



*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ

№3

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

АГРОЭКОЛОГИЯ

РЕМЕДИАЦИЯ
И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ

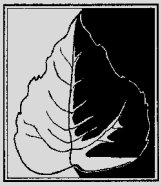
ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ

ХРОНИКА СОБЫТИЙ
И МЕРОПРИЯТИЙ

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

8 МЕЖДУНАРОДНЫЙ КОНГРЕСС ПО СИСТЕМАТИКЕ И ЭКОЛОГИИ МИКСОМИЦЕТОВ
Чанчунь (КНР), 12–15 августа 2014 года





*Теоретическая
и прикладная*
ЭКОЛОГИЯ
№ 3, 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

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
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор Мария Зелаева
© Оформление. Издательство «О-Краткое»
Директор издательства «О-Краткое»
Евгений Дрогов

Подписано в печать 15.09.2014. Формат 60x84¹/₈.
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 15,11.
Тираж 1150 экз. Заказ № 587.

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 РАН (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
- 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

Т. Я. Ашихмина, Т. И. Кутявина, Е. А. Домнина
Изучение процессов эвтрофикации природных
и искусственно созданных водоёмов (литературный обзор) 6

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

*С. А. Нефедова, А. А. Коровушкин, Д. Г. Минин, Л. Б. Зотова,
И. А. Ипатов* К вопросу выбора тест-чувствительных
гидробионтов для биотестирования воды в лабораторных,
производственных и естественных условиях 14
А. С. Олькова, Е. В. Дабах Опыт интерпретации результатов
биотестирования поверхностных вод при химическом
и радиоактивном загрязнении 21
Г. Я. Кантор, Т. Я. Ашихмина Моделирование весеннего
паводка в пойме р. Вятки на территории размещения
объектов Кирово-Чепецкого отделения ФГУП «РосРАО» 29

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД И ОБЪЕКТОВ

О. З. Еремченко, О. А. Четина, Р. В. Кайгородов
Микроэлементный состав растительности
на территории техногенной галитной аномалии 36
Е. А. Хайрулина Техногенная трансформация
ландшафтно-геохимических процессов в районе добычи
калийно-магниевых солей 41
П. В. Наумов, Л. Ф. Щербакова
Персистентность некоторых фосфорорганических
соединений в почвах различных типов 46

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

С. А. Розина, О. Н. Макурина Токсические эффекты
ксенобиотиков на пигментный состав в тканях
Ceratophyllum demersum 53

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

*А. Д. Зорин, Е. Н. Каратаев, В. Ф. Занозина, В. И. Фаерман,
Е. В. Жебряков* Технологические аспекты решения
экологической проблемы кислых гудронов.
Тонкослойный термический крекинг 59

АГРОЭКОЛОГИЯ

*Л. И. Домрачева, Л. В. Трефилова, А. Л. Ковина,
Е. А. Горностаева, О. Н. Малыгина, Н. В. Новокионова*
Влияние способов предпосевной обработки семян лядвенца
рогатого (*Lotus corniculatus* L.) на всхожесть и интенсивность
образования клубеньков 67

РЕМЕДИАЦИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ

З. К. Амирова Последствия отложенных мер
по реабилитации территорий, загрязнённых диоксинами 73
И. А. Лиханова, И. Б. Арчегова Развитие теоретических
и практических аспектов процесса восстановления
нарушенных земель на севере Республики Коми 79

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

*А. А. Широких, Г. Ф. Зарипова, И. А. Устюжанин,
А. А. Злобин, И. Г. Широких* Влияние компонентов питательной
среды и условий культивирования на рост *Trametes versicolor*
в мицелиальной культуре 86

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

Л. В. Кондакова, О. С. Пирогова Почвенные водоросли и цианобактерии государственного природного заповедника «Нургуш» 94

И. П. Пинчук, Н. П. Кириллова, Л. М. Полянская, Д. Г. Звягинцев Численность, биомасса и размеры клеток бактерий в ризосфере и ризоплане некоторых растений 102

Е. И. Чупракова, Н. П. Савиных Онтогенез и мониторинг ценопопуляции *Eriopactis palustris* (L.) Crantz с позиции охраны вида 109

А. В. Баранов, А. В. Потапова, А. Н. Минаев, О. Н. Ситникова, Н. В. Соколов Экологическая оценка Сумароковского заказника Костромской области 116

ХРОНИКА

И. Г. Широких 8 Международный конгресс по систематике и экологии миксомицетов 126

CONTENTS

**THEORETICAL
ISSUES
OF ECOLOGY**

T. Ya. Ashikhmina, T. I. Kutjavina, E. A. Domnina Studying the processes of natural and man-made reservoirs eutrophication (review) 6

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

S. A. Nefedova, A. A. Korovushkin, D. G. Minin, L. B. Zutova, I. A. Ipatov On choosing test-sensitive aquatic hydrobionts for biological water testing of in laboratory, industrial and natural conditions 14

A. S. Olkova, E. V. Dabakh On some Experience of interpreting results of bioassay of surface water contaminated with chemicals and radioactivity 21

G. Ya. Kantor, T. Ya. Ashikhmina Spring flood modelling in the floodplain of the Vyatka River in the territory of the Kirov-Chepetsky Branch of FSUE «RosRAO» 29

**CHEMISTRY
OF NATURAL
ENVIRONMENTS
AND NATURAL
OBJECTS**

O. Z. Eremchenko, O. A. Chetina, R. V. Kaygorodov Micro-element vegetation composition on the territory of a technogenic halite anomaly 36

E. A. Khairulina Technogenic transformation of landscape-geochemical processes in the area of potassium and magnesium salts mining 41

P. V. Naumov, L. F. Shcherbakova Persistence of some organophosphorus compounds in different types of soil 46

ECOTOXICOLOGY

S. A. Rosina, O. N. Makurina Toxic effects of xenobiotics on pigment composition in tissues of *Ceratophyllum demersum* 53

**ECOLOGIZATION
OF PRODUCTION**

A. D. Zorin, E. N. Karataev, V. F. Zanozina, V. I. Faerman, E. V. Jebryakov Technological aspects of solving the ecological problem of acid tars. Thin-layer thermal cracking 59

AGROECOLOGY

L. I. Domracheva, L. V. Trefilova, A. L. Kovina, E. A. Gornostaeva, O. N. Malygina, N. V. Novokshonova Influence of birds-foot trefoil (*Lotus corniculatus* L.) pre-sowing seed treatment ways on germination and nodulation intensity 67

REMEDIATION AND RECULTIVATION

Z. K. Amirova Consequences of deferred action for rehabilitation of territories contaminated with dioxins 73

I. A. Likhonova, I. B. Archegova Development of theoretical and practical aspects of disturbed lands restoration in the North of the Komi Republic 79

SOCIAL ECOLOGY

A. A. Shirokikh, G. F. Zaripova, I. A. Ustyuzhanin, A. A. Zlobin, I. G. Shirokikh The influence of the nutrient medium components and cultivation conditions on the growth of *Trametes versicolor* in the mycelial culture 86

POPULATION ECOLOGY

L. V. Kondakova, O. S. Pirogova Soil algae and cyanobacteria of the State Nature Reserve "Nurgush" 94

I. P. Pinchuk, N. P. Kirillova, L. M. Polyanskaya, D. G. Zvyagintsev Number, biomass and cell size of bacteria in the rhizosphere and rhizoplane of some plants 102

E. I. Chuprakova, N. P. Savinykh Ontogenesis and monitoring of the coenopopulation *Epipactis palustris* (L.) Crantz from the position of the species protection 109

A. V. Baranov, A. V. Potapova, A. N. Minayev, O. N. Sitnikova, N. V. Sokolov Environmental assessment of the Sumarokovo wildlife sanctuary in the Kostroma region 116

CHRONICLE

I. G. Shirokikh 8th International Congress on Systematics and Ecology of Myxomycetes 126

Изучение процессов эвтрофикации природных и искусственно созданных водоёмов (литературный обзор)

© 2014. Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д.т.н., зав. кафедрой, зав. лабораторией,
Т. И. Кутявина¹, аспирант, Е. А. Домнина^{1,2}, к.б.н., доцент, н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: KutyaVINATI@gmail.com

В статье представлен обзор научных работ по изучению процессов эвтрофикации водоёмов. Рассмотрены абиотические и биотические факторы, влияющие на эвтрофикацию. Отмечено, что фитопланктон является начальным звеном для развития процессов эвтрофирования. Показано влияние света, температуры, прозрачности, мутности, минерального состава, динамического режима вод, биогенных элементов на количественные и качественные характеристики фитопланктона. Анализируются данные о цианобактериях, способных вызывать «цветение» воды. Рассматривается возможность применения различных индексов и показателей для оценки трофности водоёмов по зообентосу. Описано применение математического моделирования и технологий с использованием геоинформационных систем в изучении водных экосистем различных климатических зон. Приводятся сведения об особенностях процессов эвтрофирования в естественных и искусственных водоёмах с различными морфометрическими показателями, расположенных на особо охраняемых природных территориях, в городской среде, в крупных промышленных центрах, а также в водоёмах-охладителях.

This paper presents a review of researching the processes of water bodies eutrophication. Abiotic and biotic factors affecting eutrophication are considered. It has been found out that phytoplankton is the initial link of eutrophication processes. The effect of light, temperature, transparency, turbidity, mineral composition, dynamic water regime, and nutrients on qualitative and quantitative characteristics of phytoplankton is shown.

The possibility of using different indices and indicators for assessing the trophic status of reservoirs on zoobenthos is considered. Using mathematical modeling and technology with the use of geographic information systems in the study of aquatic ecosystems of different climatic zones is described. The information is provided on the features of eutrophication processes in natural and artificial reservoirs with different morphometric parameters, located in specially protected areas, in urban areas, in large industrial centers, as well as in reservoirs-coolers.

Ключевые слова: эвтрофикация, «цветение» воды, озеро, водохранилище, антропогенная нагрузка, биогенные элементы, фитопланктон, биоиндикация, математическое моделирование.

Keywords: eutrophication, “blooming” of water, lake, reservoir, anthropogenic load, nutrients, phytoplankton, bioindication, mathematical modeling.

