растений крайне-северной тайги величина светового компенсационного пункта (СКП) у большинства видов увеличивалась, а видимый квантовый выход, рассчитанный по величине наклона начального участка световой кривой, снижался (табл. 4). Область интенсивности радиации приспособления (ИРП) была выше, а скорость Φ_B при ИРП и максимальной ФАР – ниже, чем у среднетаёжных особей. У лесных видов данные параметры менялись незначительно.

Содержание и соотношение фотосинтетических пигментов варьировало в зависимости от принадлежности вида к ЭЦГ (табл. 5). Растения луговой и лугово-лесной ЭЦГ имели более высокие значения концентрации пигментов, чем лесные виды. Листовые пластинки среднетаёжных растений характеризовались более высоким содержанием хлорофиллов и каротиноидов по сравнению с растениями

Таблица 2

Морфометрические параметры растений из разных подзон тайги

Вид	Сухая масса растения, г	Подземная/надземная масса	Площадь листьев, дм ² /раст.	Сухая масса листьев, г/раст.
Средняя тайга				
<i>Trollius europaeus</i>	8,29 ± 0,40	0,56 ± 0,10	4,44 ± 0,40	1,42 ± 0,12
<i>Geranium sylvaticum</i>	11,66 ± 0,40	1,38 ± 0,07	4,09 ± 0,67	1,35 ± 0,15
<i>Trientalis europaea</i>	4,15 ± 0,20	0,41 ± 0,19	0,53 ± 0,12	0,10 ± 0,01
<i>Pyrola rotundifolia</i>	10,97 ± 0,57	0,60 ± 0,09	4,11 ± 0,21	2,55 ± 0,10
<i>Comarum palustre</i>	15,2 ± 0,17	4,47 ± 0,78	–	–
Крайне-северная тайга				
<i>Trollius europaeus</i>	2,40 ± 0,34*	0,91 ± 0,09*	1,37 ± 0,58*	0,47 ± 0,20*
<i>Geranium sylvaticum</i>	2,23 ± 0,23*	2,43 ± 0,19*	0,98 ± 0,45*	0,26 ± 0,12*
<i>Trientalis europaea</i>	0,07 ± 0,007*	1,22 ± 0,18*	0,08 ± 0,02*	0,02 ± 0,002*
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0,98 ± 0,13*	0,72 ± 0,32	0,46 ± 0,29*	0,22 ± 0,14*
<i>Comarum palustre</i>	7,51 ± 1,11*	3,15 ± 0,70	–	–

Примечание: «–» – нет данных; * – отличия от растений подзоны средней тайги достоверны при $P \leq 0,05$

Таблица 3

Структурные параметры листьев растений из разных подзон тайги

Показатель		<i>Trollius europaeus</i>	<i>Geranium sylvaticum</i>	<i>Trientalis europaea</i>	<i>Pyrola rotundifolia</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Толщина листа, мкм		<u>230,5 ± 22,8</u> 286,4 ± 5,9*	<u>133,8 ± 7,1</u> 208,9 ± 2,0*	<u>103,9 ± 5,2</u> 136,1 ± 9,1*	<u>148,1 ± 3,2</u> 131,8 ± 6,5	<u>265,6 ± 26,3</u> 306,4 ± 40,6
Толщина клетки эпидермы, мкм	верхней	<u>26,4 ± 3,3</u> 30,8 ± 3,2	<u>18,6 ± 2,4</u> 23,2 ± 0,8	<u>20,3 ± 3,1</u> 24,7 ± 4,1	<u>22,4 ± 2,5</u> 21,1 ± 1,2	<u>18,7 ± 0,5</u> 18,3 ± 1,7
	нижней	<u>21,8 ± 2,5</u> 23,2 ± 2,1	<u>14,2 ± 1,2</u> 15,2 ± 0,5	<u>15,5 ± 2,0</u> 21,3 ± 3,4	<u>22,5 ± 1,8</u> 20,8 ± 0,8	<u>15,4 ± 0,4</u> 14,6 ± 1,8
Толщина мезофилла, мкм		<u>180,1 ± 29,8</u> 233,1 ± 7,1	<u>103,5 ± 10,6</u> 173,6 ± 2,9*	<u>69,5 ± 2,9</u> 98,3 ± 8,7*	<u>106,4 ± 1,7</u> 91,0 ± 3,8	<u>232,5 ± 25,9</u> 274,4 ± 39,8
Толщина мезофилла, мкм	столбчатого	<u>43,8 ± 3,5</u> 54,5 ± 4,9	<u>48,5 ± 4,8</u> 74,5 ± 7,5*	—	—	<u>91,0 ± 4,0</u> 108,6 ± 24,8
	губчатого	<u>136,3 ± 19,7</u> 178,6 ± 21,5	<u>55,0 ± 3,3</u> 99,1 ± 3,8*	—	—	<u>141,5 ± 10,1</u> 165,8 ± 16,3
Высота клетки 1-го ряда столбчатого или однородного (*) мезофилла, мкм		<u>43,8 ± 3,5</u> 54,5 ± 4,9*	<u>48,5 ± 1,8</u> 74,5 ± 7,5*	<u>25,5 ± 1,3*</u> 30,8 ± 2,1*	<u>24,2 ± 1,2*</u> 21,2 ± 1,9*	<u>29,7 ± 0,9</u> 30,9 ± 8,3
Ширина клетки 1-го ряда столбчатого или однородного (*) мезофилла, мкм		<u>28,4 ± 3,1</u> 29,0 ± 0,8	<u>21,1 ± 1,9</u> 20,5 ± 1,0	<u>31,6 ± 0,8*</u> 34,7 ± 1,0*	<u>42,3 ± 6,3*</u> 33,3 ± 6,0*	<u>20,9 ± 1,2</u> 19,7 ± 1,3
Толщина клетки губчатого мезофилла, мкм		<u>16,3 ± 1,5</u> 18,4 ± 1,2	<u>13,6 ± 0,1</u> 14,2 ± 1,3	—	—	<u>25,0 ± 0,6</u> 25,4 ± 2,6
Число рядов клеток столбчатого или однородного (*) мезофилла		<u>1</u> 1	<u>1</u> 1	<u>4*</u> 4*	<u>4-5*</u> 4-5*	<u>2-4</u> 2-4
Число рядов клеток губчатого мезофилла		<u>4-6</u> 7-9	<u>3-4</u> 4-6	—	—	<u>5-7</u> 7-9
Число хлоропластов на срез клетки мезофилла	столбчатого или однородного (*)	<u>11,6 ± 0,8</u> 16,0 ± 4,1	<u>8,7 ± 1,4</u> 13,5 ± 0,6*	<u>7,7 ± 1,1*</u> 12,0 ± 1,1**	<u>9,8 ± 0,6*</u> 9,7 ± 0,4*	<u>9,0 ± 0,2</u> 9,9 ± 2,5
	губчатого	<u>15,6 ± 2,1</u> 18,2 ± 2,3	<u>7,7 ± 0,8</u> 13,1 ± 1,3*	—	—	<u>10,9 ± 0,8</u> 10,3 ± 1,8

Обозначения. В числителе – средняя тайга, в знаменателе – крайне-северная тайга; «—» – нет данных;
* – отличия от растений подзоны средней тайги достоверны при $P \leq 0,05$

Таблица 4

Параметры световых кривых скорости видимого фотосинтеза листьев растений (Φ_B) разных подзон тайги

Показатель	<i>Trollius europaeus</i>	<i>Geranium sylvaticum</i>	<i>Comarum palustre</i>	<i>Trientalis europaea</i>	<i>Pyrola rotundifolia</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Видимый квантовый выход, мкмоль CO_2 /мкмоль ФАР	<u>0,038 ± 0,008</u> 0,013 ± 0,003*	<u>0,029 ± 0,006</u> 0,011 ± 0,003*	<u>0,036 ± 0,006</u> 0,035 ± 0,009	<u>0,021 ± 0,002</u> 0,012 ± 0,002*	<u>0,032 ± 0,006</u> 0,012 ± 0,003*	<u>0,021 ± 0,004</u> 0,019 ± 0,004
Световой компенсационный пункт, СКП, мкмоль ФАР/(m^2c)	<u>11 ± 2</u> 15 ± 3	<u>27 ± 5</u> 37 ± 6	<u>42 ± 7</u> 56 ± 8	<u>19 ± 4</u> 44 ± 8*	<u>15 ± 3</u> 34 ± 7*	<u>15 ± 4</u> 66 ± 12*
Интенсивность радиации приспособления, ИРП, мкмоль ФАР/(m^2c)	<u>140-180</u> 260-310	<u>160-200</u> 290-350	<u>170-250</u> 120-150	<u>100-120</u> 120-150	<u>150-200</u> 80-110	<u>80-120</u> 170-210
Скорость Φ_B при ИРП, мкмоль CO_2 /(m^2c)	<u>4,1-5,3</u> 2,7-3,3	<u>2,8-3,6</u> 2,0-2,6	<u>4-5</u> 1,9-2,5	<u>0,9-1,2</u> 0,8-1,0	<u>1,7-2,3</u> 0,5-0,8	<u>0,9-1,5</u> 1,0-1,4
Скорость Φ_{MAX} (при 1640, 1750 мкмоль/(m^2c) ФАР), мкмоль CO_2 /(m^2c)	<u>12,1 ± 0,9</u> 7,1 ± 1,3*	<u>8,5 ± 0,8</u> 6,8 ± 1,0*	<u>9,9 ± 0,9</u> 5,1 ± 0,6*	<u>2,4 ± 0,3</u> 2,0 ± 0,4	<u>4,3 ± 0,6</u> 1,9 ± 0,3*	<u>3,2 ± 0,7</u> 2,7 ± 0,6

Обозначения как в табл. 3.

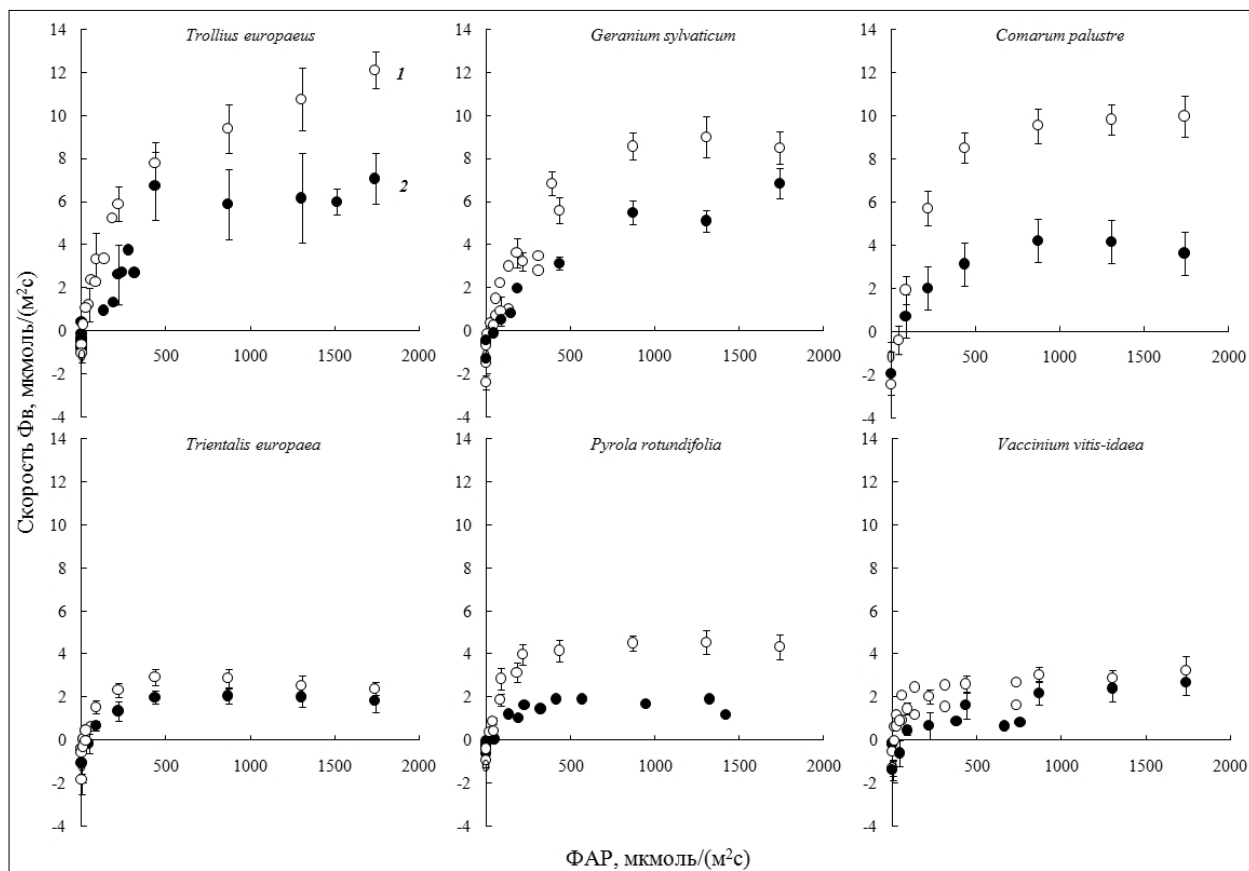


Рис. 2. Световые кривые видимого фотосинтеза (ФВ) листьев растений в подзоне средней (1) и крайне-северной (2) тайги.