Проблема загрязнения поверхностных вод стала особо актуальна в XX веке. Связано это в основном с развитием промышленности и ростом городов. Поступление в водоёмы огромного количества загрязняющих веществ приводит к деградации как отдельных компонентов экосистемы, так и целых групп водоёмов [1]. Это, в свою очередь, служит причиной сокращения запасов пресной воды на локальном и региональном уровнях. С середины XX века в связи с ростом антропогенного загрязнения наблюдается стремительное нарастание количества эвтрофированных водоёмов [2]. Согласно определению [3], эвтрофирование – это повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления

биогенных элементов под действием антропогенных или естественных факторов. Источником антропогенного поступления биогенных элементов могут быть сточные воды поселений, сельскохозяйственных угодий, промышленных предприятий. При эвтрофикации часто наблюдается «цветение» воды, массовое развитие высших водных растений. Эвтрофикация приводит к снижению рыбохозяйственного и рекреационного потенциала водоёмов, оказывает негативное влияние на системы очистки воды из водных объектов для питьевого водоснабжения [4, 5]. В настоящее время антропогенная эвтрофикация рассматривается как важнейший фактор негативного воздействия человеческой деятельности на водные объекты [6].

Изучение эвтрофикации имеет длительную историю. Исследования по выявлению причин эвтрофикации проводятся с конца XVIII века. Однако до середины XX века работы носили в основном описательный характер. О первых признаках эвтрофирования водоёмов в начале XX века писал Л. Л. Россолимо [2]. Во второй половине XX века процессы антропогенного эвтрофирования затронули большую часть озёр Средней и Южной Европы, США, ряд озёр Северной Европы, России и сопредельных государств бывшего СССР, Азии, особенно Китая и Индии, Японии, ряд озёр Центральной и Южной Америки, Африки и Австралии. Многочисленные примеры деградации озёр рассматриваются в обзоре по развитию исследований процесса эвтрофикации [7]. Во второй половине XX века, в связи с увеличением масштабов эвтрофирования водоёмов, возросло количество экспериментальных работ в этом направлении.

На эвтрофикацию водоёмов оказывают влияние многие факторы. Обычно их делят на две группы: абиотические и биотические. К абиотическим факторам относятся свет, прозрачность, мутность, температура, динамический режим вод, солёность и минеральный состав воды, кислотность, содержание биогенных веществ. Биотические факторы включают в себя фитогенные, зоогенные и антропогенные. Причём антропогенные в последнее время приобрели решающее значение. Об этом свидетельствует работа, выполненная на примере водных экосистем бассейна Верхнего Дона. В ходе данного исследования проведено сопоставление процессов эвтрофирования поверхностных вод этого региона в условиях межледникового периода, голоцена и в современную эпоху [8]. Показано, что эвтрофирование в межледниковое время и в голоцене отражало природную эволюцию водоёмов, а в современных водных экосистемах является следствием антропогенного загрязнения.

Изменение абиотических факторов можно определить как прямым способом, то есть проводя физико-химический анализ водных объектов, так и косвенным, – через изменение структуры и параметров организменных и популяционных характеристик живых организмов – обитателей водоёмов. Известно, что продуценты первого трофического уровня, к которым относится фитопланктон, являются начальным звеном для развития процессов эвтрофирования [9]. В связи с этим изменение их состояния служит индикатором происходящих в водном объекте процессов. В водоёмах

умеренной зоны России в течение многих лет проводились наблюдения за изменением таксономического состава, структуры, динамики и продукционных характеристик планктонных альгоценозов, развивающихся в различных экологических условиях [10–12]. Подобные работы проводились в Уральском регионе [13], но они носили кратковременный характер. В работе О. Г. Гороховой [14] приводятся данные по изучению видового состава фитопланктона 23 малых эвтрофных водоёмов особо охраняемых природных территорий Самарской области. Показано, что изученные водоёмы по полным спискам видов можно объединить в две группы. К первой группе относятся водоёмы, различные по происхождению, реакции среды (рН), цветности, минерализации. Во вторую группу вошли водоёмы с влиянием стрессовых факторов и тем же диапазоном цветности и минерализации, что и водоёмы первой группы. Коллектив авторов из лаборатории альгологии Ботанического института им. В. Л. Комарова составил сводку по водорослям, вызывающим «цветение» пресных водоёмов Северо-Запада России и восточной части Финского залива Балтийского моря [15]. В их работе приводятся сведения о более чем 200 разнотипных водоёмах г. Санкт-Петербурга, Ленинградской, Псковской, Новгородской областей и сопредельных регионов. В исследовании А. Г. Охупкина [16] приводятся данные по изучению фитопланктона водохранилищ в бассейне Средней Волги. Отмечается, что зарегулирование Средней Волги привело к обеднению состава сообществ, упрощению видовой структуры, росту относительного значения цианобактерий (ЦБ) и увеличению сапробности воды. При этом эвтрофирование, различные формы загрязнения, антропогенная трансформация водосборной площади и формы озёрной котловины определяют особенности развития фитопланктона. Характерной закономерностью при эвтрофировании является увеличение доли ЦБ в общей численности и биомассе фитопланктона [17].

При увеличении антропогенного эвтрофирования озёр происходит изменение структуры фитопланктона, увеличение его численности и биомассы [1]. Результаты многолетних исследований состояния экосистемы оз. Воже позволяют проследить динамику количественных и качественных показателей фитопланктона. Сравнительный анализ собранных материалов даёт возможность выявить несколько закономерностей его изменения [18]. В структуре фитоплан-

ктона происходит изменение доминирующего диатомово-цианобактериального комплекса в сторону преобладания ЦБ (более 90% по численности). При этом ЦБ в основном представлены мелкими формами. Смещение размерной структуры в сторону преобладания мелких, более продуктивных форм, заметное увеличение численности и биомассы фитопланктона подтверждают ускорение процессов эвтрофирования оз. Воже. Экспериментальными работами [19] показано, что прирост биомассы водорослей идёт пропорционально количеству поглощённого света до определённого предела, после чего наступает световое насыщение, и развитие водорослей замедляется. Отмечается, что чрезмерно сильный свет может действовать на водоросли губительно [20]. Появление в планктоне весной определённых видов диатомовых водорослей связывается с увеличением света и проникновением его в придонные слои [21]. Помутнение воды может способствовать развитию диатомовых водорослей [22, 23]. Объясняется это тем, что при помутнении увеличивается содержание в воде минеральных веществ. В то же время в реках и водохранилищах даже незначительное помутнение воды всегда связано с уменьшением видового состава планктонных водорослей. Особенно чувствительны к этому фактору ЦБ из родов *Anabaena* и *Microcystis* [23]. На распределение фитопланктона большее влияние оказывают такие факторы, как свет, температура, содержание растворённого органического вещества [24].

На жизнедеятельность водорослей оказывает влияние динамический режим вод. Отмечается положительное влияние динамического фактора на продуктивность планктона в глубоководных водоёмах [25]. Оно состоит в лучшем снабжении клеток питательными веществами, а в мелководных водоёмах движение воды увеличивает мутность, что отрицательно влияет на развитие планктонных водорослей. Скорость воспроизводства фитопланктона является функцией двух факторов среды: солнечной радиации и силы ветра, от которой зависит глубина перемешивания [26]. В 2006-2008 гг. были организованы специальные наблюдения на Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском водохранилищах. В результате исследования [27] было отмечено, что наиболее неблагоприятная экологическая обстановка складывается на приплотинных плёсах водохранилищ при отсутствии стокового течения, ветрового перемешивания и наличия высоких температур воды (+25–27°C). Также подчёркивается, что

создание и эксплуатация крупных плотин на Средней и Нижней Волге вызывает изменение первичной биологической продуктивности водохранилищ, обусловленное замедлением водного обмена и нарушением круговорота биогенных веществ на водохранилищах.

Множество работ, среди которых важное место занимают работы как отечественных исследователей [21, 28–32], так и зарубежных [33–38], посвящено выяснению роли химических элементов в жизни водорослей. Стоит заметить, что мнения о значимости того или иного химического элемента часто не совпадают. Например, установлено, что планктонные диатомовые водоросли хорошо развиваются тогда, когда воды богаты нитратами, фосфатами и кремнием, т. е. весной и зимой; зелёные водоросли появляются летом, когда нитратов и фосфатов мало; золотистые могут приходить на смену диатомовым, если в воде повышенные отношения нитратов к фосфатам и мало кремния; ЦБ способны быстро расти при минимальном количестве нитратов и фосфатов и положительно коррелируют с содержанием органических веществ [39]. По другим данным, число видов ЦБ не зависело от содержания фосфатов, в то время как число золотистых и зелёных снижалось с увеличением концентрации соединений фосфора в воде [40]. Результаты изучения Шершнёвского водохранилища показали, что фосфор играет важную роль для развития ЦБ, а для диатомовых водорослей имеет второстепенное значение [41]. В этом же исследовании отмечается влияние кремния на фитопланктон: содержание в воде растворённых форм кремния играет решающую роль в преимущественном росте и развитии диатомовой микрофлоры и отрицательно сказывается на развитии ЦБ в водоёме. Некоторые авторы считают, что увеличение нагрузки по фосфору приводит к сукцессии видов, которая проявляется в замене диатомовых водорослей зелёными, а затем и ЦБ [42]. Сравнительная оценка отклика фитопланктона на содержание фосфора была получена на примере крупных равнинных водохранилищ Днепра и Волги. Был проведён анализ соотношения между содержанием хлорофилла *a* и фосфора [43]. Показано, что эффективность использования фосфора планктоном большинства днепровских водохранилищ меньше, чем волжских водохранилищ. При этом более значительная антропогенная нагрузка отмечалась на днепровских водохранилищах.

Проводилась экспериментальная работа по изучению влияния добавок биогенных

элементов на фитопланктон [44-46]. В литературе приводятся данные о концентрациях биогенных элементов, которые оказывают стимулирующее, лимитирующее либо токсическое действие на развитие некоторых отделов водорослей. Наиболее благоприятны для развития фитопланктона концентрации азота 5-10 мг/л в форме нитрат-иона [47]. Аммонийный азот в концентрации 5 мг/л токсичен для ЦБ [48]. Концентрация минерального фосфора 0,01 мг/л – порог лимитирования для ЦБ [49]. Когда отношение общего азота к общему фосфору менее 10 (или отношение неорганических форм этих элементов менее 5), развитие фитопланктона лимитирует азот, а когда оно более 12, лимитирует фосфор [20, 50]. В работе, проведённой на Можайском водохранилище, отмечается, что малый внутренний круговорот фосфора с участием хемогенного кальцита является важным регулятором процесса «цветения» воды [51].