Таблица 5

Содержание и соотношение пигментов в листьях растений из разных подзон тайги (мг/г сухой массы)

Вид	Хл <i>a</i> + <i>b</i>	Хл <i>a/b</i>	Каротиноиды	Хл/каротиноиды
Средняя тайга				
<i>Trollius europaeus</i>	9,39 ± 0,29	3,42 ± 0,05	3,46 ± 0,10	2,72 ± 0,04
<i>Geranium sylvaticum</i>	9,40 ± 0,35	3,08 ± 0,13	3,14 ± 0,04	3,16 ± 0,12
<i>Trientalis europaea</i>	10,28 ± 0,59	2,17 ± 0,08	3,39 ± 0,12	3,16 ± 0,12
<i>Pyrola rotundifolia</i>	3,09 ± 0,09	2,48 ± 0,11	0,94 ± 0,02	3,30 ± 0,04
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2,75 ± 0,13	3,56 ± 0,04	0,96 ± 0,01	2,93 ± 0,07
Крайне-северная тайга				
<i>Trollius europaeus</i>	5,76 ± 0,21*	3,58 ± 0,17*	2,19 ± 0,11*	2,49 ± 0,06*
<i>Geranium sylvaticum</i>	5,60 ± 0,32*	3,79 ± 0,08*	2,34 ± 0,29*	2,39 ± 0,14*
<i>Trientalis europaea</i>	6,89 ± 0,41*	3,45 ± 0,15*	2,09 ± 0,11*	2,64 ± 0,06*
<i>Pyrola rotundifolia</i>	3,77 ± 0,25	4,54 ± 0,37*	1,65 ± 0,35	2,28 ± 0,22*
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2,32 ± 0,07	4,16 ± 0,07*	0,86 ± 0,04*	2,70 ± 0,06*

Обозначения как в табл. 2.

крайне-северной тайги. Исключение составляли некоторые представители лесной ЭЦГ – *Pyrola rotundifolia* и *Vaccinium vitis-idaea*, у которых общее содержание хлорофиллов было стабильным при изменении условий среды.

При этом соотношение хл *a/b* у большинства видов в условиях крайне-северной тайги увеличивалось. С продвижением на север отмечали уменьшение величины соотношения хл/каротиноиды.

Таблица 6

Дыхательная способность органов растений из разных подзон тайги (при 20°C, мг СО₂/г сухой массы)

Вид	Листья (надземная часть*)	Подземная часть
Средняя тайга		
<i>Geranium sylvaticum</i>	1,08 ± 0,02	0,13 ± 0,02
<i>Trollius europaeus</i>	1,68 ± 0,19	0,36 ± 0,05
<i>Trientalis europaea</i>	0,75 ± 0,06	0,50 ± 0,08
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0,23 ± 0,01	0,17 ± 0,01
<i>Comarum palustre</i>	2,00 ± 0,25*	0,23 ± 0,01
Крайне-северная тайга		
<i>Geranium sylvaticum</i>	2,25 ± 0,41*	0,32 ± 0,01*
<i>Trollius europaeus</i>	1,91 ± 0,11	0,60 ± 0,07*
<i>Trientalis europaea</i>	1,68 ± 0,34*	1,46 ± 0,25*
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0,82 ± 0,16*	0,18 ± 0,02
<i>Comarum palustre</i>	1,58 ± 0,22*	–

Примечание: «–» – нет данных; * – отличия от растений подзоны средней тайги достоверны при P ≤ 0,05.

Органы растений заметно различались по величине дыхательной способности, измеренной при 20°C (табл. 6). Листовые пластинки превышали подземную часть по скорости выделения СО₂. Дыхание растений лесной ЭЦГ было ниже по сравнению с представителями луговой и лугово-лесной ЭЦГ. Изменение условий среды повлияло на дыхательную активность: растения крайне-северной тайги дышали в среднем вдвое интенсивнее, чем среднетаёжные особи.

Обсуждение

Подзона крайне-северной тайги по сравнению со средней тайгой отличается более суровым, резко континентальным климатом [4]. Нами проанализированы адаптивные реакции некоторых видов растений при их продвижении на север. Исследованные виды относятся к первичному типу стресс-толерантов (S-тип) и вторичному типу со свойствами конкурентоспособности (CS-тип) [9, 10]. Стресс-толерантам (S-виды) свойственны низкая скорость роста, небольшие размеры, высокая устойчивость к стрессу благодаря способности адаптироваться на уровне физиологических процессов [9, 12, 13]. Конкуренты (С-виды) имеют высокую скорость роста, отличаются крупными размерами и способны активно захватывать ресурсы. При этом есть основания полагать, что амплитуда изменений основных параметров растений в рамках определённой стратегии зависит от условий обитания растений.

Адаптацию растений в ответ на воздействие среды интегрирует рост как показатель всех функциональных и метаболических изменений в организме. В период цветения масса и параметры листовой поверхности рас-

тений лесной ЭЦГ в подзоне крайне-северной тайги были в несколько раз ниже, чем в среднетаёжной подзоне (табл. 2). Снижение биомассы растений открытых местообитаний (*Trollius europaeus*, *Geranium sylvaticum*, *Comarum palustre*) с продвижением на север было менее значительным. При этом поступление ассимилятов в подземную часть у *Geranium sylvaticum*, *Trientalis europaea* и *Trollius europaeus* в условиях крайне-северной тайги усиливалось. Подобная направленность накопления и распределения биомассы по органам может отражать общую тенденцию северных растений минимизировать затраты на рост, сохраняя баланс ресурсов углерода и азота [14]. Известно, что при дефиците азотного питания рост листьев ограничивается сильнее, так как азот, поглощаемый корнями, используется на синтез биомассы самих корней [15]. Для северных растений характерно формирование мощного подземного комплекса, являющегося резервуаром запасных веществ и почек возобновления [16].

У *Comarum palustre* и *Pyrola rotundifolia* стабильность соотношения подземная/надземная масса можно связать с их особенностями использовать ресурсы среды в зависимости от биоморфологии и жизненной стратегии. *Comarum palustre* адаптируется за счёт увеличения геофильности эпигеогенных корневищ, которые углубляются в подстилку, сформированную сфагновыми мхами [16]. *Pyrola rotundifolia*, являясь микотрофным видом, по-видимому, способна эффективно утилизировать органический азот лесной подстилки за счёт микоризы на придаточных корнях даже в неблагоприятных условиях.

Рост и продуктивность растений зависят от структурных и функциональных характеристик ассимилирующей ткани.

Сравнительное изучение анатомического строения листовой пластинки показало усиление с продвижением на север криоморфных черт фотосинтетического аппарата трёх видов – *Trientalis europaea*, *Geranium sylvaticum* и *Trollius europaeus* (табл. 3). Растения *Geranium sylvaticum* и *Trollius europaeus* обитают на относительно открытом пространстве и подвержены прямому воздействию внешних факторов. Вид, принадлежащий к лесной ЭЦГ, *Trientalis europaea*, может произрастать в разнообразных экологических условиях, в том числе еловых редколесьях Приполярного Урала [7]. Это объясняет сравнительно высокую амплитуду изменчивости анатомических параметров данного вида. На уровне мезоструктуры криоморфность выражалась в утолщении листовой пластинки, сопровождающейся увеличением толщины хлоренхимы за счёт повышения высоты клеток столбчатого мезофилла и увеличения числа слоев губчатого мезофилла. Такая структурная адаптация мезофилла листа характерна как для стресс-толерантов, которым свойственно увеличение размеров клеток в ответ на ухудшение условий среды, так и конкурентоспособных видов, у которых смена местообитания в большей степени влияет на процессы деления клеток [12]. Подобная широтная изменчивость анатомической структуры направлена на увеличение площади внутренней ассимилирующей поверхности мезофилла при сокращении площади листа [17].

В условиях Крайнего Севера в листьях *Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus* и *Trientalis europaea* обнаружено также увеличение числа хлоропластов в клетке на срезе мезофилла листа (табл. 3). Это согласуется с представлениями о «количественной стратегии» клеточных структур и является адаптивным признаком, компенсирующим действие пониженных температур для сохранения максимально возможной скорости фотосинтеза на единицу листовой площади [18].

У таких лесных видов, как *Pyrola rotundifolia* и *Vaccinium vitis-idaea*, мезоструктура листа не изменялась. Это, скорее всего, связано с ритмом сезонного развития растений, длительным сроком жизни их фотосинтезирующих органов. Листья этих вечнозелёных видов имеют высокую долю механических тканей и плотную кутикулу, защищающую фотосинтетический аппарат от постоянных неблагоприятных воздействий [17].

Световая кривая видимого фотосинтеза (Φ_B) – ценный информативный показатель функционального состояния фотосинтетиче-

ского аппарата растений, от работы которого зависит жизнедеятельность организма. Судя по параметрам световых кривых Φ_B , растения открытых местообитаний (*Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus*, *Comarum palustre*) относятся к светолюбивым видам с признаками теневыносливости (табл. 4). Эта группа растений по отношению к световому фактору характеризуется одновременно высокими значениями угла наклона начального участка световой кривой, скорости Φ_B в области ИРП и максимальной скорости фотосинтеза. Эти признаки свидетельствуют об эффективном использовании световой энергии при фотосинтезе как в области низкой, так и высокой освещённости [19]. Виды лесной ЭЦГ (*Pyrola rotundifolia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Trientalis europaea*) относятся к группе теневыносливых растений, способных эффективнее фотосинтезировать при низкой интенсивности ФАР. Об этом свидетельствуют сравнительно высокая величина квантового выхода и СКП и низкая скорость Φ_B при высоких интенсивностях освещения.

С продвижением на север изменения параметров световых кривых фотосинтеза зависели от условий местообитания растений, но носили однотипный характер (табл. 4). В целом для листьев растений крайне-северной тайги по сравнению со среднетаёжными свойственно снижение квантового выхода и более низкая скорость ассимиляции CO_2 при всём диапазоне освещённости, что свидетельствует об уменьшении эффективности использования энергии на фотосинтез [19]. Тенденция к более высоким значениям СКП у растений Крайнего Севера обусловлена повышением области ИРП и снижением Φ_B при ИРП. Это может указывать на растяжение области перегиба световой кривой и является признаком адаптации к более широкой вариативности условий светового режима [11].

Анализ состояния пигментного комплекса показал, что листья трёх видов (*Geranium sylvaticum*, *Trollius europaeus*, *Trientalis europaea*) из подзоны средней тайги содержали на 30–40% больше фотосинтетических пигментов, чем растения крайне-северной тайги (табл. 5). Представители лесной ЭЦГ – вечнозелёные виды *Pyrola rotundifolia* и *Vaccinium vitis-idaea* – адаптировались к существованию в суровых климатических условиях за счёт поддержания на низком, но постоянном уровне концентрации хлорофиллов. С продвижением растений на север увеличение соотношения хл *a/b* связано с уменьшением функциональной нагрузки на хл *b* как экранирующего хл *a* пигмента.

По полученным нами данным, величина соотношения хл/каротиноиды варьировала в диапазоне 2,2–3,3. У растений умеренной зоны величина данного показателя равняется 4–5 [20]. По величине соотношения хл/каротиноиды изученные виды ближе всего к арктическим растениям, горным видам Восточного Памира и Приполярного Урала [21, 22]. В условиях крайне-северной тайги обнаружено закономерное увеличение доли каротиноидов как светосборщиков и фото-/термопротекторов по отношению к хлорофиллам [22].

Другим важным процессом, отражающим уровень метаболической активности, является дыхание – источник энергии и интермедиатов, тесно связанное с ростом и устойчивостью растений к неблагоприятным факторам среды [23]. Растения характеризовались сравнительно высокой дыхательной активностью (табл. 6). Наименьшие показатели дыхательной способности (при 20°C) среди видов имели растения лесной ЭЦГ, что характерно для стресс-толерантов как растений с пониженной метаболической активностью [13].

Наши определения показали, что по дыхательной способности растения крайне-северной тайги превышали растения средней тайги в среднем вдвое (табл. 4). Это можно рассматривать как адаптивную реакцию, способствующую поддержанию высокого уровня метаболической активности в условиях пониженных температур и короткого вегетационного периода [6, 23, 24].

Таким образом, адаптация растений к произрастанию в более суровых условиях холодного климата шла по пути миниатюризации растений и сокращения площади ассимилирующей поверхности с преимущественным распределением биомассы в подземные органы. Повышение дыхательной способности направлено на поддержание уровня метаболической активности в условиях пониженных температур и короткого вегетационного периода.

С продвижением на север растения проявляли свойства стресс-толерантов, которые развивают устойчивость к неблагоприятным воздействиям за счёт изменения интенсивности физиолого-биохимических процессов. При этом степень и уровень адаптивных изменений при продвижении на север зависели от принадлежности растений к эколого-ценотической группе, а также ритма их сезонного развития. Для усиления ассимиляционной способности и сохранения положительного баланса CO₂ в условиях Крайнего Севера адаптация вечнозелёных видов лесной ЭЦГ (*Pyrola rotundifo-*

lia и *Vaccinium vitis-idaea*) была в основном направлена на стабилизацию концентрации хлорофиллов при уменьшении доли хлорофилла *b* в пуле зелёных пигментов и усиление способности эффективно фотосинтезировать в области низкой освещённости. Виды, способные произрастать в разнообразных экологических условиях, в том числе на открытых участках (*Geranium sylvaticum* и *Trollius europaeus*, *Trientalis europaea*), адаптировались за счёт усиления криоморфных свойств структуры листа (утолщения листовой пластинки и хлоренхимы, увеличения количества хлоропластов на срез клетки). В то же время луговые виды (*Geranium sylvaticum* и *Trollius europaeus*) отличались наиболее высокой способностью поддерживать вегетативный рост и накапливать биомассу при ухудшении условий среды, что свидетельствует о проявлении их конкурентных свойств. В целом полученные данные свидетельствуют о тесной связи экологической стратегии с функциональными свойствами растений.

Работа выполнена при частичной поддержке проекта «Видовое, ценотическое и экосистемное разнообразие ландшафтов территории объекта Всемирного наследия ЮНЕСКО «Девственные леса Коми», № 12-П-4-1018, финансируемого в рамках приоритетного направления РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития».

Список литературы

1. Биоразнообразие водных и наземных экосистем бассейна реки Кожым (северная часть национального парка «Югыд ва») / Отв. ред. Е.Н. Патова. Сыктывкар. 2010. 192 с.
2. Усманов И.Ю., Рахманкулова З.Ф., Кулагин А.Ю. Экологическая физиология растений: Учебник. М.: Логос, 2001. 224 с.
3. Lambers H., Chapin F.S., Pons T.L. Plant Physiological Ecology. New York, Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, 1998. 540 p.
4. Головки Т.К., Гармаш Е.В. CO₂-газообмен и рост *Rhaponticum carthamoides* (Willd.) Пјin в условиях подзоны средней тайги европейского северо-востока. 2. Соотношение фотосинтеза и дыхания как показатель продуктивности и адаптивных реакций растений // Физиология растений. 1997. Т. 44. № 6. С. 864–872.
5. Головки Т.К., Далькэ И.В., Бачаров Д.С., Бабак Т.В., Захожий И.Г. Толстянковые в холодном климате (биология, экология, физиология). СПб.: Наука, 2007. 205 с.
6. Семихатова О.А., Иванова Т.И., Кирпичникова О.В. Сравнительное исследование темного дыхания

растений Арктики и умеренной зоны // Физиология растений. 2007. Т. 54. № 5. С. 659–665.

7. Мартыненко В.А., Дегтева С.В. Конспект флоры национального парка «Югыд-Ва» (Республика Коми). Екатеринбург: УрО РАН, 2003. 108 с.

8. Серебряков И.Г. Экологическая морфология высших растений. М.: Высш. школа, 1962. 378 с.

9. Grime J.P., Hodson J.G., Hunt R. Comparative Plant Ecology: a Functional Approach to Common British Species. L.: Unwin Hyman, 1988. 742 p.

10. Дегтева С.В., Новаковский А.Б. Эколого-ценотические группы сосудистых растений в фитоценозах ландшафтов бассейна верхней и средней Печоры. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. 182 с.

11. Тооминг Х.Г. Экологические принципы максимальной продуктивности посевов. Л.: Гидрометеоздат, 1984. 246 с.

12. Иванова Л.А., Иванов Л.А., Ронжина Д.А., Пьянков В.И. Структурные параметры мезофилла листа при затенении растений разных функциональных типов // Физиология растений. 2008. Т. 55. № 2. С. 230–239.

13. Маслова С.П., Табаленкова Г.Н., Головки Т.К. Дыхание и содержание азота и углеводов у корневищных многолетних растений в связи с реализацией разных адаптивных стратегий // Физиология растений. 2010. Т. 57. № 5. С. 676–686.

14. Chapin F.S. The mineral nutrition of wild plants // Annu. Rev. Ecol. Syst. 1980. V. 11. P. 233–260.

15. Гармаш Е.В. Зависимость роста растений ячменя от уровня минерального питания контролируется температурным режимом // Физиология растений. 2005. Т. 52. № 3. С. 384–391.

16. Маслова С.П., Табаленкова Г.Н., Бабак Т.В. Морфофизиологические и биохимические характеристики *Comarum palustre* L. на Севере // Изв. Самарского НЦ РАН. 2010. Т. 12. №1(3). С. 760–764.

17. Меньшакова М.Ю., Жиров В.К., Хаитбаев А.Х., Гайнанова Р.И. Изменчивость фотосинтетического аппарата растений. М.: Наука, 2008. 117 с.

18. Горышина Т.К. Экология растений. М.: Высш. школа, 1979. 368 с.

19. Гармаш Е.В., Головки Т.К. CO₂-газообмен и рост *Rhaponticum carthamoides* (Willd.) Цзи в условиях подзоны средней тайги европейского северо-Востока. 1. Зависимость фотосинтеза и дыхания от внешних факторов // Физиология растений. 1997. Т. 44. № 6. С. 854–863.

20. Куренкова С.В. Пигментная система культурных растений в условиях подзоны средней тайги европейского северо-Востока. Екатеринбург: УрО РАН, 1998. 114 с.

21. Maslova T.G., Popova I.A. Adaptive properties of the plant pigment systems // Photosynthetica. 1993. V. 29. P. 195–203.

22. Головки Т.К., Далькэ И.В., Дымова О.В., Захажий И.Г., Табаленкова Г.Н. Пигментный комплекс растений природной флоры европейского северо-Востока // Изв. Коми НЦ УрО РАН. 2010. № 1. С. 39–46.

23. Головки Т.К. Дыхание растений (физиологические аспекты). СПб.: Наука, 1999. 204.

24. Головки Т.К., Далькэ И.В., Табаленкова Г.Н., Гармаш Е.В. Дыхание растений Приполярного Урала // Бот. журнал. 2009. Т. 94. № 8. С. 1216–1226.

25. Вишницкая О.Н., Савиных Н.П. Побегообразование и структура соцветий *Comarum palustre* (Rosaceae) // Раст. ресурсы. 2008. Т. 44. Вып. 1. С. 3–12.

Избирательный отстрел как инструмент управления популяциями лося

© 2014 г. В. М. Глушков, в.н.с., д.б.н., А. П. Панкратов, с.н.с.,
Всероссийский научно-исследовательский институт
охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова,
e-mail: v.m.glushkov@yandex.ru

В условиях растущего антропогенного влияния на ресурсы диких животных избирательный отстрел рассматривается как метод компенсации ущерба популяциям, наносимого охотой. Добыча лося (*Alces alces* L.), структурированная по половому и возрастному составу, способна формировать структуру популяции с заданными репродуктивными свойствами. В Кировской области в эксперименте на площади около 63 тыс. га суши (42,5 тыс. га леса) за 10 лет прирост к началу зимы увеличился в 2,2 раза (с 0,178 до 0,392), а интенсивность добычи – в 3 раза (с 0,4 до 1,2 особи/1000 га леса), что выше соответствующего показателя по региону в 5,47 раза. Для сравнения: в Финляндии в масштабах всей страны прирост поголовья лося под воздействием избирательного отстрела увеличился в 3,6 раза, а добыча – в 10–12,5 раза. Анализ материалов показал, что управление главным популяционным параметром – плотностью, реально достижимо, направление трендов прогнозируемо. Апробация избирательного отстрела лося в отдельных регионах России нужна для отработки технологии работ, обеспечивающей устойчивое использование ресурсов данного вида.

In the face of increasing human impact on wildlife resources, selective shooting is regarded as a method of compensation of populations caused by hunting. Moose hunting (*Alces alces* L.), structured by sex and age composition of the population is capable of forming a structure with specified reproductive properties. In the Kirov region, in an experiment on the area of about 63 hectares of land (42,5 hectares of forest) during 10 years increase in the beginning of winter amounts for 2,2 (from 0,178 to 0,392), and the intensity of hunting tripled (from 0,4 to 1,2 animal/1000 hectares of forest), which is 5,47 times higher than the corresponding figure in the region. For comparison, in Finland, a country-wide, moose herd growth under the influence of electoral hunting increased 3,6 times, and hunting increased 10-12,5 times. Analysis of the materials showed that the management of the main population parameters, such as density, is really achievable, the trends direction is predictable. Approbation of selective moose shooting in some regions of Russia needed for finalizing the technology of works, ensuring sustainable use of the species.

Ключевые слова: лось, избирательный отстрел, продуктивность, управляемость

Keywords: moose, selective shooting, productivity, manageability

Введение

Для устойчивого развития биоценозов в условиях неуклонно возрастающего антропогенного воздействия в сфере природопользования, в том числе охоты, необходима замена примитивной идеологии сбора урожая дикой природы на концепцию управления популяциями, которая может стать, а по сути дела уже является теоретической основой формирования устойчивого использования ресурсов охотничьего хозяйства в России. Избирательный отстрел, щадящий самок – один из наиболее известных методов управления популяциями лося [1]. История его применения в различных странах, в том числе и в России, насчитывает более 100 лет, но наибольшую известность его применение получило в странах Скандинавского полуострова [2, 3]. Наши исследования с использованием моделирования подтвердили возможность вы-

бора безопасных для эволюционного развития вариантов избирательного отстрела лося [4], создав тем самым основу для проведения экспериментальных работ на небольшой территории [5]. Результаты управления популяциями лося в Канаде и Северной Америке [6, 7] также подтверждают преимущество избирательного отстрела для целей оптимизации управления ресурсами этого вида.

Задача данной работы – привлечь внимание региональных специалистов и руководства Министерства природных ресурсов к теме избирательного отстрела лося для обсуждения целесообразности его проведения в нескольких регионах России в виде пилотного проекта.

Материалы и методы исследования

Основанием для выполнения работ по избирательному отстрелу лося в научно-опытном охотничьем хозяйстве ВНИИ охоты и зверовод-

ства им. Б.М. Житкова (далее НООХ) послужило задание «Разработать организационно-технологические методы регулирования охоты в целях управления популяциями охотничьих животных: этап 1. Восстановление поголовья лося в НООХ ГНУ ВНИИОЗ, в котором наряду с другими аспектами управления поголовьем лося в НООХ были рассмотрены технология отстрела и состав избирательной добычи [8]. При выборе состава учитывались репродуктивные свойства животных каждой возрастной группы и возможность отличить в полевых условиях нужное животное от других, не подлежащих отстрелу. По такому принципу разработан состав избирательной добычи 7а, все 10 вариантов которого состоят из телят, взрослых самцов и полувзрослых самок. Доля самок по вариантам постоянна (15%), а доля телят и самцов меняется методом пропорционального замещения с шагом, равным 5% таким образом, что доля телят в добыче по тому или иному варианту может составлять 0–45%, а доля взрослых самцов – 85–40% [4]. В данной работе использован режим 7а, 30 с фиксированной долей полувзрослых самок (15%), 30% долей сеголетков без разграничения по полу и неизбирательным по возрасту отстрелом самцов в количестве 55% квоты. По модельным расчётам, добыча с таким составом может повысить прирост поголовья к началу зимы в 1,18 раза. Всего за 10 охотничьих сезонов (2004–2013 гг.) было добыто 315 лосей, из них 104 сеголетка, 173 самца и 38 самок (табл. 1).

Реакцию стада на избирательный отстрел отслеживали по величине прироста, характеризующей скоростью роста численности в начале зимы и по изменению интенсивности добы-

чи. Данные ЗМУ при анализе не использованы потому, что они характеризуют численность не собственного стада, а изменившегося под влиянием проходящих в декабре миграций, поголовья [9], однако оценки численности по ЗМУ были необходимы для оформления заявки на получение разрешений на отстрел. Критерием актуальности избирательного отстрела выбраны положительный тренд роста численности и добычи и превышение годовой скорости роста численности при избирательном отстреле в НООХ (0,092) над величиной скорости роста численности при обычном, неизбирательном отстреле в Кировской области в целом (0,064), составившее +43,7% [5]. Скорость роста популяции в начале зимы, базирующаяся на наблюдаемом (визуально и по следам) количестве телят в осеннем (сентябрь–ноябрь) стаде, служит наиболее объективным критерием влияния избирательного отстрела на продуктивность, поскольку отражает количество приплода в собственном стаде, не трансформированном миграцией [4]. Материалы и метод расчёта параметра «скорость роста в начале зимы» приведены в таблице 2.