О степени загрязнения и эвтрофирования водных объектов можно судить по наличию индикаторных видов фитопланктона. По степени загрязнённости воды органическими веществами водоёмы и живущие в них организмы делят на поли-, мезо- и олигосапробные [52]. В полисапробной зоне водоёма отсутствует свободный кислород, преобладают бактерии, водоросли многочисленны, но их видовое разнообразие невелико. В мезосапробной зоне присутствуют сероводород, диоксид углерода, кислород, выделяемый водорослями. Мезосапробную зону делят на α -мезосапробную и β -мезосапробную. В первой зоне присутствует аммиак и аминокислоты, минерализация осуществляется за счёт аэробного окисления, встречаются водоросли. Во второй зоне присутствует аммиак и продукты его окисления, много кислорода. Наблюдается высокое видовое разнообразие водорослей, но их численность может быть ниже, чем в α -мезосапробной зоне. В олигосапробной зоне практически нет растворённых органических веществ, много кислорода, небольшая численность водорослей. В Ижевском водохранилище из 250 видов и внутривидовых таксонов водорослей индикаторами органического загрязнения являются 146 таксонов, в том числе 17 α -мезосапробов, 110 β -мезосапробов и 19 олигосапробов [53]. Высокую общую численность фитопланктона, большей частью представленного ЦБ, авторы связывают с поступлением в водоём биогенных элементов.

Большое количество работ как российских, так и зарубежных авторов посвящено изучению

ЦБ. Определённые виды нитчатых и колониальных форм ЦБ при наличии комплекса благоприятных условий для их развития способны вызывать «цветение» воды [54–56]. Масштабные исследования по изучению эвтрофикации и «цветения» воды в водоёмах Европейской части России проводились Л. А. Сиренко. Её работы посвящены изучению ЦБ, их роли в «цветении» воды и методам его регулирования [4, 54, 57]. Данные о видовом богатстве ЦБ в разнотипных водоёмах Ирана приведены в работе Б. Зарей Дарки [58]. Описаны флористические и функциональные аспекты цианобактериального «цветения» разнотипных водоёмов восточно-европейских тундр [59].

Для выявления степени эвтрофирования водоёмов используют гидробионтов, чаще всего зоопланктонные и зообентосные организмы. Разработаны различные индексы и показатели, позволяющие оценить трофность водных объектов. При изучении экологического состояния Кучурганского водохранилища, используемого в качестве водоёма-охладителя, применялись такие показатели, как Карра и Хилтонена, Гуднайта и Уитлея, Ландбека и Сизера; индексы Кинга и Балла, сапробности Пантле и Букка [60]. Было отмечено, что для целей биоиндикации в водохранилищах-охладителях непроточного типа умеренной зоны наиболее целесообразно использовать индексы Гуднайта и Уитлея, Карра и Хилтонена, Пантле и Букка. Показатель Ландбека и Сизера более приемлем для биоиндикации водоёмов с естественным термическим режимом. Проводились работы по модификации индекса Пантле-Букка для малых водотоков центра Европейской России, для водоёмов разных типов на всей территории Европейской России [61]. Результаты многолетних гидробиологических исследований на Можайском водохранилище, в том числе результаты по изучению простейших организмов (инфузорий), показали, что количественные показатели развития инфузорий и величина их продукции зависят от трофического статуса водоёма [62].

В работах по изучению степени эвтрофирования на однотипных водохранилищах, расположенных вблизи металлургических заводов, использовали физико-химические и биоиндикационные методы [63, 64]. Для оценки состояния поверхностных водных объектов в зоне влияния химического комбината проводили сопоставление результатов гидрохимического анализа с данными, полученными при биотестировании по двум тест-объектам [65]. Отмечается, что *Daphnia magna* чувствительна

к повышенному радиационному фону, а *Paramecium caudatum* – к повышенному содержанию железа и тяжёлых металлов. Методы биотестирования применяли при оценке качества воды водоёма-охладителя Балаковской АЭС. Показано, что высокая концентрация солей в воде может оказывать негативное влияние на одноклеточные организмы [66].

В последнее время всё больше работ по изучению процессов эвтрофирования водных объектов выполняется с применением методов математического моделирования и компьютерных технологий, в частности с применением геоинформационных систем (ГИС). Основа для разработки математических моделей эвтрофирования была заложена в 1970-х гг. [67–69]. Условно все модели эвтрофирования можно разделить на две группы: качественно-аналитические и эмпирические; имитационные (портретные) [70]. Для моделей первой группы характерно использование небольшого количества моделируемых параметров состояния, исследование средних для водоёма стационарных условий протекания процесса эвтрофирования. Модели второй группы детализированы, многокомпонентны и требуют больших объёмов исходной информации. Имитационное моделирование успешно применяется для прогнозирования развития процесса эвтрофирования водоёмов, но не позволяет в целом охватить экосистему. Качественно-аналитическое моделирование позволяет не только прогнозировать течение процесса эвтрофирования, но и затрагивает его механизмы и их сущность. При использовании этого подхода моделируют эвтрофирование с помощью системы обыкновенных дифференциальных уравнений первого порядка. В модели одного из малых озёр в Дании, подвергавшемуся загрязнению бытовыми сточными водами, рассматривались три трофических уровня: фитопланктон, зоопланктон, ихтиофауна, а также три независимых цикла биогенных элементов (фосфора, азота, углерода) [71]. В результате численных экспериментов установлено, что наиболее чувствительными параметрами модели являются максимальная скорость роста фито- и зоопланктона, смертность зоопланктона, максимальные скорости дыхания фито- и зоопланктона, скорость осаднения водорослей, максимальная скорость потребления углерода фитопланктоном. Математическое моделирование процессов эвтрофирования применялось для водоёмов-охладителей гидроэлектростанций [72–74]. Моделирование применяли при исследовании переноса загрязнений в водо-

хранилищах, расположенных в криолитозоне [75]. При этом учитывались возможные деформации русел, вызванные таянием слагающих их многолетнемерзлых пород при повышении температуры воды речного потока. Разработанная математическая модель распространения примеси в потоках с деформируемыми руслами, сложенными многолетнемерзлыми породами, позволяет описывать происходящие процессы и давать прогностические оценки их динамики в условиях изменения климата. При математическом моделировании процессов «цветения» воды Куйбышевского водохранилища были представлены локальная, одномерная и двухмерная модели процессов эвтрофирования [76]. Методы математического моделирования применялись для изучения Ладожского озера [77–79]. В результате отмечено, что решающим фактором, определяющим трансформацию экосистемы, являлось изменение фосфорной нагрузки.

Для оценки воздействия антропогенной деятельности на водосборе на гидроэкологическое состояние водных объектов используются картографические методы с применением ГИС-технологий [80]. Установлена связь между пространственной структурой хозяйственной деятельности на водосборе и качеством водных ресурсов в Шершневском водохранилище. ГИС-моделирование использовалось для изучения Нижнезырянского водохранилища в Пермском крае. Для данного водоёма была создана модель пространственного распределения донных отложений, произведено зонирование дна по степени экологической опасности [81]. Для оценки биопродуктивности морских и континентальных водоёмов очень часто применяют данные дистанционного зондирования Земли. При этом ключевым показателем является концентрация хлорофилла *a* – фотосинтезирующего пигмента, содержащегося в каждом виде фитопланктона. При оценке биопродуктивности используются эмпирические соотношения концентрации хлорофилла и спектральных характеристик восходящего из водного объекта излучения. Применяемые в настоящее время алгоритмы оценки концентрации хлорофилла *a* по данным спутниковых сканеров цвета для акватории Азовского моря приводят к ошибочным результатам [82]. Для того чтобы получать более достоверные результаты, необходимо проводить корректировку алгоритмов для высокопродуктивных и мутных прибрежных, внутренних вод и эстуариев, где фитопланктон является не единственным фактором, определяющим их оптические свойства.

В целом, математическое моделирование в совокупности с лабораторными экспериментами и полевыми наблюдениями позволяет получать более точные количественные оценки, выявлять наиболее значимые факторы в развитии процессов эвтрофирования, загрязнения водных объектов.

Литература

1. Еремкина Т.В. Структура и функционирование фитопланктона озер северной части Увильдинской зоны (Челябинская область) в условиях антропогенного эвтрофирования: дисс. ... к.б.н. Науч. исслед. институт водн. биоресурсов и аквакультуры, Екатеринбург, 2010. 139 с.
2. Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. 120 с.
3. ГОСТ 17.1.1.01-77 Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения.
4. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наук. думка, 1978. 230 с.
5. Paerl H. W. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters // *Limnol. Oceanogr.* 1988. V.33. №4 (p.2). P. 823–847.
6. Кучкина М.А. Особенности процессов эвтрофирования в водоемах-охладителях АЭС: автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 2004. 25 с.
7. Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth // *Arch. Hydrobiol.* 1966. V. 62. P. 1–28.
8. Анциферова Г. А. Биоиндикация в геоэкологии: об эвтрофировании межледниковых голоценовых и современных поверхностных водных систем бассейна Верхнего Дона // *Вестник Воронежского государственного университета. Сер. Геология.* 2001. № 1. С. 240–250.
9. Изменение структуры экосистем озёр в условиях возрастающей биогенной нагрузки. Л. 1988. 312 с.
10. Петрова Н. А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л. 1990. 200 с.
11. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона Л. 1990. 184 с.
12. Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера. СПб. 2003. 125 с.
13. Ярушина М. И., Танаева Г. В., Еремкина Т. В. Флора водорослей водоемов Челябинской области. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 308 с.
14. Горохова О.Г. Разнообразие планктонных альгоценозов малых эвтрофных водоёмов ООПТ Самарской области (Россия) // *Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции.* Киев. 2012. С. 82–83.
15. Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. 367 с.
16. Охупкин А.Г. Особенности структурной организации фитопланктона водоёмов разного типа бассейна Средней Волги (Россия) // *Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции.* Киев. 2012. С. 228–229.
17. Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озёр. Л. 1990. 199 с.
18. Макаренкова Н.Н. Изменение фитопланктона озера Воже как показатель его эвтрофирования // *Актуальные проблемы биологии и экологии: Материалы докладов XIX Всероссийской молодежной научной конференции.* Сыктывкар. 2012. С. 153–155.
19. Финенко З.З. Влияние света на фотосинтез и рост морских планктонных водорослей // III съезд Всесоюз. гидробиол. о-ва: Тез. докл. Рига: Зинатне, 1976. Т. 1. С. 126–127.
20. Михеева Т. М. Сукцессия видов в фитопланктоне: определяющие факторы. Минск. 1983. 72 с.
21. Гусева К. А. «Цветение» воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним // *Труды всесоюзного гидробиологического общества.* М.: Изд-во АН СССР, 1952. С. 3–92.
22. Шаларь В. М. Фитопланктон водохранилищ Молдавии. Кишинев: Штиница, 1972. 204 с.
23. Судницына Д. Н. Экология водорослей Псковской области. Псков: ПГПУ, 2005. 128 с.
24. Herbst R. P., Hartman R. T. Phytoplankton Distribution of a Duckweed Covered Pond // *Journal of Freshwater Ecology.* 1981. Vol. 1. P. 97–111.
25. Gessner F. *Hydrobotanik. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung in Wasser.* 1. Energhehaushalt. Berlin. 1955. 517 s.
26. Кушинг Д. Х. Продукционные циклы во времени и в пространстве: Морская экология и рыболовство. М. 1979. 288 с.
27. Селезнёв В. А., Селезнёва А. В. Влияние плотин на создание благоприятных условий для «цветения» воды на крупных водохранилищах // Тольятти, Институт экологии Волжского бассейна РАН / Режим доступа: <http://russiandams.ru/sites/russiandams/files/review-page/files/seleznev.doc>
28. Успенский Е. Е. Железо как фактор распределения водорослей // *Труды Бот. ин-та Ассоциации науч.-исслед. ин-тов при физ.-мат. фак.* 1 Моск. гос. ун-та, 1925. С. 1–94.
29. Кузнецов С. И. Биологический метод оценки богатства водоема // *Микробиология.* 1945. Т. 14. № 4. С. 248–253.
30. Брагинский Л. П. О соотношении между составом прудового фитопланктона и проявлением его «потребности» в биогенных элементах // *Первичн. продукция морей и внутр. вод.* Минск. 1981. С. 139–147.