Если величина сезонной выборки M больше 30, распределение Пуассона мало отличается от нормального (гауссовского). В этом случае доверительный интервал величины M для уровня значимости 0,05 (вероятность 95%) задаётся неравенством:

$$M - 1,96 \cdot \sqrt{M} < M_x < M + 1,96 \cdot \sqrt{M}.$$

Применительно к данным табл. 2 относительная погрешность выборки M равна:

$$a = \frac{1,96 \cdot \sqrt{M}}{M}, \text{ или } = \frac{1,96}{\sqrt{M}} \cdot 100, \%. \text{ По условию:}$$

Таблица 1
Состав добычи по полу и возрасту при избирательном отстреле лося в НООХ ГНУ ВНИИОЗ

Год	Добыто лосей за сезон охоты, особи							Всего
	Телята обоёго пола	Самцы старше 1 г.		Самки старше 1 г.		Итого, старше 1 г.		
		1,5 г.	2,5 г. и старше	1,5 г.	2,5 г. и старше	1,5 г.	2,5 г. и старше	
2004	4	3	9	1	2	4	11	19
2005	4	3	4	0	2	3	6	13
2006	7	2	7	3	2	5	9	21
2007	13	5	7	2	2	7	9	29
2008	9	6	11	0	3	6	14	29
2009	9	6	19	1	3	7	22	38
2010	14	5	7	0	4	5	11	30
2011	17	9	25	1	2	10	27	54
2012	12	8	12	1	3	9	15	36
2013	15	5	20	2	4	7	24	46
Итого	104	52	121	11	27	63	148	315
%	33,02	16,51	38,41	3,49	8,57	20,00	46,98	100,00

Таблица 2

Выборочные данные по доле телят и расчётная скорость роста популяции лося в НООХ в начале зимы при избирательном отстреле

Год	Всего, особь M	Стандарт. отклонение $\pm a = \frac{1,96}{\sqrt{M}} \cdot 100, \%$	Взрослые, особь m	Телята, особь n	Экспонента скорости роста $\lambda = M/m$	Скорость роста в начале зимы $r_o = \ln \lambda$
2004	104	19,2	87	17	1,125	0,178
2005	170	15,0	138	32	1,232	0,208
2006	191	14,2	153	38	1,248	0,221
2007	212	13,5	163	49	1,301	0,263
2008	211	13,5	177	34	1,192	0,176
2009	189	14,3	140	49	1,350	0,300
2010	202	13,8	139	63	1,453	0,376
2011	149	16,1	105	44	1,419	0,349
2012	169	15,1	114	55	1,481	0,392
2013	45	51,5	33	12	1,364	0,310

$a \leq 15 \%$, принятому в мониторинговых работах, приемлемыми для анализа являются выборки за 2005–2012 гг. Величина r_o определяется двумя параметрами: 1 – рождаемостью; и 2 – величиной смертности в 1-м возрастном классе, называемой также «детская смертность». В популяции лося с устойчивым возрастным распределением оба параметра относительно стабильны во времени. Изменение рождаемости может произойти из-за резкого изменения доли взрослых самок в популяции (например, по причине уменьшения их количества в добыче). Изменение величины детской смертности (чаще повышение) происходит под влиянием аномальных погодных условий (жара, засуха [10]. В наших данных (табл. 2, 2008 г.) снижение доли телят в осеннем стаде проявилось однократно и несколько снизило коэффициент корреляции скорости роста с действующими факторами, хотя характер тренда этого показателя сохранился (рис. 1.).

Показатель *интенсивность добычи* как отношение количества добытых за сезон животных к площади лесных угодий (в НООХ = 42,5 тыс. га), признанный объективным критерием уровня численности животных на опромышляемой территории [11], рассчитан по общему количеству добытых животных за каждый сезон избирательного отстрела лося в НООХ (табл. 1, графа «всего»). В данной работе интенсивность добычи, выраженная в количестве лосей, добытых с 1000 га лесных угодий НООХ, хотя и формируется несколькими сопутствующими производству охоты факторами, рассматривается как производное плотности, изменяющейся под влиянием избирательного отстрела. Отстрел производился членами охотколлектива ВНИИОЗ, которым авторы выражают искреннюю благодарность.

Результаты исследования

Значительное (на 44%) превышение скорости роста численности лося в НООХ над скоростью роста численности в Кировской области могло происходить по ряду причин, в т.ч. из-за повышенной выживаемости молодняка, более низкой интенсивности добычи, повышенной рождаемости за счёт увеличения доли взрослых самок в популяции. Не исключено влияние миграций, ввиду чего в работе анализируются параметры, минимизирующие такое влияние.

1. Скорость роста стада в начале зимы.

Судя по данным таблицы 1, неизменно на протяжении 10 лет поддерживать запланированный состав добычи (30% телят, 15,0% полувзрослых самок и 55% самцов) не удалось. Среди добытых самок преобладали взрослые животные, а средний за период состав добычи – 32,8% телят, 13,1% самок и 54,1% самцов имел небольшие количественные отклонения. По временному лагу запланированная доля самок в добыче несколько уменьшилась, что могло постепенно увеличивать прирост поголовья, т. к. известно, что плодовитость самок повышается с возрастом и остается высокой до конца жизни [12], притом, что щадящий самок отстрел в течение длительного периода способствует их накоплению в популяции. Сказанное подтверждается данными рисунка 1, показывающими постепенное повышение скорости роста (прироста) популяции лося к началу зимы (r_o) по мере снижения доли взрослых самок в добыче ($r = -0,43$). Положительная связь продуктивности с временным лагом ($r = 0,89$) подтверждает существование кумулятивного эффекта – одного из последствий избирательного отстрела лося с низкой долей добычи в общей смертности [13].

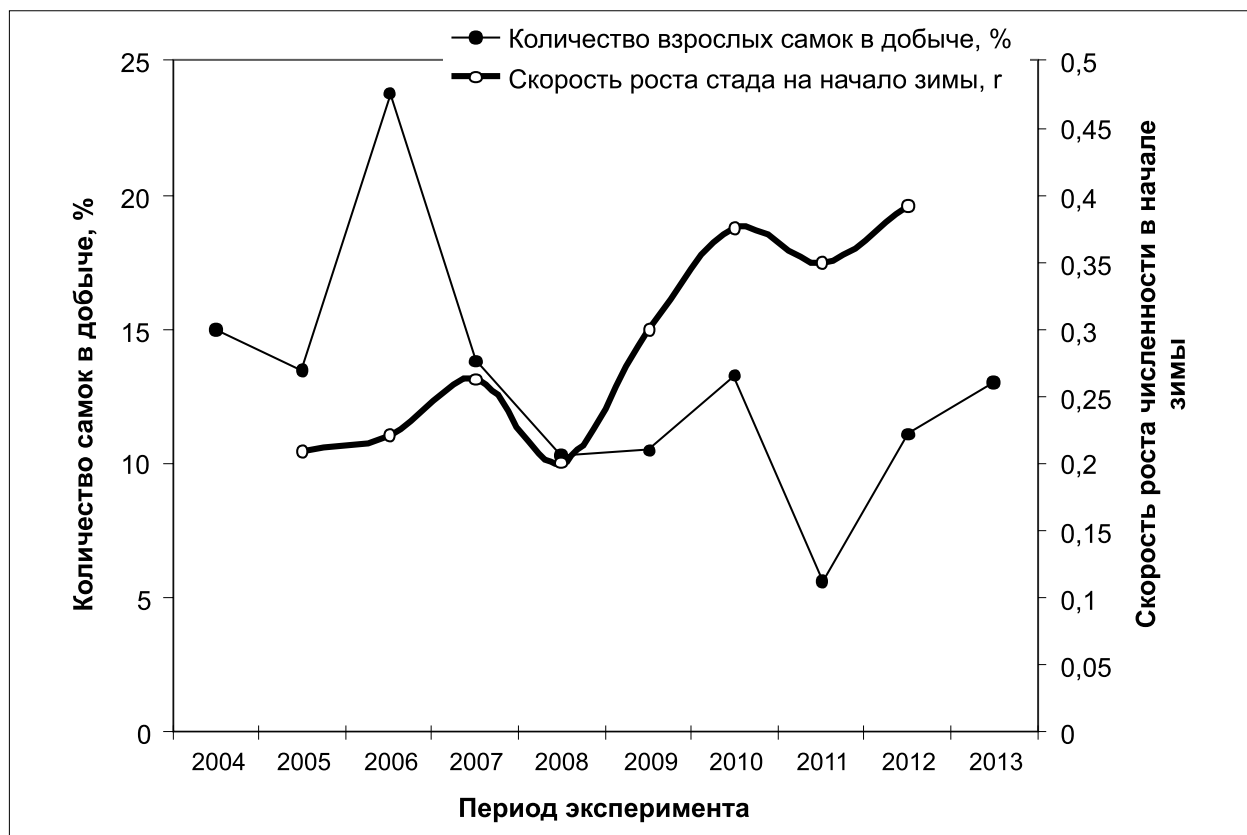


Рис. 1. Зависимость величины прироста стада от количества взрослых самок в добыче ($r=-0,43$).

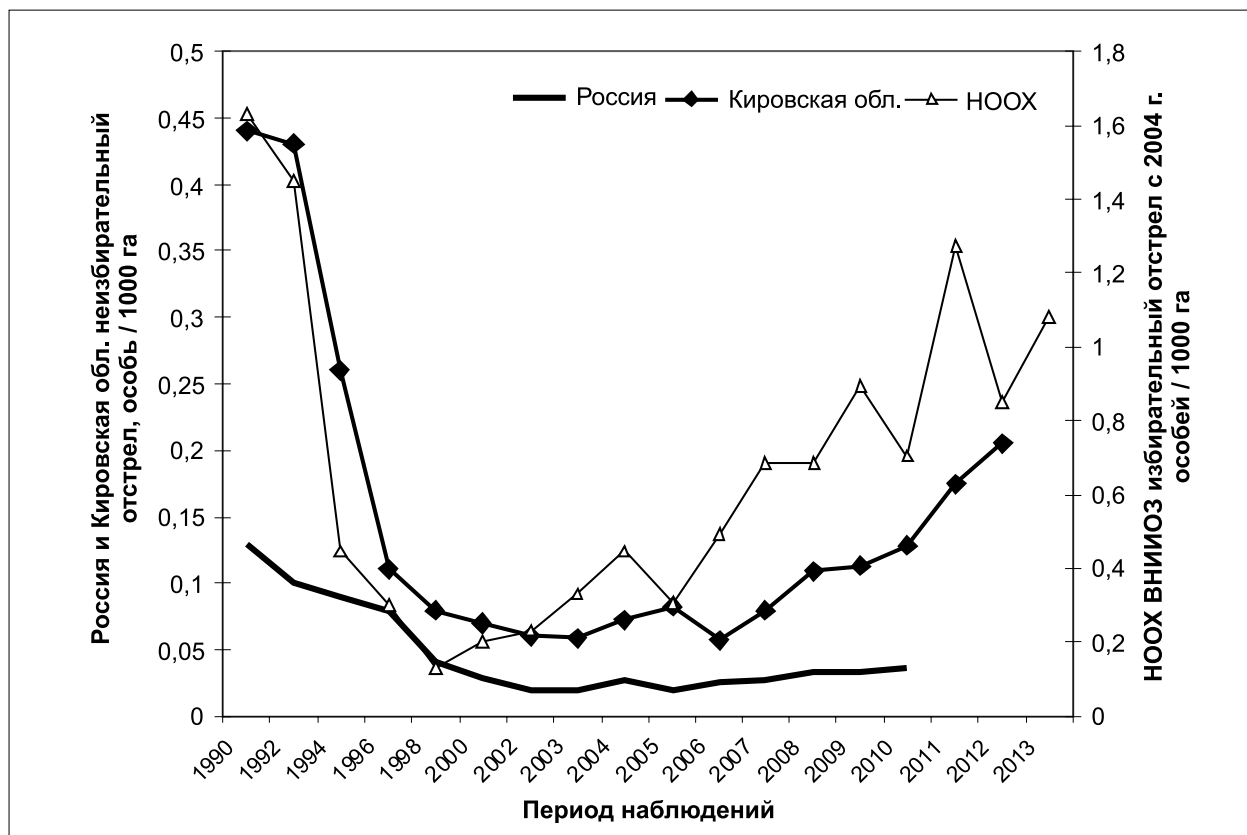


Рис. 2. Интенсивность добычи лося при неизбирательном (Россия и Кировская обл.) и избирательном с 2004 г. (HOOX) отстреле.

2. Интенсивность добычи. При подведении этапных результатов избирательного отстрела [5] было показано, что интенсивность обычной, неизбирательной добычи, в среднем была ниже в 6,7 раза. Важно отметить, что при неизбирательном отстреле лося в НООХ (1990–2003 гг.) интенсивность добычи падала синхронно на всей территории России, достигнув минимума в 2000–2003 гг. (рис. 2). Начиная с 2004 г. в НООХ, а через 4 года и в Кировской области и России добыча стала увеличиваться. В 2010 г. она составляла в НООХ 0,706 особи с 1000 га леса, в регионе – 0,129, а в целом по России – 0,037 особи с 1000 га. Факт примерно одинаковой интенсивности добычи в НООХ и Кировской области до 2005 г. и резкое расхождение, достигшее к 2012 г. почти 6-кратной (в 5,47 раза) величины уровней тренда интенсивности добычи в регионе и в НООХ, подтверждают положительное влияние избирательного отстрела на величину сезонной добычи как функцию увеличившихся прироста и численности стада.