31. Винберг Г. Г., Ляхнович В. П. Удобрения прудов. М. 1965. 272 с.
32. Ведерников В. И., Сергеева О.М., Коновалов Б. М. Экспериментальное изучение зависимости роста и фотосинтеза фитопланктона Черного моря от условий минерального питания // Экосистемы пелагиали Черного моря. М. 1980. С. 140–157.
33. Straw B. Algae Control: Literature Analysis. 2005. Режим доступа: https://www.sdstate.edu/nrm/outreach/pond/upload/barley_algae-control.pdf
34. Imai H., Chang K.-H., Kusaba M., Nakano S. Succession of harmful algae *Microcystis* (Cyanophyceae) species in a eutrophic pond // *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry-Biological Responses to Chemical Pollutants*. 2008. P. 367–372.
35. Total Maximum Daily Loads for Phosphorus To Address 9 Eutrophic Ponds in Rhode Island // Office of Water Resources Rhode Island Department of Environmental Management 235 Promenade St. Providence, RI 02908. 2007. Режим доступа: [http://www.epa.gov/waters/tmldocs/33490_eutropnd.pdf](http://www.epa.gov/waters/tmlddocs/33490_eutropnd.pdf)
36. Stevens R. J. J., Neilson M. A. Response of Lake Ontario to the reductions in phosphorus load, 1967-82 // *Canad. J. Fish. Res. Aquat. Sci.* 1987. V. 44. № 12. P. 2059–2068.
37. Raney S. M., Eimers M. C. Unexpected declines in stream phosphorus concentrations across southern Ontario // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2014. № 71(3). P. 337–342.
38. Schein A., Courtenay S. C., Kidd K. A., Campbell K. A., Van den Heuvel M. R. Food web structure within an estuary of the southern Gulf of St. Lawrence undergoing eutrophication // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2013. № 70 (12). P. 1805–1812.
39. Pearsall W.H. Phytoplankton in the English lakes 2. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances // *J. Ecol.* 1932. V. 20. P. 241–262.
40. Hegewald E., Hesse M., Jeeti-Bai N. Okologische und physiologische Studien an Planktonalgen aus ungarischen Gewässern // *Arch. Hydrobiol.* 1981. Suppl. V. 60. 2. S. 172-201.
41. Ходоровская Н.И., Стурова М.В. Исследование влияния концентраций кремния и фосфора на развитие диатомовой микрофлоры водоёма // *Известия Челябинского научного центра*. 2002. Вып. 2 (15). С. 50–53.
42. Сиделев С.И. Сукцессия фитопланктона высокоэвтрофного озера Неро: Автореф... канд. биол. наук. Борок. 2010. 27 с.
43. Курейшевич А.В., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е., Медведь В.А. Соотношение между содержанием хлорофилла *a* и фосфора в водохранилищах Волги и Днепра // *Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. Междунар. науч.-практ. конф.: в 3 т. Т. 2. Химический состав и качество воды*. Пермь. 2013. С. 112–117.
44. Kagawa H., Togashi M. Contribution of dissolved calcium and magnesium to phytoplanktonic particulate phosphorus concentration at the heads of two river reservoirs // *Hydrobiologia*. 1989. V. 183. P. 185–193.
45. Ключенко П. Д., Медведь В. А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и сине-зелёных водорослей // *Гидробиологический журнал*. 1999. Т. 35. № 6. С. 52–62.
46. Елизарова В. А. Марганец и медь как факторы роста фитопланктона в мезотрофном водоеме (Рыбинское водохранилище) // *Биология внутренних вод*. 2000. № 3. С. 35–41.
47. Гусева К.А. Роль сине-зелёных водорослей в водоеме и факторы их массового развития // *Экология и физиология сине-зелёных водорослей*. М.-Л. 1965. С. 12–32.
48. Сакевич А. И. Метаболизм водорослей как фактор детоксикации аммонийного азота водной среды // *Альгология*. 1997. Т. 7. № 1. С. 3–9.
49. Кравчук Е.С. Эколого-физиологические аспекты «цветения» воды сине-зелёными водорослями в двух разнотипных водохранилищах (район Красноярск): Дис. ... канд. биол. наук. Институт биофизики. Красноярск, 2004. 100 с.
50. Макарецва Е. С., Трифонова И. С. Особенности сезонного функционирования сообществ фито- и зоопланктона в озерах различной трофии // *Антропогенные изменения экосистемы малых озёр (причины, последствия, возможность управления)*. СПб. 1991. С. 300–304.
51. Эдельштейн К.К., Ершова М.Г., Заславская М.Б. Биохемогенный кальцит – важный компонент круговорота веществ в эвтрофном Можайском водохранилище // *Водные ресурсы*. 2005. Т. 32. № 4. С. 477–488.
52. Штина Э.А., Кондакова Л.В., Маркова Г.И. Биоиндикация качества воды с использованием водорослей (альгоиндикация) // *Экология родного края*. Киров: Вятка, 1996. С. 297–302.
53. Иванова Н.А., Шарипова Л.А. Состояние фитопланктона Ижевского пруда в районе водозабора МУП города Ижевска «ИЖВОДОКАНАЛ» в 2002-2005 годах // *Вестник Удмуртского университета*. 2006. № 10. С. 17–24.
54. Сиренко Л.А. Физиологические основы массового размножения сине-зелёных водорослей в водохранилищах и методы его регулирования: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев. 1970. 48 с.
55. Гусева К. А. «Цветение» воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним // *Труды всесоюзного гидробиологического общества*. М.: Изд-во АН СССР, 1952. С. 3–92.
56. Elser J. J. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes the food web as the final turn // *Freshwater Biology*. 1999. V. 42. P. 537–543.
57. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения сине-зелёных водорослей в водохранилищах. Монография. Киев: Наук. думка, 1972. 203 с.
58. Зарей Дарки Б. Суанопрокaryota разнотипных водоёмов Ирана // *Альгология*. 2010. Т. 20. № 4. С. 482–491.

59. Патова Е.Н. Цианопрокариотическое «цветение» водоёмов восточноевропейских тундр (флористические и функциональные аспекты) // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 3. С. 4–10.
60. Филипенко С.И. Оптимизация методов оценки экологического состояния Кучурганского водохранилища по зообентосу // Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru. Materialele Conferintei Internationale. Chisinau: Eco-Tiras. 2004. С. 343–347.
61. Чертопруд М.В. Модификация метода Пантле-Бука для оценки загрязнения водотоков по качественным показателям макрозообентоса // Водные ресурсы. 2002. Т. 29. № 3. С. 337–342.
62. Садчиков А.П., Котелевцев И.С. Можайское водохранилище: продукционно-деструкционные процессы. Режим доступа: http://www.moip.msu.ru/wp-content/uploads/2011/09/Mojajskoi_vodohr.pdf
63. Кутявина Т.И., Домнина Е.А., Ашихмина Т.Я., Савиных В.П. Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности прудов Северо-Востока Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 50–55.
64. Кутявина Т.И., Домнина Е.А., Ашихмина Т.Я. Оценка качества воды Омутнинского водохранилища с использованием физико-химических и биоиндикационных методов // Проблемы региональной экологии. 2014. № 1. С. 131–137.
65. Олькова А.С., Скугорева С.Г., Адамович Т.А., Вараксина Н.В., Ашихмина Т.Я. Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината) // Теоретическая и прикладная экология. № 3. 2011. С. 46–52.
66. Чупис В.Н., Журавлёва Л.Л., Жирнов В.А., Ларин И.Н., Луцкай Е.А., Емельянова Н.В., Ильина Е.В., Иванов Д.Е. Оценка качества воды водоёма-охладителя Балаковской атомной электростанции методами биомониторинга // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 43–50.
67. Geier P. W., Clark L. R., Anderson D. J., Nix N. A. Studies in Population Management. 1973. Vol. 1. Occasional Papers, Ecol. Soc. Australia, Canberra. P. 85–102.
68. Gold H.J. Mathematical Modeling of Biological Systems. An Introductory Guidebook. John Wiley & Sons. New York. 1977. 357 p.
69. Hornberger G.M., Spear R.C. Eutrophication in Peel Inlet-I. The problem-defining behavior and a mathematical model for the phosphorus scenario // Wat. Res. 1980. V. 14. P. 29–42.
70. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. М.: ГЕОС, 2007. 252 с.
71. Алексеев В.В., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Физическое и математическое моделирование экосистем. СПб: Гидрометеиздат, 1992. 368 с.
72. Белолипецкий В.М., Туговиков В.Б., Цхай А.А. Численное моделирование процессов эвтрофирования в нижнем бьефе водохранилища-охладителя // Вычислительные технологии. Т. 2. № 2. 1997. С. 5–19.
73. Максимов В.И., Кузнецов Г.В., Литвак В.В. Математическое моделирование процессов биологического загрязнения технологических водоёмов тепловых электрических станций // Известия Томского политехнического университета. Т. 314. № 4. 2009. С. 16–20.
74. Солохина Т.Ф. Определение факторов эвтрофикации природно-техногенной системы водоёма-охладителя на примере Березовской ГРЭС-1. Дисс. ... канд. биол. наук. Красноярск. 2003. 128 с.
75. Дебольский В.К., Дебольская Е.И. Математическое моделирование распространения загрязнений в условиях термальной и механической эрозии берегов // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. Междунар. науч.-практ. конф. в 3 т. Т. 2: Химический состав и качество воды. Пермь. 2013. С. 63–68.
76. Крестин С.В. Математическое моделирование пространственно-распределённых экосистем: На примере процессов «цветения воды» пресноводных водоёмов. Дисс. ... канд. техн. наук. Ульяновск. 2004. 102 с.
77. Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Минина Т.Р., Полосков В.Н. Петрова Н.А., Тержевик А.Ю., Филатов Н.Н. Великие озера Европы и глобальное потепление // Обзорение прикладной и промышленной математики. 2011. Т. 18. Вып. 2. С. 218–234.
78. Astrakhantsev G. P., Egorova N. B., Menshutkin V. V., Pisulin I. V., Rukhovets L. A. Mathematical model for the ecosystem response of Lake Ladoga to phosphorus loading // Hydrobiologia. 1996. V. 322. P. 153–157.
79. Menshutkin V. V., Astrakhantsev G. P., Yegorova N. B., Rukhovets L. A., Simo T. L., Petrova N. A. Mathematical modelling the evolution and current conditions of Ladoga Lake ecosystem // Ecol. Modelling. 1998. V. 107. № 1. P. 1–24.
80. Бобылев А.В. Создание механизма управления экосистемой малого водохранилища в условиях возрастания антропогенной нагрузки (на примере Шершневого водохранилища, г. Челябинск): Автореф. ... канд. геогр. наук. Челябинск. 2012. 26 с.
81. Максимович Н.Г., Ворончихина Е.А., Пьянков С.В., Первова М.С., Шавнина Ю.Н. Оценка мощности и экологических характеристик донных отложений водохранилища с помощью геоинформационного моделирования // Инженерные изыскания. 2011. № 1. С. 1–7.
82. Сапрыгин В.В. Изучение распределения хлорофилла *a* в Азовском море по данным дистанционного зондирования Земли из космоса и результатам судовых измерений: Автореф. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону. 2011. 25 с.

УДК 504.45.054

К вопросу выбора тест-чувствительных гидробионтов для биотестирования воды в лабораторных, производственных и естественных условиях

© 2014. С. А. Нефедова, д.б.н., профессор, А. А. Коровушкин, д.б.н., профессор,
Д. Г. Минин, аспирант, Л. Б. Зутова, соискатель, И. А. Ипатов, аспирант,
Рязанский государственный агротехнологический университет им. П. А. Костычева,
e-mail: nefedova-s-a@mail.ru, korovuschkin@mail.ru

Согласно полученным результатам, на производстве в качестве тест-объектов необходимо использовать биоту активного ила, в лабораторных условиях выбор между дафниями и цериодафниями должен зависеть от сезона года, при анализе поверхностных вод следует акцентировать внимание на моллюсках и рыбах. В лабораторных условиях при проведении биотестирования сточной воды на токсичность рекомендуем использовать в весенне-летний период *Ceriodaphnia affinis*, в осенне-зимний *Daphnia magna*, что связано с особенностью реакции этих низших ракообразных к составу вод, свойственному разным сезонам года.

При оценке биологической очистки стоков в промышленных условиях следует учитывать сезонные изменения биоценоза активного ила. Маркерными показателями его нарушений является возрастание численности нитчатых бактерий – в 6 раз в весенне-летний, в 4 раза в осенне-зимний период. При начале гелевого вспухания индикаторным объектом является род *Zooglea ramigera*, численность которого возрастает в 2 раза относительно удовлетворительного состава активного ила.

При выявлении показателей биотестирования на представителях гидробиоты естественных водоёмов учитывали эколого-физиологические показатели адаптивной реакции моллюсков и рыб к поллютантам. К трёхлетнему возрасту у моллюсков из загрязнённого створа водоёма содержание ТБК-активных продуктов перекисного окисления липидов увеличивается на 20,3% в гепатопанкреасе, 24,5% в мышечной ткани, 38,7% в жабрах, 30,6% в гонадах.

При критическом накоплении донными отложениями меди 8,0 мг/кг и цинка 46 мг/кг аккумуляция этих поллютантов в печени рыб происходит не одинаково. Так, идёт активная реакция на медь, её количество в маркерном органе трёхлетней особи окуня возрастает до 16,8 мг/кг. Накопление цинка в печени рыб из загрязнённого водоёма идёт медленно, количество поллютанта в органе 20,3 мг/кг, то есть в 2 раза ниже, чем в среде обитания. Таким образом, при загрязнении воды цинком печень не является тест-чувствительным объектом.

According to the results obtained, in industry conditions active sludge biota should be used as a test-object, in laboratory conditions one should choose between *Daphnia* and *Ceriodaphnia* depending on the season, during the analysis of surface water one should focus on shellfish and fish.

In laboratory conditions at biotesting wastewater toxicity it is recommended to use *Ceriodaphnia affinis* in spring-summer, and *Daphnia magna* in autumn-winter, which is caused by the special response of these lower crustaceans to the water composition, peculiar for a definite season.

At assessing biological wastewater treatment in industrial conditions seasonal changes of active silt biocenosis should be taken into account. The marker of its violation is the increasing number of thread bacteria: 6 times increase in spring-summer, 4 times increase in autumn-winter. At the beginning of gel foaming the display object is the genus *Zooglea ramigera*, its number increases 2 times as compared with the tolerable sludge composition.

Identifying biotesting indicators with the representatives of the natural water bodies' hydrobiota we took into account ecological and physiological indicators of mollusks' and fish's adaptive responses to pollutants. By 3 years of age in shellfish from polluted target reservoir, the content of TBA-active products of lipid peroxidation increases by 20.3% in the liver, by 24.5% in muscle tissue, 38.7% in the gills, and by 30.6% in the gonads.

In case of critical accumulation of copper 8.0 mg/kg and zinc 46 mg/kg in sediments, accumulation of the pollutants in fish liver is not the same. There is an active reaction to copper, its amount in the marker organ of a three-year-old perch increases to 16.8 mg/kg. Zinc accumulation in the liver of fish in a polluted water body takes place rather slowly, the amount of the pollutant in the organ is 20.3 mg/kg, that is in 2 times less than in the environment. Thus, liver is not a test-sensitive object at water pollution with zinc.

Ключевые слова: адаптация, биотестирование, активный ил,
дафнии, цериодафнии, моллюски, рыбы.

Keywords: adaptation, biotesting, activated sludge, daphnia, ceriodaphnia, shellfish, fish.

Биотестирование – обязательный элемент современной системы контроля качества вод. Актуальными являются исследования влияния абиотических факторов в природных и производственных условиях с целью установления пределов толерантности и оценки устой-

чивости организмов к внешним воздействиям [1]. Особенности и проблемам методов экологического контроля в производственных [2], лабораторных и естественных условиях, а также в аграрной и животноводческой отраслях [3] уделяется всё больше внимания. В последнее время предлагается использовать активный ил очистных сооружений при биологической рекультивации почв [4]. Микро-население ила служит индикатором процесса очистки сточных вод [5]. При выявлении новых параметров для биотестирования в производственных условиях в качестве тест-чувствительного объекта наиболее перспективно использовать активный ил очистных сооружений при условии, что в зависимости от сезона года следует акцентировать внимание на разных представителях его биоты.

В лабораториях для биотестирования чаще всего используют либо дафний, либо цериодафний. При проведении прецизионности биотестирования воды на токсичность с применением этих низших ракообразных не всегда совпадает результат анализа, что вызывает тревогу за достоверность показателя токсичности воды.

При проведении биотестирования с представителями гидробиоты естественных водоёмов необходимо учитывать, что с эколого-физиологической точки зрения моллюски и рыбы являются наиболее тест-чувствительными объектами для этой цели. Они обладают длительным онтогенезом при узком трофическом и репродуктивном ареале. Моллюски находятся в постоянном контакте с загрязнённой поверхностной водой и донными отложениями, питаются путём фильтрации, накапливая поллютанты в своём организме. При действии поллютантов в организме моллюсков формируются изменения физиологических механизмов адаптационных процессов, проявляющиеся в развитии окислительного стресса и подавлении, либо стимуляции главных антиоксидантных ферментов [6]. Таким образом, при биотестировании необходимо учитывать динамику физиологических показателей гидробиоты естественных водоёмов при изменении среды.

Рыбы в биогеоценозах занимают верхний трофический уровень и обладают выраженной способностью реагировать на поллютанты. Направленность изменений, происходящих в организме моллюсков и рыб под влиянием загрязняющих веществ, зависит от характера загрязнения и его токсичности, концентрации токсичных веществ в воде и содержания их в кормовых объектах, особенностей гидро-

логического и гидрохимического режима водоёмов, сезона года [7]. Таким образом, в биотестировании большое значение имеют приспособительные реакции организмов к изменению среды. Поиск маркерных показателей тест-объектов, отражающих их адаптивные свойства к гидрохимическому составу сточных, поверхностных вод и донных отложений, остаётся актуальным направлением экологических исследований, что обосновывает использование предлагаемых нами методов для оценки качества воды.

Целью нашей работы является выбор тест-чувствительных гидробионтов для биотестирования воды в лабораторных, производственных и естественных условиях.

В ходе работы решались следующие задачи:

- выявить наиболее перспективный род низших ракообразных (дафний или цериодафний) для проведения биотестирования сточной воды в различные сезоны года;

- выявить закономерности реакции активного ила на состав сточных вод в различные сезоны года и обосновать применение полученных показателей при биотестировании;

- выявить показатели реакции моллюсков и рыб на гидрохимический состав поверхностных вод и донных отложений и обосновать к использованию полученные данные для проведения биотестирования.

Работа проводилась в Федеральном государственном бюджетном образовательном учреждении высшего профессионального образования «Рязанский государственный агротехнологический университет имени П. А. Костычева» (ФГБОУ ВПО РГАТУ). Гидрохимический анализ сточных вод проводили согласно методикам ПНДФ 14.1:2.1-95 и ПНДФ 14.1;2.95-95 на спектрофотометре КФК-3-01. В лабораторных условиях определяли показатели выживаемости и плодовитости ракообразных *Daphnia magna* Straus и *Ceriodaphnia affinis* Lilljebor [8]. В производственных условиях адаптивные реакции гидробиоты активного ила аэротенков очистных сооружений анализировали согласно методике проведения технологического контроля работы сооружений по очистке сточных вод [9].