Обсуждение результатов

Идея избирательного отстрела как метода управления популяциями охотничьих животных имеет своих противников и сторонников. Считая сокращение поголовья лося в Санкт-Петербургской губернии следствием избирательного отстрела, С. А. Бутурлин [14] критиковал российские законы об охоте 1892 и 1909 гг., которые запрещали охоту на лосих и телят. Причины сокращения поголовья лося в тот период детально не исследовались, хотя в ряде других источников [15, 16, 17, 18] и даже в книге Е.К.Тимофеевой [19], поддержавшей критику избирательного отстрела, указывалось на массовое браконьерство как главную причину депрессии численности лося в конце XIX и начале XX столетий. Г. Коли [20], проанализировавший на модели все варианты избирательного отстрела животных гипотетической популяции, сделал вывод, что «с практической точки зрения неизбирательный промысел не менее эффективен, чем промысел, избирательный по возрасту, а поскольку он дешевле, то и представляет собой более правильную стратегию». Наши разработки концепции избирательного отстрела лося, базирующиеся на использовании феномена замещения смертности от природных факторов смертностью от охоты, ориентированы на увеличенное изъятие сеголетков, более уязвимых в зимний период от природных факторов

смертности, и щадящий отстрел взрослых, наиболее плодовитых самок [21, 22, 23]. При нормировании квот по системе постоянного уровня добычи (ПУД) добыча в головах может увеличиться примерно в 2 раза, потеряв в мясе 15–30% [24]. При сокращении браконьерской добычи наполовину ПУД увеличивается до 6 раз [25]. В провинции Альберта оптимальной долей взрослых самцов в избирательной добыче считается 50% [11]. Генетики, как правило, не связаны с охотничьим хозяйством, не вникают в особенности биологии отдельных видов животных, а опираются на зоотехнические постулаты об утрате полиморфизма, обеднении генофонда, инбридинге, неустойчивости эволюционного тренда [26]. Ю.И. Рожков и А.В. Проняев [27] установили, что обеднение генофонда возможно только при длительной однонаправленной избирательности. Подтверждением этому выводу служит высказывание о том, что «обеднение генофонда происходит при необоснованно высоком избирательном промысле, изменяющем интервалы между генерациями» [28]. Расчёты на матричной модели показали, что при большинстве режимов оптимизации с долей сеголетков до 35% в добыче доля потомства от самок 4–11 возрастных классов, прошедших процесс отбора, не опускалась ниже 73%, а число потенциальных покрытий самок в возрасте старше 1 года оставалось не менее 1,72, т.е. с большим запасом [4]. Объясняется это низкой долей официальной добычи в общей смертности, определяющей незначительную долю избирательной добычи в общем изъятии [13]. В ряде работ направленная избирательность охоты, формирующая высокопродуктивную структуру популяции, рассматривается как прогрессивный подход в управлении ресурсами охотничьих животных [29]. По мнению А.Б. Бубеника [30], «механизмы охоты должны быть нацелены на удаление особей, избыточных для оптимальной инфраструктуры и экосистемного равновесия». Положительный эффект проведённого нами избирательного отстрела лося получен на ограниченной территории, что определило небольшой объём собранного материала, не позволивший статистическими методами определить степень достоверности результатов эксперимента. Несомненно, имели место и другие недостатки, такие, как утрата некоторой части материалов вследствие неучтенной добычи и потери ушедших подранков. Поэтому более детальное знакомство с результатами избирательного отстрела лося на Скандинавском полуострове

полезно для понимания значимости полученных нами результатов. В качестве источников информации использована обзорная статья, характеризующая плотность популяции, состав и величину добычи в Норвегии, Швеции и Финляндии по состоянию на начало 2001 г. [3]. Данные по динамике плотности популяции и состава добычи за 40 лет (1965–2005 гг.) взяты из публикации [2] и материалов финской научно-исследовательской станции «Иломанси» (личное сообщение Л.В. Блюдника, 2005 г.), вместе составившие подробную картину управления ресурсами лося методом избирательного отстрела в масштабах всей страны (рис. 3).

Из рисунка 3 видно, что плотность популяции до 1970 г., когда в стране была введена программа избирательного отстрела, не превышала 1,5 особи/1000 га суши, но в дальнейшем методом избирательного отстрела была увеличена почти в 3 раза, при этом интенсивность добычи с 0,2 особи доведена до 2,0–2,5 особей / 1000 га. Прирост численности к сезону охоты, характеризуемый количеством телят / 100 лосих, увеличился с 25 до 81–96 и незначительно колебался на верхнем уровне в течение всего периода избирательного отстрела. Снижение плотности и добычи в период

с 1983-го по 1995 г. произведено специально с целью восстановления кормовой продуктивности угодий, для чего доля взрослых самок в добыче была повышена до 35–40%, а доля телят снижена до 27–35%. Величина коэффициентов корреляции управляемых параметров: плотности популяции, скорости роста в начале зимы и величины интенсивности добычи с временным лагом, а также с долей взрослых самок в добыче по нашим материалам (рис. 1, 2) и по финскому лосю имели сходный характер, тогда как доля телят в добыче в НООХ в отличие от финских лосей практически не коррелировала ни с продуктивностью, ни с добычей (табл. 3).

Результаты проведенного сравнения убеждают в сходстве реакции 2-х различных по пространственно-временным и количественным параметрам группировок лося на изменение структуры добычи. Необычным для России выглядит большая, судя по рис. 3, почти 50-процентная норма добычи лося в Финляндии, которая вместе с убылью поголовья от других факторов смертности (их количественной оценки в цитируемых материалах нет), казалось бы, не оставляет условий для устойчивого развития финской популяции. Вполне возможно, что отмеченное несоответ-

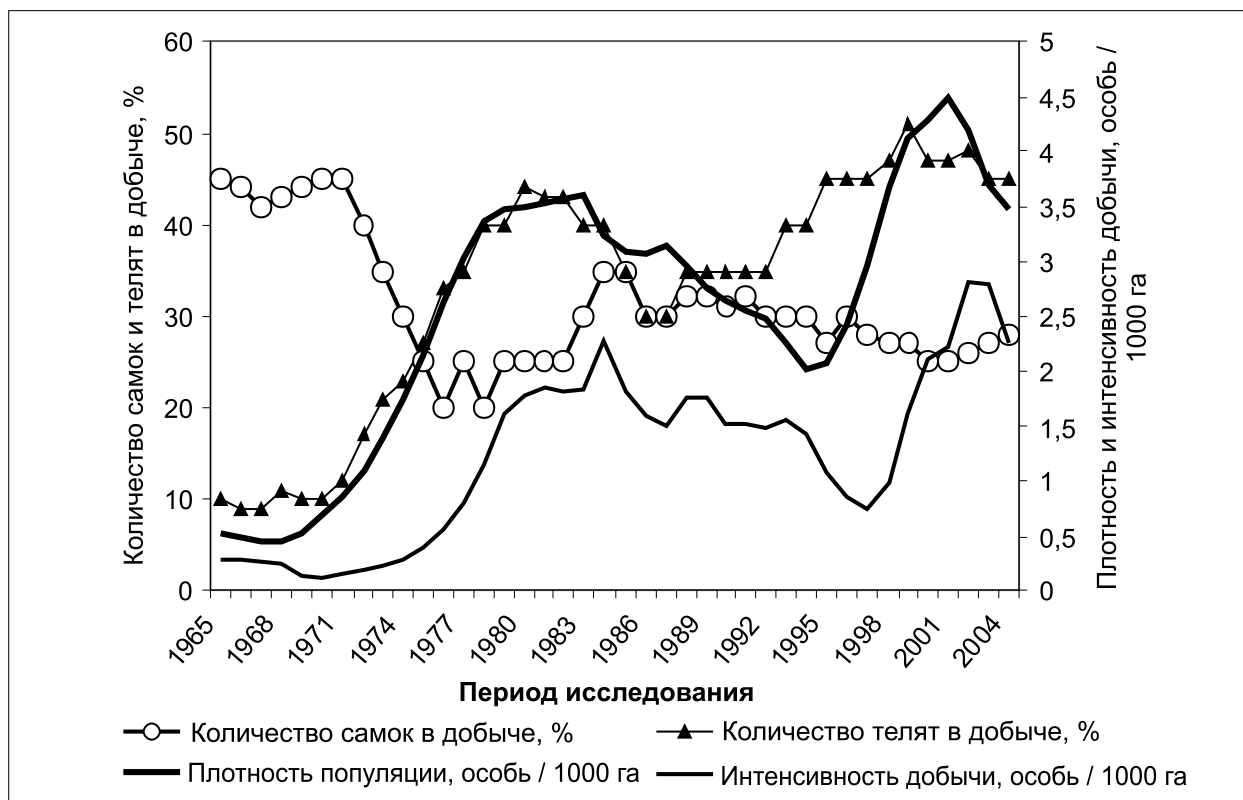


Рис. 3. Плотность популяции и интенсивность добычи лося в Финляндии при разном составе избирательной добычи.

Таблица 3

Корреляции управляемых параметров с факторами управления

Факторы	Плотность, особь/1000 га	Скорость роста в начале зимы	Интенсивность добычи, особь/1000 га	
	финская популяция лося	поголовье лося в НООХ	финская популяция лося	лось НООХ
Временной лаг	0,75	0,89	0,76	0,85
Самок в добыче, %	-0,83	-0,43	-0,57	-0,64
Телят в добыче, %	0,91	0,26	0,78	0,04

ствие произошло из-за заниженной оценки плотности популяции. В целом полученные результаты избирательного отстрела лося в НООХ подтверждают возможность реализации технологии избирательного отстрела лося в российских условиях.

Заключение

На фоне феноменальных результатов управления ресурсами лося методом избирательного отстрела низкая эффективность ведения охоты на лося в России выглядит удручающе. Поиски путей преодоления кризиса, в частности, организация избирательного отстрела лося в виде пилотного проекта в отдельных регионах центральной части страны вполне оправданы и с биологической и с хозяйственной точек зрения. По нашему мнению, на данном этапе нет объективных причин для запрещения избирательного отстрела и отказа государства в поддержке проведения производственной проверки методики избирательного отстрела лося в российских условиях. Было бы уместным, чтобы сотрудники Департамента МПР приняли участие в обсуждении затронутой темы, в т. ч. потому, что Приказом № 138 ограничено количество телят в добыче двадцатью процентами.

Литература

1. Дёжкин В.В. Управление популяциями диких копытных // Зоология позвоночных. Проблемы управления ресурсами диких животных. М. 1985. С. 66–127.
2. Nygren T., Pesonen M. The moose population [*Alces alces* L.] and methods of moose management in Finland, 1975 – 1989 // Finnish game research, Finnish game and Finnish research institute. Helsinki. 1993. P. 46 – 53.
3. Глушков В.М. Зарубежный опыт управления ресурсами лося // Охотоведение: Научно-теоретический журнал. ВНИИОЗ, РАСХН. Киров. 2004. № 2 (52). С. 145–153.
4. Глушков В.М. Лось. Экология и управление популяциями. ВНИИОЗ, РАСХН. Киров. 2001. 317 с.
5. Глушков В.М., Панкратов А.П. Управление поголовьем охотничьих животных: от теории к практике //

Охота: национальный охотничий журнал. 2011. № 5. С. 30–33.

6. Ritcey R.W. Moose harvesting programs in Canada // Natur. Can. 1974. № 3-4 P. 631–642.

7. Cumming H. G. Moose management in Ontario from 1948 to 1973 // Natur. Can. 1984. № 3-4. P. 673–687.

8. Задание «Разработать организационно-технологические методы регулирования охоты в целях управления популяциями охотничьих животных». Этап 1: Восстановление поголовья лося в НООХ ГНУ ВНИИОЗ. Киров. 2004. Рукопись из фонда ВНИИОЗ.

9. Глушков В.М. Метод ЗМУ как фактор нерационального использования ресурсов диких копытных / В.М. Глушков // Охотоведение и природопользование: Тез. докл. науч.-произв. конф., посвящ. 30-летн. юбилею начала подготовки биологов-охотоведов в Кирове. Киров. 1995. С. 88–89.

10. Глушков В.М. Выживаемость лосят. 1990. Авторское свидетельство № 1625466.

11. Boycea M.S., Peter W.J. Baxter, Possingham H.P. Managing moose harvests by the seat of your pants // Theoretical Population Biology: journal homepage: www.elsevier.com/locate/tpb, 2012.

12. Глушков В.М. Воспроизводство и продуктивность лося и их прогнозирование // Экология. № 6. 1987. С. 31–39.

13. Глушков В.М. Экологические основы управления популяциями лося в России. Автореферат дисс. ... докт. биол. наук. М. 2003. 44 с.

14. Бутурлин С.А. Охотничий законопроект. Наша охота. 1909. № 9. С. 1–8.

15. Силантьев А.А. Обзор промысловых охот в России. СПб. 1898. 619 с.

16. Гептнер В.Г., Насимович А.А., Банников А.Г. Млекопитающие Советского Союза // Парнокопытные и непарнокопытные. М.: Высшая школа. 1961. Т. 1. 776 с.

17. Данилкин А.А. Олени. Млекопитающие России и сопредельных регионов. М.: ГЕОС, 1999. 852 с.

18. Туркин Н.В., Сатунин К.А. Звери России. М.: Изд-во Н.В. Туркина, 1902. 506 с.

19. Тимофеева Е. К. Лось. (Экология, распространение, хозяйственное значение). Изд. Ленингр. уни-та, Ленинград, 1974. 167 с.

20. Коли Г. Анализ популяций позвоночных. М.: Мир, 1979. 363 с.

21. Глушков В.М. Структура популяции лося вятской тайги и её регулирование промыслом // Промысловая териология. М.: Наука, 1982. С. 127–135.
22. Глушков В.М. Управление популяциями лося: биологические предпосылки и практические возможности // Управление популяциями диких копытных животных: Научные труды ЦНИЛ Главохоты РСФСР. М. 1985. С. 5–13.
23. Глушков В. М., Байбиков Е. В. К вопросу об управлении популяциями лося методом регулируемого отстрела (Сообщение первое) // Современные проблемы охотничьего хозяйства: Научн. тр. ЦНИЛ Главохоты РСФСР. М. 1989. С. 49–59.
24. Skalski John R., Ryding Kristen E., Millsbaugh Joshua J. Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age, and Count Data. N.Y.: Academic Press, 2005. 639 p.
25. Глушков В.М., Панкратов А.П., Шевнина М.С. Оптимизация негативных факторов, препятствующих управлению ресурсами диких копытных животных // Аграрная наука евро-северо-востока. № 6 (31). 2012. С. 47–52.
26. Фрисман Е.Я., Жданова О.Л., Колбина Е.А. Влияние промысла на генетическое разнообразие и характер динамического поведения менделеевской лимитированной популяции // Генетика. Т. 46. № 2. 2010. С. 272–281.
27. Рожков Ю.И., Проняев А. В. Микроэволюционный процесс. М.: ЦНИЛ, 1994. 364 с.
28. Ryman N., Vaccus R., Reuterwal C., Smith M. Effective population size, generation interval, and potential loss of genetic variability in game species under different hunting regimes // Oikos. 1981. 36. № 3. P. 223–224.
29. Шварц С.С. Биологические основы охотничьего хозяйства // Современное состояние и пути развития охотоведческой науки в СССР. Киров. 1974. С. 9–11.
30. Бубеник А.Б. Принцип социально-биологического управления, основанного на влиянии процессов созревания на популяционное поведение лося // Третий Международный симпозиум по лосю: Тезисы. Сыктывкар. 1990. С. 183.