Поверхностные воды и донные отложения исследовались на содержание поллютантов общепринятыми методами фотоэлектроколориметрического и атомно-адсорбционного анализа: донные отложения медь и цинк – ПНДФ 16.1:2.2:3.48-06; поверхностную воду анализировали на биологическое потребление

Таблица 1

Типы загрязнения створов в водоёме

Показатели	1 тип (контрольный створ)		2 тип (загрязнённый створ)	
	в донных отложениях (мг/кг)	в поверхностных водах (мг/дм ³)	в донных отложениях (мг/кг)	в поверхностных водах (мг/дм ³)
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³	-	2,8±0,4	-	2,7±0,3
ХПК, мг/дм ³	-	18,0±3,3	-	21,2±9,3
Хлорид-ион, мг/дм ³	-	25,1±3,1	-	19,2±13,1
Фосфат-ион, мг/дм ³	-	0,14±0,09	-	0,25±1,14
Аммонийный ион, мг/дм ³	-	0,58±0,08	-	0,62±0,18
Медь, мг/кг	1,5±0,2	0,006±0,002	46±1	0,56±0,002
Цинк, мг/кг	1,0±0,03	0,007±0,001	15±1,2	0,69±0,002

кислорода (БПК₅) – ПНДФ 14.1:2:3:4.123-97; химическое потребление кислорода (ХПК) – ПНДФ 14.1:2.100-97; содержание хлорид-ионов – РД 52.24.402-2005; фосфат-ионов (по Р) – РД 52.24.382-2005; ионов аммония – ПНДФ 14.1:2.1-95; цинка – ПНДФ 14.1:2.60-96 и меди – ПНДФ 16.1:2:2.2.48-06 (табл. 1).

Влияние загрязнения поверхностных вод и донных отложений на печень окуней анализировали согласно ГОСТ 26934-86 (цинк) и ГОСТ 26931-86 (медь). Использовали следующие экспериментальные группы рыб: 1 – особи в возрасте 3 года и весом 150 ± 10 г, обитающие в створе 1; группа 2 – окуни в возрасте 3 года и весом 120 ± 10 г, обитающие в створе 2. В тех же створах анализировали моллюсков возраста 3-х и 5-ти лет рода *Unio* по концентрации ТБК-активных продуктов перекисного окисления липидов в их органах и тканях (гонадах, мышечной ткани, жабрах и гепатопанкреасе) [10]. Расчёты производили с помощью программы LabExpert.

Результаты и их обсуждение

Нами было замечено, что два вида низших ракообразных, которых используют в лабораторных условиях при проведении биотестирования, а именно *Daphnia magna* Straus и *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, не одинаково реагируют на состав сточных вод, поступающих на очистные сооружения в различные сезоны года. Таким образом, мы посчитали необходимым проследить динамику показателей адаптивной реакции этих ракообразных к гидрохимическому составу стоков (в зависимости от сезона года) и предложить использовать полученные нами результаты в качестве маркерных при биотестировании воды для определения её токсичности.

В весенне-летний период в сточных водах наблюдается превышение аммонийных ионов. В таких стоках выживаемость *Daphnia magna* высокая. Для вида *Ceriodaphnia affinis* концентрация аммонийных ионов в сточных водах имеет определяющее значение (табл. 2). При концентрации 3,5 мг/дм³ и 4,6 мг/дм³ ионы аммония оказали токсичное действие на ракообразных двух родов.

В осенне-зимний период в сточных водах повышается концентрация хлорид-ионов (табл. 3). При превышении ПДК по хлорид-иону в 1,5 раза выживаемость *Daphnia magna* снизилась на 46%, *Ceriodaphnia affinis* на 41%. Рачки *Daphnia magna* по показателю «плодовитость» также обладают более высокой чувствительностью, чем рачки *Ceriodaphnia affinis*.

При концентрации 500 мг/дм³ плодовитость у *Daphnia magna* снизилась в 2 раза, у *Ceriodaphnia affinis* на 1,44 экз./самку.

Далее мы проанализировали индикаторные показатели биоты активного ила аэротенков в разные сезоны года при предотвращении его вспухания, то есть при изменении состояния биоценоза активного ила в неблагоприятных экологических условиях, характеризующихся увеличением объёма ила и нарушением его седиментационных свойств.

По характеру изменений, происходящих в активном иле, вспухание подразделяется на два основных типа: гелевое – развивается вследствие чрезмерного продуцирования экзополимерного геля гетеротрофными сапрофитными бактериями активного ила в ответ на присутствие в сточных водах трудноокисляемых или биологически неокисляемых веществ промышленного происхождения; нитчатое – развивается вследствие резкого увеличения численности нитчатых и мицелиальных форм

Таблица 2

Выживаемость и плодовитость ракообразных в зависимости от концентрации аммонийного иона в сточных водах в весенне-летний период*

Количество ионов аммония в сточной воде, мг/дм ³	<i>Daphnia magna</i>		<i>Ceriodaphnia affinis</i>	
	выживаемость, %	плодовитость, экз./самку	выживаемость, %	плодовитость, экз./самку
0 (контроль)	100	7,15	100	20,36
0,50	100	5,87	100	18,75
0,55	100	6,59	94	19,58
3,50	83	4,97	35	10,18
4,60	76	4,31	27	9,34

* Примечание: здесь и далее $P \leq 0,05$.

организмов (хламидобактерий, сапрофитных грибов, цианобактерий) [11].

Летний биоценоз активного ила при прочих равных условиях (состав сточных вод, режим эксплуатации сооружений) по видовому составу несколько богаче зимнего (табл. 4).

Сравнительная характеристика удовлетворительного (норма) и неудовлетворительного (вспухание) состава биоценозов активного ила в различные сезоны показала, что при мониторинговой оценке процесса биологической очистки обязательно следует учитывать сезонные изменения биоценоза ила. Если действие неблагоприятного фактора нарастает или долго сохраняется, затрагиваются всё новые виды биоты и, в результате, при минимальном видовом разнообразии наблюдается максимальная численность наиболее устойчивых видов.

Согласно полученным данным, в аэротенках в летние месяцы присутствует большое количество голых амёб – 31 экз./100 см³ пробы, в сравнении с зимними месяцами разница составляет 50%. При гелевом вспухании активного ила в летний период года численность амёб возрастает на 48%, при нитчатом вспухании на 13%. Тогда как в зимний период года при начале нитчатого вспухания численность увеличивается на 13%, при гелевом – снижается на 50%.

Значительное увеличение численности мелких жгутиконосцев в летний период (более

16 экз./100 см³) свидетельствует о нарушениях, вызванных неудовлетворительным обеспечением процесса очистки, следствием которого является распад хлопьев ила – дефлокуляция. Численность жгутиковых возрастает в весенние месяцы. По сравнению с зимним периодом жгутиковые увеличиваются в численности на 25%. При начале процесса нитчатого вспухания численность их в весенне-летний период года увеличивается на 43%, гелевого – уменьшается на 31%; в осенне-зимний период в первом случае численность возрастает на 20%, во втором – снижается на 20%.

Таким образом, в норме численность свободноплавающих инфузорий активного ила в весенне-летний период не должна превышать более 24 экз./100 см³, а в осенне-зимний 13 экз./100 см³. Превышение численности ведёт к вспуханию активного ила. При этом численность прикрепленных инфузорий в летний период составляет 4 экз./100 см³, в осенне-зимний период – 46 экз./100 см³. При вспухании ила прикрепленные инфузории не обнаружены.

Численность нитчатых бактерий при удовлетворительном составе активного ила в весенне-летний период составляет 5 экз./100 см³, в осенне-зимний период – 3 экз./100 см³. При нитчатом вспухании численность нитчатых бактерий возрастает в 6 раз в весенне-летний период года, в 4 раза в осенне-зимний

Таблица 3

Динамика выживаемости и плодовитости ракообразных в зависимости от концентрации хлорид-ионов в сточных водах в осенне-зимний период

Количество хлорид-ионов в сточной воде, мг/дм ³	<i>Daphnia magna</i>		<i>Ceriodaphnia affinis</i>	
	выживаемость, %	плодовитость, экз./самку	выживаемость, %	плодовитость, экз./самку
0 (контроль)	100	7,11	100	24,39
200	99	6,95	100	24,30
300	95	6,82	98	24,32
400	72	5,97	93	23,41
500	54	3,65	89	22,95

период. Нитчатые бактерии являются индикаторным тест-объектом скорого наступления нитчатого вспухания ила.

Численность коловраток преобладает в зимнее время года и составляет в норме 24 экз./100 см³. Летом их вытесняют другие виды биоты активного ила, и, в случае если их численность не более 5 экз./100 см³, в иле наступает критическое состояние для поддержания трофической цепи в норме.

При проявлении нитчатого или гелевого вспухания коловратки погибают.

Сокращение видового разнообразия биоты активного ила при размножении бактерий рода *Zooglea* позволяет констатировать начало его гелевого вспухания. При удовлетворительном составе активного ила численность *Zoogloea ramigera* в весенне-летний период 19 колоний (число колоний приведено в расчёте на 1 мл иловой смеси), в осенне-зимний период года снижается до 10 колоний. При гелевом вспухании численность колоний бактерий увеличивается в 2 раза в независимости от времени года. При нитчатом вспухании численность *Zoogloea ramigera* не отличается от удовлетворительного состава, в весенне-летний период 14 колоний, в осенне-зимний – 13 колоний.

При выявлении показателей биотестирования в естественных водоёмах учитывали

эколого-физиологические аспекты адаптивности моллюсков и рыб. Количество ТБК-активных продуктов в организмах моллюсков из створа 1 и створа 2 существенно различается (табл. 5). По сравнению с показателями моллюсков, выловленных из чистых водоёмов, содержание ТБК-активных продуктов у особей из загрязнённых водоёмов значительно увеличилось. У трёхлетних моллюсков содержание продуктов перекисного окисления липидов увеличилось на 20,3% в гепатопанкреасе, 24,5% в мышечной ткани, 38,7% в жабрах, 30,6% в гонадах. У пятилетних моллюсков разница составила 19,6% в гепатопанкреасе, 20% в мышечной ткани, 30,7% в жабрах и 26,6% в гонадах. У моллюсков двух возрастных групп ярко выражена реакция на качество водной среды.

Таким образом, рекомендуем использовать показатели количества ТБК-активных продуктов при проведении биотестирования.

В водоёмах, где в донных отложениях обнаружено содержание меди и цинка в пределах ПДК при практически равных условиях по остальным гидрохимическим показателям, та же тенденция сохраняется и в печени окуней, количество меди в печени у этих рыб 0,4 мг/кг, цинка 2,9 мг/кг.

Надо отметить, что в экологически благополучных водоёмах в любом случае проис-

Таблица 4

Характеристика видового состава биоты активного ила аэротенков в различные сезоны года

Видовой состав активного ила	Сезон года											
	лето			осень			зима			весна		
	состояние ила											
	норма	вспухание		норма	вспухание		норма	вспухание		норма	вспухание	
	нитчатое	гелевое		нитчатое	гелевое		нитчатое	гелевое		нитчатое	гелевое	
Амёба голая <i>Amoebina</i> , экз./100 см ³	31	56	42	9	19	11	15	17	9	15	42	35
Жгутиковые <i>Mastigophora</i> , экз./100 см ³	16	28	11	11	15	10	10	12	8	19	25	15
Свободноплавающие инфузории <i>Tintinnoidea</i> , экз./100 см ³	24	41	57	25	35	41	13	18	15	19	26	39
Прикреплённые инфузории <i>Vorticella</i> , экз./100 см ³	4	-	-	15	-	-	46	-	-	3	-	-
Нитчатые бактерии, экз./100 см ³	5	29	-	3	16	-	3	12	-	4	17	-
Коловратки <i>Rotatoria</i> , экз./100 см ³	5	-	-	7	-	-	24	-	-	9	-	-
<i>Zoogloea ramigera</i> (число колоний) (×10 ²)	19	14	39	13	11	23	10	13	21	21	24	45

Таблица 5

Содержание ТБК-активных продуктов в организме моллюсков, обитающих в различных экологических условиях

Органы	Содержание ТБК-активных продуктов в организме моллюсков, мкмоль/г			
	Створы			
	1	2	1	2
	возрастные группы моллюсков			
	3 года		5 лет	
Гепатопанкреас	15,9±0,4	19,1±0,3	16,3±0,3	19,5±0,7
Мышечная ткань	18,4±0,3	22,9±0,3	19,5±0,6	23,4±0,7
Жабры	15,0±0,4	20,8±0,4	16,3±0,3	21,3±0,5
Гонады	19,3±0,3	25,2±0,3	19,9±0,4	25,2±0,6

ходит аккумуляция поллютантов организмом, но процесс медленный и не оказывает влияние на особь.

При критическом накоплении донными отложениями меди 8,0 мг/кг и цинка 46 мг/кг накопление поллютантов в печени рыб происходит не одинаково. Так, идёт активная реакция на медь, её количество в маркерном органе трёхлетней особи окуня возрастает до 16,8 мг/кг. Накопление цинка в печени рыб из загрязнённого водоёма идёт медленно, количество поллютанта в органе 20,3 мг/кг, то есть в 2 раза ниже, чем в среде обитания. Таким образом, при загрязнении воды цинком печень не является тест-чувствительным объектом. Рекомендуем использовать эти данные при проведении биотестирования.

Заключение

Низшие ракообразные, используемые нами в лабораторных условиях в качестве тест-объектов для биотестирования, проявляют неодинаковую адаптивную реакцию к гидрохимическому составу сточных вод в разные сезоны года. Приоритетными поллютантами в воде в весенне-летний период является ион аммония, а в осенне-зимний – хлорид-ион. При проведении биотестирования сточной воды на токсичность рекомендуем использовать в качестве тест-объекта в весенне-летний период *Ceriodaphnia affinis* в осенне-зимний – *Daphnia magna*.

При работе в производственных условиях с активным илом необходимо учитывать его состав в разные периоды года. Маркерными показателями являются нитчатые бактерии при нитчатом вспухании. Их численность в критических ситуациях возрастает в 6 раз в весенне-летний период года, в 4 раза в осенне-зимний период. При начале процесса гелевого вспухания тест-объектом является *Zooglea*

ramigera. Численность колоний бактерий возрастает в 2 раза относительно удовлетворительного состава активного ила. Таким образом, показатели, отражающие реакции адаптации биоты активного ила к различным поллютантам, свойственным сточным водам в зависимости от сезона года, необходимо использовать для прогнозирования и предотвращения его вспухания.

Высокой тест-чувствительностью на загрязнение водоёмов цинком и медью обладают жабры и гонады моллюсков. Результаты исследования показывают существенные различия влияния качества среды обитания на эти органы и подтверждаются данными гидрохимического анализа, что говорит о достоверности методики, основанной на сравнении концентрации ТБК-активных продуктов в организме моллюсков.

Сравнение значений содержания цинка в печени окуней из разных по экологическому состоянию створов одного водоёма показало, что этот орган не является маркерным при загрязнении воды и донных отложений данным поллютантом, тогда как для меди обнаруживается достоверная зависимость.

Выявленные закономерности позволяют использовать полученные нами показатели гидробиоты при биотестировании воды на токсичность.

Литература

1. Нефедова С.А. Эколого-физиологические механизмы адаптации животных к антропогенным воздействиям (на примере Рязанской области): Автореф. дис... д-ра биол. наук. Петрозаводск. 2011. 52 с.
2. Ломаш С.И. Особенности и проблемы методов производственного экологического контроля// Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 102–108.
3. Нефедова С.А., Коровушкин А.А., Зутова Л.Б. Эффективность очистки сточных вод, используемых для

водопоя сельскохозяйственных животных, во взаимосвязи с биоиндикационными реакциями биоты водоёмов // Вестник Рязанского государственного агротехнологического университета. 2014. № 1 (21). С. 64–69.

4. Швецова И.Н., Батракова Г.М., Зайцева Т.А. Обоснование использования активного ила для биологической рекультивации почв, загрязнённых ароматическими аминами (анилином) // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 1. С. 17–21.

5. Поминчук Ю.А., Коровушкин А.А. Индикаторные организмы активного ила на сооружениях биологической очистки // Вестник Рязанского государственного агротехнологического университета имени П.А. Костычева. 2010. № 4. С. 37–38.

6. Гханнам Х.Ю. Свободнорадикальный гомеостаз моллюсков *Unio pictorum* в норме и при воздействии тяжёлых металлов: Автореферат дис... канд. биол. наук. Астрахань. 2011. 19 с.

7. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. М.: Лёгкая и пищевая промышленность, 1983. 320 с.

8. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: ЭФИА, НИИ-Природа, 2002. 61 с.

9. Методика проведения технологического контроля работы сооружений по очистки сточных вод // Pandia.ru: Энциклопедия знаний. [Электронный ресурс] – Режим доступа <http://www.pandia.ru/text/78/102/615-24.php>.

10. Метод определения концентрации малонового диальдегида в сыворотке крови // BioXplorer: Секреты биологии. [Электронный ресурс] – Режим доступа <http://www.bioxplorer.ru/bilers-1079-1.html>.

11. Жмур Н.С. Управление процессом и контроль результата очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: Луч, 1997. 168 с.

Первое информационное сообщение

В октябре 2015 г. на базе Вятской государственной сельскохозяйственной академии (г. Киров) планируется проведение 2-й международной научно-практической конференции «Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах», посвящённой 105-летию со дня рождения выдающегося российского альголога, д.б.н., профессора Эмилии Адриановны Штиной.

Э. А. Штина (1910–2007) почти 70 лет занималась изучением водной и почвенной альгофлоры. Вместе с М. М. Голлербахом она явилась создателем нового направления в изучении почвенной микробиоты – почвенной альгологии. Их совместные монографии «Почвенные водоросли» (1969 г.) и «Экология почвенных водорослей» (1976 г.) стали классикой почвенной альгологии.

В 2010 г. состоялась 1-я Международная конференция «Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах», посвящённая 100-летию со дня рождения Э. А. Штиной, которая собрала ведущих учёных-альгологов, микробиологов, ботаников, почвоведов, микологов, физиологов растений России и ближнего зарубежья. В резолюции конференции отмечалась необходимость проведения подобных научных форумов каждые 5 лет.

Основные планируемые направления работы конференции

- Роль водорослей и цианобактерий в природных, сельскохозяйственных и техногенных экосистемах
- Флора и систематика водорослей и цианобактерий
- Физиология, биохимия и экология фототрофных микроорганизмов
- Изучение взаимодействия водорослей и цианобактерий с другими организмами
- Использование водорослей и цианобактерий в биомониторинге состояния окружающей среды: биотестирование и биоиндикация
- Водоросли и цианобактерии в биоремедиации загрязнённых территорий
- Практическое использование водорослей и цианобактерий.
- Приглашаем всех заинтересованных лиц принять участие в обсуждении программы и работе конференции.

Контакты: (8332) 57-43-14, nm-flora@rambler.ru

Опыт интерпретации результатов биотестирования поверхностных вод при химическом и радиоактивном загрязнении

© 2014 г. А. С. Олькова¹, к.т.н., доцент, Е. В. Дабах^{2,3}, к.б.н., доцент, с.н.с.,

¹Вятский государственный гуманитарный университет,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

Проведён сравнительный анализ результатов определения химического состава и биотестирования проб воды из загрязнённых водоёмов в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка с целью выявить возможные закономерные связи между химическими показателями и токсичностью в сложной многокомпонентой природно-техногенной системе.

Отмечено, что при небольшом перечне загрязняющих веществ 2 и 3 класса опасности и при относительно невысоких концентрациях их в растворах проявляется токсичность, в первую очередь, в биотесте на *Paramecium caudatum*. Все пробы, содержащие элементы первого класса опасности: таллий, бериллий, мышьяк, уран – в значимых количествах (близких к ПДК), оказались токсичными для рачков *Daphnia magna*.

В некоторых пробах воды, содержащих элементы 1 и 2 класса опасности в концентрациях, близких к предельно допустимым, в биотесте с использованием *P. caudatum* дается заключение об отсутствии токсичности, поскольку реакция простейших проявляется в стимуляции хемотаксиса инфузорий. Повышение двигательной активности может рассматриваться как начальная стадия токсического эффекта, при увеличении экспозиции особи начинают погибать. Радиоактивное загрязнение воды в пределах 0,4 УВ (уровень вмешательства) ²³⁸U, так же как и выявленные дозы внешнего гамма-излучения (максимум – 0,6 мкЗв/час), по-видимому, не оказывает влияния на токсичность воды.

The article presents comparative analysis of the results of chemical analysis and bioassay of water samples from polluted water-bodies in the area of Kirov-Chepetsk chemical plants. The aim is to determine some possible natural connections between chemical characteristics and toxicity in the complex multicomponent natural-man-made system.

It is noted that when there are few pollutants of 2 and 3 hazard class and at a relatively low concentration in the solution, the toxicity is manifested primarily in the bioassay of *Paramecium caudatum*. All samples containing the elements of the first hazard class, such as thallium, beryllium, arsenic, uranium in significant amounts (close to MPC), were toxic to crustaceans *Daphnia magna*.

Test results with some water samples containing elements of 1st and 2nd hazard class in concentrations close to the maximum allowable show absence of toxicity in bioassay using *P. caudatum*, since the reaction of animalcules consists in stimulating ciliates' chemotaxis. Increase in locomotor activity can be considered as the initial stage of the toxic effect, with increasing exposure their dying starts. Radioactive contamination of water within 0.4 HC (interference level) ²³⁸U, as well as the identified external gamma radiation dose (max – 0.6 mSv / h), apparently has no effect on water toxicity.

Ключевые слова: биотестирование, поверхностные воды, химическое загрязнение, радиохимическое загрязнение.

Keywords: biological testing, surface water, chemical pollution, radiochemical contamination.

Качество воды поверхностных водных объектов оценивается по химическим и биологическим показателям, в частности, по результатам, полученным методами биотестирования.