Почвенные цианобактериально-водорослевые ценозы урбанизированных территорий (на примере г. Нефтекамск Республики Башкортостан)

© 2014. Н. В. Суханова, к.б.н., доцент, А. И. Фазлутдинова, к.б.н., доцент, Башкирский государственный педагогический университет им. М. Акмуллы, e-mail: n_suhanova@mail.ru, alfi05@mail.ru

Микроскопические водоросли и цианобактерии являются значимой и неотъемлемой частью городских почв. Данная работа посвящена изучению качественных и количественных характеристик сообществ водорослей и цианобактерий в почве на территории г. Нефтекамск (Республика Башкортостан). В данной статье приведён список почвенных водорослей и цианобактерий, проведён анализ таксономической структуры цианобактериально-водорослевых ценозов (ЦВЦ), выделены группы видов, часто встречающихся в почве г. Нефтекамск, группы доминант и субдоминант. Работа выполнена классическими почвенно-альгологическими методами.

Проведенные исследования показали, что флора микроскопических водорослей и цианобактерий на территории г. Нефтекамск характеризуется средним видовым разнообразием (90 видов, форм и разновидностей), что вполне соответствует видовому богатству ЦВЦ «среднего» промышленного города. 50% выявленных видов принадлежали отделу зелёных водорослей.

Свойства ЦВЦ в большей степени зависели от характера использования изученных местообитаний, нарушения почвенно-растительного покрова и состава высших растений-эдификаторов. Группы наиболее часто встречающихся видов и комплексы доминирующих видов водорослей и цианобактерий в почве г. Нефтекамск богаты и включали представителей всех обнаруженных отделов микроорганизмов и зависели от свойств биотопа.

Microscopic algae and cyanobacteria are an important and integral part of urban soils. This work is devoted to the study of qualitative and quantitative characteristics of communities of algae and cyanobacteria in the soil on the territory of the city of Neftekamsk (Republic of Bashkortostan).

This article provides a list of soil algae and cyanobacteria, the analysis of the taxonomic structure of cyanobacterial-algal cenoses (CAC). Groups of species common in soil Neftekamsk city were isolated, as well as groups of dominant and subdominant species. The work is performed by classical soil algological methods.

The studies have shown that the flora of microalgae and cyanobacteria in the territory of Neftekamsk is characterized by an average species diversity (90 species, forms and varieties). These data correspond to species CAC of an «average» industrial city. 50% of the identified species belonged to Cyanophyta.

CAC properties largely depended on the nature of the use of the studied habitats, disturbance of soil and vegetative cover and composition of higher plant edificators. Groups of most frequently encountered species and complexes of dominant species of algae and cyanobacteria in soil of Neftekamsk included representatives of all the found divisions and depended on the properties of the biotope.

Ключевые слова: почвенные водоросли, цианобактерии, цианобактериально-водорослевые ценозы, видовой состав, городские экосистемы

Keywords: soil algae, cyanobacteria, cyanobacterial-algal cenoses, species composition, urban ecosystems

Введение

Расширяющийся процесс урбанизации сопровождается многообразными изменениями естественной среды обитания всех живых организмов. В городе один из самых загрязнённых компонентов среды – это почва. Почвы городских экосистем характеризуются неравномерным профилем, сильным уплотнением, изменением pH, загрязнением различными токсичными веществами. Почвенные микроорганизмы составляют важную часть любой экологической системы и активно участвуют

в её жизнедеятельности. Микроорганизмы почв обладают высокой чувствительностью к антропогенному воздействию, и в городских условиях их состав сильно меняется. Поэтому они являются хорошими индикаторами состояния окружающей среды.

При ослаблении развития высшей растительности под влиянием промышленного освоения территорий возрастает роль почвенных водорослей и цианобактерий как составной части автотрофного блока экосистемы [1]. Развиваясь на поверхности и в толще почвы, водоросли и цианобактерии оказывают

влияние на её физико-химические свойства. Они синтезируют и выделяют в окружающую среду разнообразные вещества, улучшают водный режим и аэрацию почвы, препятствуют её эрозии.

В последние годы интерес к изучению микроскопических водорослей и цианобактерий городских почв значительно вырос [2–4]. Целью данной работы было изучение качественных и количественных характеристик сообществ микроскопических водорослей и цианобактерий в почве на территории г. Нефтекамск. Для достижения поставленной цели выполнены следующие задачи: составлен список видов водорослей и цианобактерий, обнаруженных в различных местообитаниях города, проанализирована таксономическая структура цианобактериально-водорослевых ценозов (ЦВЦ), выделены группы видов, часто встречающихся в почве г. Нефтекамск, доминант и субдоминант.

Объекты и методы

Нефтекамск – крупный промышленный и культурный центр северо-западного региона Башкортостана [5]. Его территория составляет около 147,25 квадратных километра, население 123,5 тыс. чел. (2013), в Башкирии четвёртый по численности населения город. Ведущими отраслями промышленности являются нефтедобыча, машиностроение, автомобильная промышленность и др. В городе находится железнодорожная станция Нефтекамск-грузовой.

Материалом для работы послужили 36 смешанных почвенных проб, состоящих не менее чем из 5 почвенных монолитов размером 5×5×5 см, отобранных классическими альгологическими методами [6]. При выявлении видового состава водорослей и цианобактерий использовали разные варианты культурального метода: 1) метод «стёкол обрастания» [6], 2) водные культуры на вытяжке из той же почвы, которую анализировали, 3) посев почвы на агаризованную среду Болда. Первый просмотр проводили через 7–10 дней после посева, второй – 15–20 дней, третий – через 1–1,5 месяца. Для оценки обилия видов использовали модифицированную пятнадцатибалльную шкалу, разработанную Р.Р. Кабировым. Под микроскопом на стёклах обрастания просматривали 5 полос (трансект), по четырём краям стекла и одну, проходящую через центр. Степень обилия оценивали следующим образом: 1–3 особи данного вида на трансекте – 1 балл; 4–10

особей – 2 балла; более 10 особей – 3 балла. После просмотра пяти трансект для каждого вида рассчитывали суммарное значение баллов обилия на стекле обрастания. При таком подходе минимальное суммарное значение обилия равно одному баллу (если на всех пяти просмотренных трансектах обнаружено только 1–3 особи данного вида), максимальное – 15 баллам (3 балла × 5 трансект). Виды, набравшие 14–15 баллов, принимали за доминанты, 12–13 баллов – за субдоминанты.

Для определения видовой принадлежности водорослей использовали серию определителей [7, 8].

Для каждого вида рассчитывали постоянство (встречаемость) по формуле: $C (\%) = n/N \times 100$, где n – число проб, в которых вид обнаружен, N – общее число проб. Коэффициент сходства видового состава флор вычисляли по формуле: $K = 2c/a+b$, где a – число видов в одной флоре, b – число видов в другой флоре, c – число видов, общих для двух флор, K – коэффициент Сёренсена-Чекановского [9]. Таксоны, содержащие число видов выше среднего, были выделены в ранг ведущих.

Результаты и их обсуждение

В результате проведённых исследований в почве г. Нефтекамск обнаружено 90 видов, форм и разновидностей водорослей и цианобактерий (=Cyanoprocariota, сине-зелёных водорослей, Cyanophyta), относящихся к 5 отделам, 8 классам, 18 порядкам, 34 семействам, 44 родам (табл. 1). Выявлено 16 видов Cyanophyta, что составляет 18% от общего числа обнаруженных видов, 1 вид Eustigmatophyta (1%), 12 видов Xanthophyta (13%), 16 видов Bacillariophyta (18%), 45 видов Chlorophyta (50%).

Группа наиболее часто встречающихся видов в почве г. Нефтекамска (встречаемость 40% и выше) представлена 12 видами: Eustigmatos magnus (67%), Navicula pelliculosa (58%), Chlorococcum sp. (58%), Myrmecia bisecta (58%), Dictyococcus varians (56%), Nitzschia palea var. palea (53%), Hantzschia amphioxys var. amphioxys (44%), Leptosira terricola (44%), Chlorella vulgaris (44%), Botrydiopsis eriensis (42%), Leptolyngbya foveolarum (40%) и Nostoc linckia f. muscorum (40%). Большая часть выявленных видов (52% от общего числа видов) имела низкую встречаемость (ниже 10%), т. е. встречалась не более чем в 1–3 пробах.

Количество видов в пробах сильно варьировало в зависимости от местообитания и составляло от 4 до 33 видов на одну пробу

(в среднем 14). Суммарное значение баллов обилия видов в пробах изменялось в пределах от 38 до 188 баллов (в среднем 91). Комплекс доминирующих в почве г. Нефтекамск видов очень богат и включал представителей всех обнаруженных отделов водорослей и цианобактерий (табл. 1).

По числу видов и внутривидовых таксонов ведущими таксонами являлись отдел *Chlorophy-*

ta, класс *Chlorophyceae*, отдел *Bacillariophyta* порядок *Araphales*, семейство *Naviculaceae*, род *Navicula* (табл. 2). Таксоны цианобактерий занимали вторые и третьи места.

С целью получения наиболее полной информации о флоре почвенных водорослей и цианобактерий г. Нефтекамск пробы отбирали в различных местообитаниях: на газонах и обочинах вдоль автомобильных

Таблица 1

Почвенные водоросли и цианобактерии г. Нефтекамск

<p>Cyanophyta: <i>Phormidium autumnale</i> (Agardh) Gomont + (1), <i>Leptolyngbya frigida</i> (Fritsch) Anagnostidis et Komárek C(3), <i>L. foveolarum</i> (Rabenh. ex Gomont) Anagnostidis et Komárek + (1), Д (3,4,6), <i>L. hollerbachiana</i> (Elenkin) Anagnostidis et Komárek + (6), Д(1), <i>L. gracillima</i> (Zopf ex Hansgirg) Anagnostidis et Komárek + (6), <i>L. woronichiniana</i> Anagnostidis et Komárek + (1), Д (3), <i>Calothrix elenkinii</i> Kossinskaya Д(3), <i>Anabaena</i> sp. + (4,5), <i>Cylindrospermum licheniforme</i> (Bory) Kützing + (6), <i>C. licheniforme</i> (Bory) Kützing f. <i>alatosporum</i> Kondratyeva + (4), <i>C. majus</i> Kützing + (5), <i>Cylindrospermum</i> sp. + (4,5,6), <i>Nostoc linckia</i> (Roth) Bornet et Flahault + (1,5,6), Д(3,4), <i>N. linckia</i> (Roth) Bornet et Flahault f. <i>muscorum</i> (Agardh) Elenkin + (1,3,5), C(6), Д (4), <i>N. microscopicum</i> Carmichael sensu Elenkin + (3), <i>N. punctiforme</i> (Kützing) Hariot + (6), Д(3)</p>
<p>Eustigmatophyta: <i>Eustigmatos magnus</i> (B.Petersen) Hibberd + (2,3,6), C(1), Д(4,5)</p>
<p>Xanthophyta: <i>Botrydiopsis arhiza</i> Borzi + (1,2,5), <i>B. eriensis</i> Snow + (4,6), C(1), Д(5), <i>Pleurochloris imitans</i> Pascher C(5), <i>Characiopsis anabaenae</i> Pascher Д(4,5), <i>Ch. saccata</i> Carter + (6), Д(4,5), <i>Characiopsis</i> sp. + (5), <i>Heterococcus caespitosus</i> Vischer + (5), <i>Heteropedia simplex</i> Pascher + (5), <i>Bumilleria sicula</i> Borzi + (5), <i>Xanthonema exile</i> (Klebs) Silva + (1,4,5,6), <i>Tribonema minus</i> (Klebs) Hazen + (1), <i>Tribonema</i> sp. + (5)</p>
<p>Bacillariophyta: <i>Navicula cohnii</i> (Hilse) Lange-Bertalot + (1,6), <i>N. mutica</i> (Kütz.) var. <i>mutica</i> + (4), <i>N. mutica</i> var. <i>ventricosa</i> (Kütz.) Cl.et Grun. + (4), C(6), <i>N. pupula</i> Kütz. + (1,5,6), C(4), <i>N. atomus</i> (Kütz.) Grun. + (1,5), Д(4), <i>N. minima</i> Grun. + (6), <i>N. minuscula</i> var. <i>muralis</i> Lange-Bertalot + (5,6), C(4), <i>N. pelliculosa</i> (Bréb.) Hilse + (1,2,3), Д(4,5,6), <i>N. elginensis</i> (Greg.) Ralfs + (6), <i>N. bryophila</i> Boye P. + (1), <i>Amphora ovalis</i> Kütz. C(4,6), <i>A. delicatissima</i> Krasske + (4), <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i> + (1,2,3), Д (4,5,6), <i>H. amphioxys</i> (Ehr.) Grun. f. <i>capitata</i> O.F.Müller Д(6), <i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W.Sm. var. <i>palea</i> + (3), Д(1,4,5,6), <i>N. palea</i> (Kütz.) W.Sm. var. <i>debilis</i> (Kütz.) Grun. Д(4,5,6)</p>
<p>Chlorophyta: <i>Chlamydomonas debaryana</i> Goroschankin v. <i>atactogama</i> (Korschikov) Gerloff + (1,4,5), <i>Chl. elliptica</i> Korschikov in Pascher + (1,5), <i>Chl. globosa</i> Snow + (4,6), <i>Chl. gloeogama</i> Korschikov in Pascher + (6), Д(1,4), <i>Chl. minutissima</i> Korschikov in Pascher Д(6), <i>Chl. oblongella</i> Lund + (2,6), C(1), Д(4), <i>Chl. terrestris</i> B.Petersen + (4,5,6), <i>Chlamydomonas</i> sp. + (1,4,5), <i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Meneghini C(3), Д(1,4,5,6), <i>Ch. hypnosporum</i> Starr + (5), <i>Chlorococcum</i> sp. + (3), Д(1,2,4,5,6), <i>Tetracystis aggregata</i> Brown et Bold + (4,5,6), Д(1,2), <i>Tetracystis</i> sp. + (4,5), <i>Macrochloris dissecta</i> Korschikov + (5), <i>M. multinucleata</i> (Reisigl) Ettl et Gärtner + (4), <i>Characium acuminatum</i> A.Braun in Kützing + (1), C(5), Д(4), <i>Chlorosarcinopsis dissociata</i> Herndon + (4,5,6), <i>Protosiphon botryoides</i> Klebs + (4,5,6), <i>Gongrosira debariana</i> Rabenh. + (1), Д(2), <i>Bracteacoccus grandis</i> Bischoff et Bold + (5), <i>B. minor</i> (Chodat) Petrová + (1,4), Д(5,6), <i>Dictyococcus varians</i> Gerneck emend. Starr + (1,2,4,5,6), <i>Dictyochloris fragrans</i> Vischer ex Starr + (2), Д(6), <i>Follicularia starrii</i> Lukešová + (4), <i>Scotiellopsis rubescens</i> Vinatzer + (4,5), Д(1), <i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing + (1,4), <i>Parietochloris alveolaris</i> (Bold) Watanabe et Floyd + (2,3), <i>Leptosira terricola</i> (Bristol) Printz + (3,4,5,6), Д(1,2), <i>L. polychloris</i> Reisigl + (4,5), <i>Myrmecia bisecta</i> Reisigl + (1,2,3,4,6), <i>M. incisa</i> Reisigl + (5,6), <i>Desmococcus olivaceus</i> (Pers. ex Ach.) Laundon + (1,5), Д(2), <i>Chlorella minutissima</i> Fott et Nováková + (1), Д(2), <i>Ch. vulgaris</i> Beijerinck + (5), C(1,4), Д(2,6), <i>Ch. ellipsoidea</i> Gerneck + (4,6), <i>Stichococcus bacillaris</i> Nägeli + (1), <i>S. minor</i> Nägeli + (5), <i>S. variabilis</i> W. et G.S.West + (2,4), <i>Choricystis minor</i> (Skuja) Fott v. <i>gallica</i> (Bourr.) Kom. + (2), <i>Pseudococcomyxa simplex</i> (Mainx) Fott + (1), <i>Coenochloris hindakii</i> Kostikov et al. + (5), <i>C. pyrenoidosa</i> Korsch. + (4), <i>Chloroplana terricola</i> Hollerbach + (4), <i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kützing) Silva et al. + (1,2,6), <i>K. nitens</i> (Meneghini in Kützing) Lokhorst + (1).</p>

Примечание: в скобках указан тип местообитания: 1 – посадка *Pinus sylvestris* L. на тропинках, 2 – посадка *Pinus sylvestris* L. вне тропинок, 3 – обочина дороги, 4 – городской центральный парк – тропинки в посадке *Populus nigra* L., 5 – городской центральный парк – посадка *Populus nigra* L. вне тропинок, 6 – контейнерные площадки для сбора твёрдых бытовых отходов (ТБО); перед скобками: + – вид обнаружен, Д – вид являлся доминантом, С – вид являлся субдоминантом.

Таблица 2

Ведущие по числу видов таксоны в почве г. Нефтекамск

Отдел	Класс	Порядок	Семейство	Род
<i>Chlorophyta</i> (45)	<i>Chlorophyceae</i> (26)	<i>Araphales</i> (16)	<i>Naviculaceae</i> (10)	<i>Navicula</i> (10)
<i>Cyanophyta</i> (16)	<i>Cyanophyceae</i> (16)	<i>Nostocales</i> (10)	<i>Nostocaceae</i> (9)	<i>Chlamydomonas</i> (8)
<i>Bacillariophyta</i> (16)	<i>Trebouxiophyceae</i> (16)	<i>Volvocales</i> (8)	<i>Chlamydomonadaceae</i> (8)	<i>Leptolyngbya</i> (5)
<i>Xanthophyta</i> (12)	<i>Pennatophyceae</i> (16)	<i>Chlorococcales</i> (8)	<i>Chlorococcaceae</i> (5)	<i>Cylindrospermum</i> (4)
	<i>Xanthophyceae</i> (12)	<i>Scenedesmales</i> (7)	<i>Pseudanabenaceae</i> (5)	<i>Nostoc</i> (4)

Примечание: в скобках указано число видов.

дорог (участки характеризуются различным уровнем загрязнения в зависимости от условий проветривания, рельефа, интенсивности движения транспорта, времени закладки); в парке и посадках деревьев, подверженных высокой рекреационной нагрузке (в условиях города парки испытывают высокий и средний уровень устойчивого загрязнения); на неасфальтированных контейнерных площадках для сбора твёрдого бытового мусора (ТБО) (характеризуются высоким уровнем загрязнения).

Больше всего видов (67) было обнаружено в почве городского центрального парка культуры и отдыха (ГЦП). При этом на тропинке в посадке *Populus nigra* L. видов водорослей было немного больше, чем под деревьями вне тропинок (51 и 48 соответ-

ственно). Среднее число видов на пробу на тропинках составляло 21 вид (этот показатель варьировал от 7 до 33), тогда как под деревьями – 18 (от 13 до 23). На тропинках снижалась доля жёлто-зелёных водорослей, но возрастало значение зелёных, диатомовых водорослей и цианобактерий (рис. 1). Показатели обилия видов на тропинках в парке были самыми высокими по городу (рис. 2). Наибольшую встречаемость (80–100%) вне тропинок имели такие виды, как *Leptolyngbya foveolarum*, *Botrydiopsis eriensis*, *Characiopsis saccata*, *Eustigmatos magnus*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *Navicula minuscula* var. *muralis*, *N. pelliculosa*, *Leptosira terricola*, *Characium acuminatum*. На тропинках чаще всего встречались *Leptolyngbya foveolarum*, *Characiopsis saccata*, *Nitzschia palea* var. *palea*, *N. palea* var.

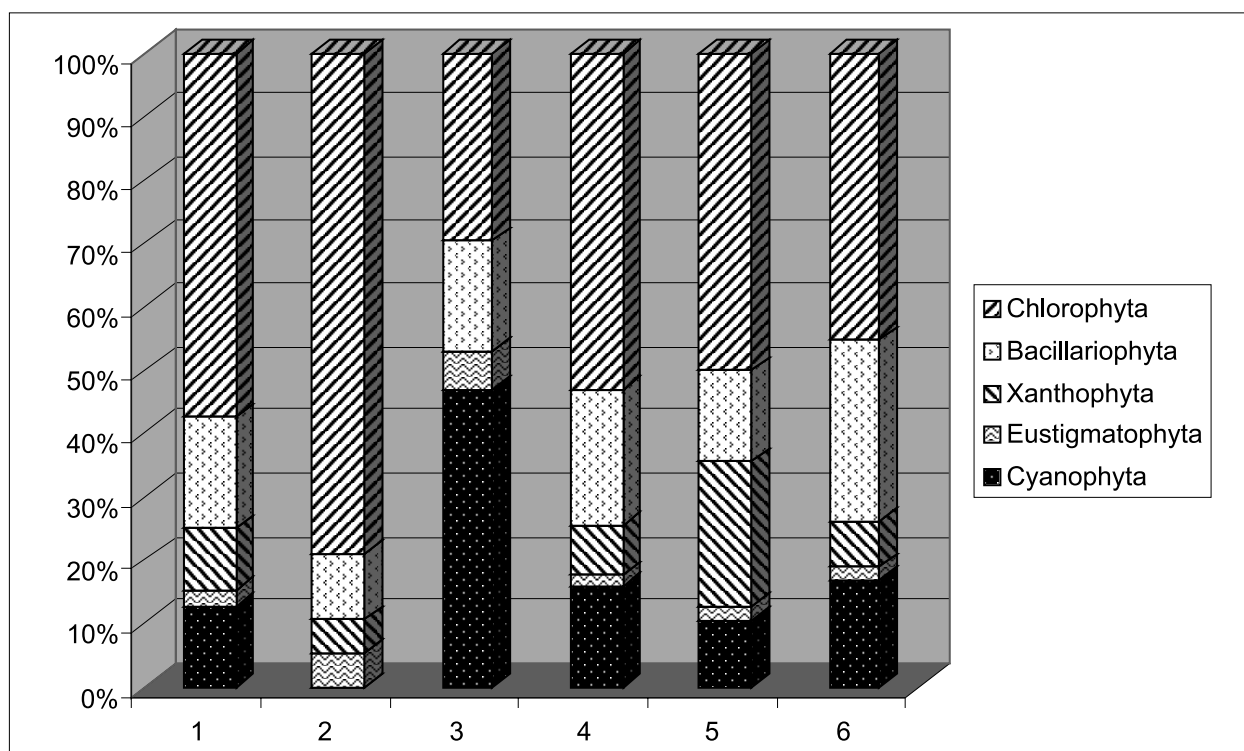


Рис. 1. Таксономическая структура группировок почвенных водорослей и цианобактерий различных местообитаний.

Примечание: обозначения 1-6 такие же, как в табл. 1.

debilis, Navicula pelliculosa, Leptosira terricola, Chlorococcum infusionum.

В посадке *Pinus sylvestris* L., расположенной около продовольственного рынка и подверженной сильной рекреационной нагрузке, выявлено 47 видов и разновидностей почвенных водорослей и цианобактерий. В почве под кронами деревьев вне тропинок преобладали виды зелёных водорослей, небольшим количеством представлены виды диатомовых и жёлто-зелёных, цианобактерии отсутствовали полностью (рис. 1). Всего здесь обнаружено 19 видов при среднем числе видов в пробах, равном 8. Сильное уплотнение почвы на тропинках, отсутствие опада способствовало внедрению в автотрофные синузиды почв хвойных посадок цианобактерий и увеличению роли диатомовых и жёлто-зелёных водорослей. В два раза на тропинках увеличилось число обнаруженных видов (40 видов) и среднее значение числа видов в пробах (14) данного типа местообитания. Среднее значение суммы баллов обилия видов возросло с 61 балла под кронами деревьев до 72 на тропинках. В группу наиболее часто встречающихся видов (80–100%) вне тропинок вошли представители отдела *Chlorophyta* – *Chlorococcum* sp., *Myrmecia bisecta*, *Tetracystis aggregata*, *Desmococcus olivaceus*, *Gongrosira debariana*; на тропинках –

Eustigmatos magnus, Myrmecia bisecta, Dictyococcus varians, Scotiellopsis rubescens.

При высокой рекреационной нагрузке, в результате которой происходит уплотнение почвенного покрова, разряжение высшей растительности и уничтожение подстилки, в парках и посадках древесных культур создаются благоприятные условия для развития цианобактерий, тяготеющих к открытым и уплотнённым участкам почвы. На тропинках в хвойных посадках формируются альгогруппировки, наиболее сходные с группировками других местообитаний (посадок широколиственных пород деревьев и их тропинок, контейнерных площадок для сбора ТБО), чем с группировками самих посадок (табл. 3). Кроме того, флористический состав водорослей и цианобактерий почвы посадок *Pinus sylvestris*, отобранной вне тропинок, характеризовался низким уровнем сходства с другими местообитаниями. Такая же тенденция наблюдалась при формировании альгогруппировок в почве г. Уфы, на пробных площадках в парках, лесопарках и посадках деревьев [10].

В пробах почвы, отобранных с неасфальтированных контейнерных площадок, характеризующихся сильным органическим загрязнением, обнаружено 42 вида водорослей и цианобактерий. Количество видов в пробах

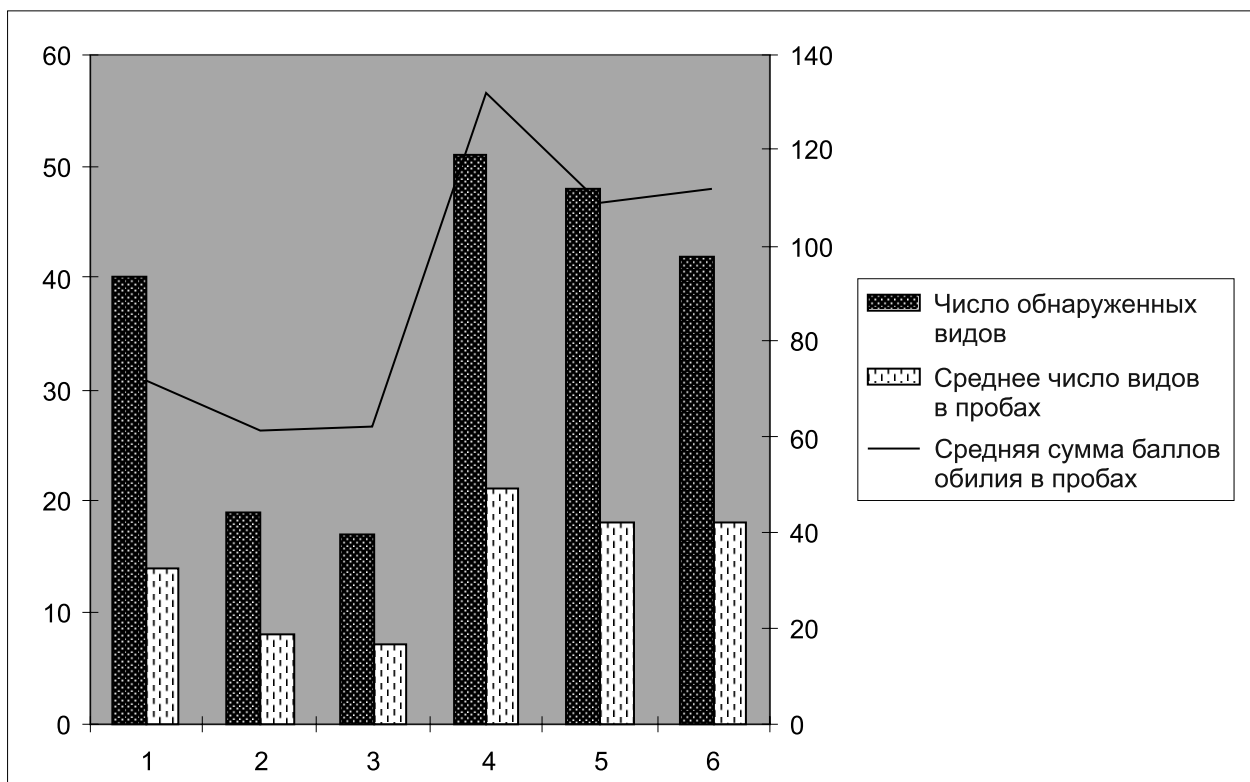


Рис. 2. Изменение видовой насыщенности и обилия видов в пробах различных местообитаний
Примечание: обозначения 1-6 такие же, как в табл. 1. Левая ось ординат – число видов, правая – баллы обилия.

варьировало от 12 до 23 (в среднем 18) при сумме баллов обилия от 47 до 143 (в среднем 112) (рис. 2). В таксономической структуре альгогруппировок прослеживается явное преобладание представителей отделов зелёных и диатомовых водорослей, на которые приходится более 70% обнаруженных видов (рис. 1). Наибольшую встречаемость в данном типе местообитания имели виды *Nitzschia palea* var. *palea*, *N. palea* var. *debilis*, *Navicula pelliculosa*, *N. mutica* var. *ventricosa*, *Myrmecia bisecta*, *Dictyococcus varians*. Наибольшим видовым сходством (коэффициент равен 0,67) характеризовались пробы почвы, взятые с контейнерных площадок для сбора ТБО и тропинок в посадках городского центрального парка (табл. 3).

Меньше всего видов водорослей и цианобактерий выявлено в почве газонов и обочин автомобильных дорог (17 видов), в среднем на пробу приходилось 7 (от 4 до 9) видов при средней сумме баллов обилия 62 (от 39 до 87) балла (рис. 2). Более 40% от обнаруженных здесь видов составляли цианобактерии, небольшим количеством видов представлены зелёные, диатомовые, всего один вид *Eustigmatophyta*, жёлто-зелёные отсутствовали вовсе (рис. 1). Чаще всего в пробах встречались *Lepidolyngbya woronichiniana*, *L. foveolarum*, *Nostoc linckia*. Низким уровнем сходства флористического состава с другими местообитаниями характеризовались альгогруппировки обочин и газонов автомобильных дорог (коэффициент варьировал от 0,28 до 0,42), что говорит о специфичности сформированных в данных условиях альгосообществ (табл. 3).

Заключение

Таблица 3

Матрица значений коэффициентов сходства флористического состава альгогруппировок почв г. Нефтекамска по Сёренсену-Чекановскому

1						
2	0,51					
3	0,42	0,39				
4	0,59	0,31	0,32			
5	0,55	0,30	0,28	0,65		
6	0,54	0,39	0,41	0,67	0,53	
	1	2	3	4	5	6

Примечание: 1-6 – то же, что в таблице 1.

Проведённые почвенно-альгологические исследования показали, что флора микроскопических водорослей и цианобактерий на территории г. Нефтекамск характеризуется средним видовым разнообразием (90 видов,

форм и разновидностей), что вполне соответствует видовому богатству ЦВЦ «среднего» промышленного города [2, 10, 11]. Основная часть видов (50%) принадлежала зелёным водорослям, что вполне закономерно, так как город находится в лесной зоне северо-западной части Республики Башкортостан.

В почве города формируется мозаика ЦВЦ, значительно отличающихся друг от друга по своим характеристикам (видовому составу, группе наиболее часто встречающихся видов, доминантам, обилию и таксономической структуре группировок и др.). Свойства альгогруппировок в большей степени зависели от характера использования изученных местообитаний, нарушенности почвенно-растительного покрова и состава высших растений-эдификаторов. Так, количество выявленных видов, среднее значение числа видов в пробах и среднее значение суммы баллов обилия на одну пробу увеличивалось в ряду: обочины и газоны дорог → посадка *Pinus sylvestris* (вне тропинок) → посадка *Pinus sylvestris* (на тропинках) → контейнерные площадки для сбора ТБО → посадка *Populus nigra* в ГЦП (вне тропинок) → посадка *Populus nigra* в ГЦП (на тропинках). Таксономическая структура ЦВЦ также меняется в зависимости от характера биотопов. Наиболее ярко это можно проследить на процентном соотношении числа видов цианобактерий к общему числу обнаруженных видов. Данный показатель возрастает в ряду: посадка *Pinus sylvestris* (вне тропинок) → посадка *Populus nigra* в ГЦП (вне тропинок) → посадка *Pinus sylvestris* (на тропинках) → посадка *Populus nigra* в ГЦП (на тропинках) → контейнерные площадки для сбора ТБО → обочины и газоны дорог.

Группы наиболее часто встречающихся видов и комплексы доминирующих видов водорослей и цианобактерий в почве г. Нефтекамск достаточно богаты и включали представителей всех обнаруженных отделов микроорганизмов и зависели от свойств биотопа.

Литература

1. Кабиров Р.Р. Роль почвенных водорослей в поддержании устойчивости наземных экосистем // Альгология. 1991. Т. 1. № 1. С. 60–68.
2. Кузнецова Е.В. Альгофлора урбанизированных территорий города Мелеуз и его окрестностей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа: Изд-во БашГУ, 2006. 17 с.
3. Хайбуллина Л.С., Суханова Н.В., Кабиров Р.Р. Флора и синтаксономия почвенных водорослей и циано-

бактерий урбанизированных территорий. Уфа: АН РБ, Гилем, 2011. 216 с.

4. Аксенова Н.П. Урбанофлора эдафотрофных водорослей и цианобактерий г.Ижевска: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Казань. 2010. 20 с.

5. Города России: энциклопедия / Под ред. Г.М. Лаппо. М.: Большая Российская энциклопедия, 1994. 295 с.

6. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.

7. Ettl H. Chlorophyta I (Phytomonadina) // Süßwasserflora von Mitteleuropa Jena, 1983. Band 9. 807 s.

8. Ettl H., Gartner G. Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales) // Süßwasserflora von Mitteleuropa Jena, 1988. Band 10. 436 s.

9. Шмидт В.М. Математические методы в ботанике. Л.: ЛГУ, 1984. 288 с.

10. Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских экосистем: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 1996. 24 с.

11. Хайбуллина Л.С. Флора и синтаксономия почвенных водорослей г. Сибая и его окрестностей: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук., Уфа, 2000. 19 с.

Вятскому государственному гуманитарному университету исполнилось 100 лет

Вятский государственный гуманитарный университет – один из старейших вузов России и первый на территории Вятской губернии – Кировской области, в мае 2014 года отметил славный вековой юбилей.

Юбилейные мероприятия, посвящённые 100-летию, в университете начались 13 мая с торжественного приёма ректора ВятГГУ, доктора исторических наук, профессора, заслуженного работника высшей школы РФ, Почётного работника высшего профессионального образования Российской Федерации В. Т. Юнгблода, на котором чествовали заслуженных ветеранов, лучших преподавателей и сотрудников вуза.

В юбилейные дни проведён Всероссийский научный конгресс «Педагогическое образование в системе гуманитарного знания», организованный при поддержке Совета Федерации и Государственной думы Федерального Собрания РФ, Минобрнауки, Российской Академии образования и Правительства Кировской области. Прошла встреча врио губернатора Кировской области Н. Ю. Белых со студентами. Состоялось открытие Инновационного научно-образовательного Центра с презентациями научных школ и лабораторий ВятГГУ. На спортивном празднике «О спорт, ты – мир!», посвящённом юбилею вуза и 65-летию факультета физической культуры, чествовали лучших студентов и выпускников ВятГГУ, добившихся высоких результатов в различных видах спорта. Прошёл Форум

Ассоциации выпускников ВятГГУ и Вятской торгово-промышленной палаты «Социальное партнёрство: вуз, экономика, регион». Состоялась торжественная церемония открытия памятного барельефа в благодарность просветителям и учителям Вятки. На факультетах и кафедрах университета прошли торжественные заседания, где был отмечен труд каждого преподавателя, сотрудника и лаборанта, наиболее активных аспирантов, магистрантов и студентов.

Проведено торжественное заседание Учёного Совета ВятГГУ. В докладе на торжественном заседании ректор ВятГГУ В. Т. Юнгблюд отметил, что университет – это огромная объединяющая сила академического братства. Это бережное сохранение связи времён и имён ВятГГУ в науке и образовании. Это научная, просветительская и интеллектуальная энергия учёных и преподавателей, их самоотверженное служение идеалам отечественного образования.

На протяжении ста лет вуз готовит профессионалов высочайшего уровня и настоящих патриотов своей Отчизны, успешно сохраняет и приумножает интеллектуальное и культурное богатство родного города, края, страны. Студенты, магистранты и аспиранты ВятГГУ имеют прекрасные возможности для реализации своего личностного потенциала и достижения новых горизонтов познания с помощью высококвалифицированных преподавателей.

Выпускников университета отличают высокий профессионализм, самостоятельность, независимость и уверенный взгляд на мир. Многие из них становятся известными учёными, видными государственными и политическими деятелями, достигают больших высот в сферах образования, культуры, искусства, бизнеса, спорта.

Вятский государственный гуманитарный университет играет неопределимую роль в развитии системы образования Кировской области. Высокий уровень профессионализма, беззаветная преданность любимому делу, верность идеалам российского просвещения позволяют нашему университету сохранять лидирующие позиции в образовательном пространстве региона и входить в число ведущих вузов России.

Динамично развиваясь, ВятГГУ твёрдо и последовательно придерживается курса на инновации во всех сферах своей деятельности, которые реализуются ведущими учёными в коллективах 17 научных школ, 22 научно-исследовательских лабораторий, на 46 кафедрах университета. Нерушимое единство науки и образования, оптимальное сочетание вековых традиций, уникального педагогического опыта, новейших технологий и методик преподавания; постоянная нацеленность на улучшение качества жизни сотрудников и студентов; своевременное решение структурных и административно-управленческих задач – таковы главные принципы, которыми коллектив университета руководствуется в своей ежедневной работе.

Университет всегда решал и решает целый комплекс задач – это развитие материально-технической базы, повышение квалификации

профессорско-преподавательского состава, улучшение условий жизни студентов, создание научных лабораторий, открытие диссертационных советов, издание научных журналов.

Успешно и плодотворно развивается сотрудничество вуза с органами власти, общественными организациями, бизнес-структурами, предприятиями региона, российскими и зарубежными учебными заведениями.

Новое столетие, в которое вступил ВятГГУ, требует динамического инновационного развития всех структур, факультетов, кафедр, филиалов, научных школ и лабораторий, образовательных центров; ставит перед коллективом вуза масштабные задачи по модернизации всей системы образования и воспитания в подготовке востребованного современного выпускника вуза. В этом направлении Вятский государственный гуманитарный университет находится на верном пути.

Коллектив редколлегии общественно-научного журнала «Теоретическая и прикладная экология», который с 2007 года издаётся на базе и при поддержке университета, поздравляет коллектив Вятского государственного гуманитарного университета со 100-летием со дня образования, желает дальнейшего творческого развития и инновационного совершенства.

**Главный редактор журнала,
зав. кафедрой химии ВятГГУ,
научный руководитель лаборатории
биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН, д.т.н, профессор,
Т. Я. Ашихмина**

В жизни редакционного совета нашего журнала произошли большие события. Главный редактор Тамара Яковлевна Ашихмина удостоена нескольких почётных наград: решением Кировской городской Думы от 29 апреля 2014 г. ей присвоено звание «Почётный гражданин г. Кирова», правительство области наградило её дипломом победителя областного смотра-конкурса на звание лучшего работника по профессии 2013 г.; 2 июля 2014 г. за трудовые успехи, заслуги в гуманитарной сфере, активную общественную деятельность и многолетнюю добросовестную работу Т. Я. Ашихминой объявлена благодарность Президента РФ.

Поздравляем Тамару Яковлевну с высокой оценкой её учебной, научной, общественной деятельности, надеемся на дальнейшее успешное руководство журналом «Теоретическая и прикладная экология».

Редколлегия журнала



Индекс 82027, 48482



I S S N 1995 - 4301



9 771995 430004