Одной из проблем методологии биотестирования является интерпретация данных о токсичности природных вод, находящихся под техногенным влиянием, а также поиск зависимостей между содержанием загрязняющих веществ и обнаруженной интегральной токсичностью.

Исследования в этой области направлены в основном на определение чувствительности тест-объектов к наиболее распространённым токсикантам, таким, как тяжёлые металлы, не-

фтепродукты, фенолы, пестициды. В качестве тест-объектов широко используются организмы разной систематической и трофической принадлежности. Например, распространены биотесты на ветвистоусых рачках дафниях и цериодафниях, наличие нервной системы у которых делает их высоко чувствительными к фосфорорганическим (ФОС), хлорорганическим соединениям (ХОС) и некоторым соединениям тяжёлых металлов, ингибирующим ацетилхолинэстеразу [1]. Летальные концентрации меди для этой группы организмов начинаются с 10–20 мкг/дм³, цинка – с 480–680 мкг/дм³, кадмия – с 38–55 мкг/дм³ [2, 3].

К соединениям тяжёлых металлов высоко чувствительны инфузории и бактерии различной видовой принадлежности. Ответная реакция проявляется на уровне долей ПДК при условии подвижного состояния элемента [4].

Известно, что токсическое действие соединений тяжёлых металлов и многих других веществ всегда зависит от содержания органических веществ в водах, pH, жёсткости, физических факторов [5, 6]. Сорбционно-аккумулирующая деятельность гидробионтов, размер органических частиц могут определять формы присутствия металлов в водах [7]. Обычно наиболее подвижны в растворах и токсичны свободные ионы металлов. Например, ионы Al^{3+} и Cu^{2+} более токсичны, чем ионы $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$ и $Cu(OH)^+$.

Присутствие в водах взвешенных частиц и растворённого органического вещества создаёт условия для перехода лабильных форм металла в связанные и закомплексованные. По способности к комплексообразованию с органическими лигандами в поверхностных водах металлы располагаются в следующий ряд: Sr (<1%) = Mn (<1%) < Zn (10%) < Ni (25%) < Al (30%) < Cu (65%) < Fe (99%) [8]. Многие металлы присутствуют в водах в соединениях с органическими веществами. Например, расчётным путём показано, что в пресных поверхностных водах до 99% ртути находится в комплексе с органическими веществами [9]. Считается, что комплексообразование с растворённым органическим веществом является определяющим фактором для поддержания буферной ёмкости пресноводных экосистем к металлам [7]. Комплексообразование металлов с органическими кислотами зависит от молекулярной массы органических соединений, от концентрации металлов и лигандов, от pH. Способностью к комплексообразованию обладают неспецифические органические соединения: кислоты, сложные эфиры, фенолы, амины, аминокислоты, углеводы, белковоподобные вещества [10], а также специфические высокомолекулярные органические кислоты: гуминовые и фульвокислоты. Комплексообразование с участием металлов при повышении pH возрастает [11].

В условиях подкисления среды содержание ионных форм металлов возрастает вследствие ускоренного вымывания кислыми осадками элементов из слагающих пород, высвобождения из донных отложений и минеральных частиц [12].

Совместное присутствие элементов в природных водах и почвенных растворах обуслов-

ливает явления синергизма и антагонизма ионов. Продукты распада и взаимодействия отдельных химических веществ могут оказаться токсичнее исходных соединений [13].

Химическое загрязнение природных вод приводит к нарушению сложившегося равновесия. При поступлении сточных вод предприятий изменяется состав природных вод, условия миграции элементов и их соединений. Комплексное неблагоприятное воздействие загрязняющих веществ на живые организмы оценивается методами биотестирования. Токсичность может быть связана со сверхнормативным накоплением биогенных элементов (например, азота) в воде, с поступлением ксенобиотиков, с переходом элементов из одной формы в другую – более токсичную и т. д. Изучение действия загрязняющих веществ на живые культуры основано, главным образом, на выявлении в модельных экспериментах с возрастающими концентрациями элемента (или его известных соединений) пороговых значений, при которых проявляется токсический эффект.

Целью настоящей работы является интерпретация результатов количественного химического анализа и биотестирования, полученных при анализе токсичных проб воды из загрязнённых водоёмов в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка, и выявление возможных закономерных связей между химическими показателями и токсичностью в сложной многокомпонентой природно-техногенной системе.

Материалы и методы исследований

Изучались поверхностные водоёмы и водотоки как природного, так и искусственного происхождения, расположенные в зоне влияния комплекса предприятий химической отрасли г. Кирово-Чепецка Кировской области (рис. 1). Завод минеральных удобрений (ЗМУ) и «Гало-Полимер», ранее объединяемые под названием Кирово-Чепецкий химический комбинат, расположены в долине реки Вятки. Их отходы и сточные воды оказывают влияние на качество воды в притоках Вятки: р. Проснице – притоке первого порядка, р. Елховке – притоке второго порядка, в многочисленных пойменных водоёмах: озёрах Бобровые, Берёзовое, Просное, а также в карьерах, дренажных канавах.

Элементный химический состав воды определялся методами масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (PQ-2, Elemental, Англия) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плаз-

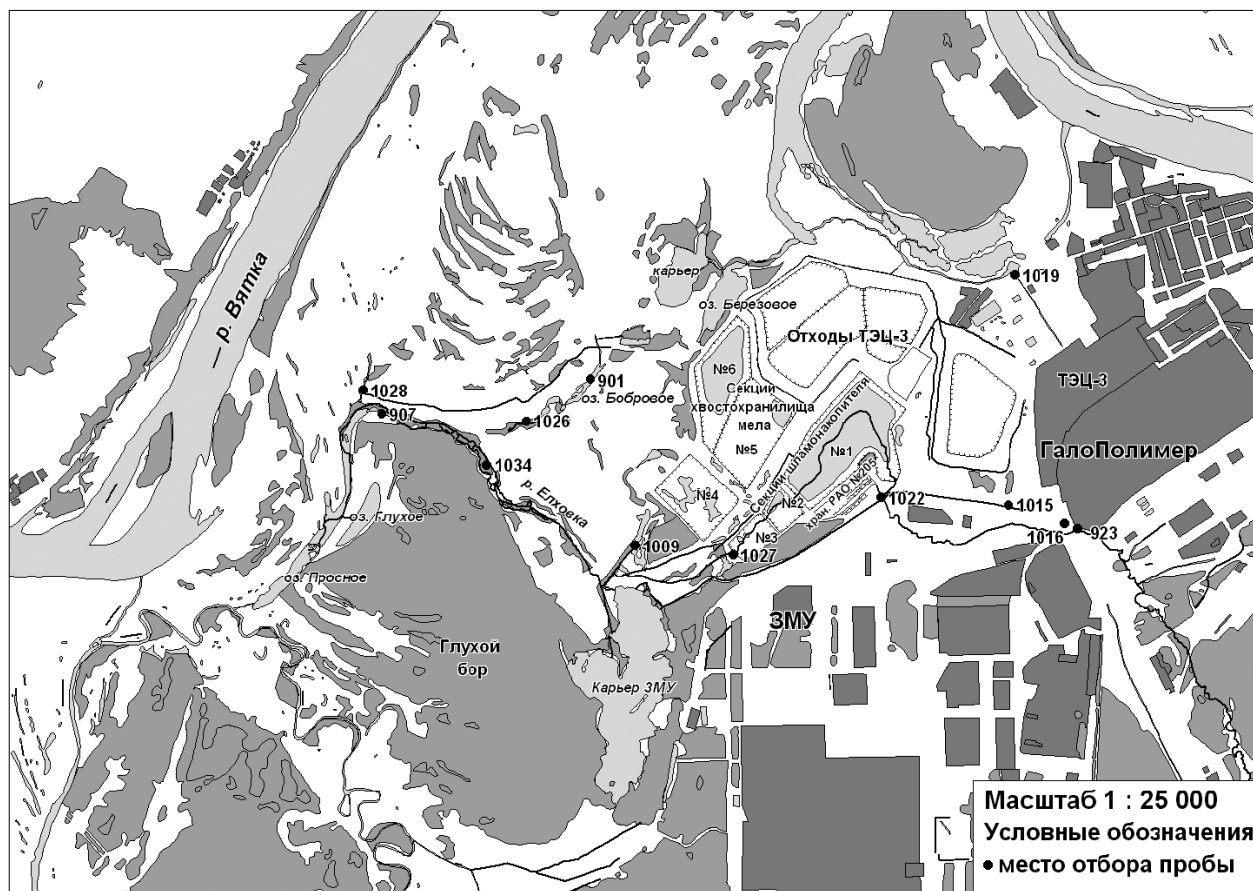


Рис. 1. Карта-схема района исследования с местами отбора проб.
(Хр. РАО – хранилище радиоактивных отходов; ЗМУ – Завод минеральных удобрений).

мой (ICAP-61, Thermo Jarrell Ash, США) в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка).

Ионный состав воды (содержание Na^+ , K^+ , Li^+ , NH_4^+ , F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) определялся методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер» в Научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета (г. Киров).

Определение удельной активности естественных и искусственных радионуклидов в воде проводили на спектрометрическом комплексе «Прогресс-2000» в Лаборатории миграции радионуклидов и радиохимии Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН (г. Сыктывкар).

Биотестирование выполнено на базе аккредитованной Научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета. При определении интегральной токсичности проб воды использовали два тест-объекта разных трофических групп: низших рако-

образных *Daphnia magna* Straus (дафнии) и простейших *Paramecium caudatum* Ehrenberg (инфузории).

Острую токсичность вод определяли по показателю смертности суточной молоди рачков *D. magna* за 96 часов [14].

Методика с использованием инфузорий основана на хемотаксической реакции тест-объекта в ответ на возможное присутствие в водной среде загрязняющих веществ: особи *P. caudatum* направленно перемещаются против градиента концентрации этих веществ, избегая их вредного воздействия [4]. Параметры поведенческой реакции инфузорий определяли с помощью прибора «Биотестер-2».

Предварительно была установлена чувствительность используемых тест-объектов к стандартным токсикантам в соответствии с требованиями аттестованных методик [4, 14].

Результаты исследований и их обсуждение

В качестве критерия для оценки степени загрязнения поверхностных вод использованы значения ПДК соответствующих эле-

Таблица 1

Оценка токсичности поверхностных вод в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка

Шифр пробы	Место отбора проб	Возможный источник загрязнения поверхностных вод	Класс опасности элемента, кратность превышения ПДК			рН	Заключение о токсичности
			1	2	3		
1034	Среднее течение р. Елховки	Грунтовые воды, поверхностный сток с прилегающих территорий	-	Sb 4.2 Br 2.8 Na 0.8	Al 1.6 Mn 2.8 Fe 3.3	7,60	Проба является токсичной в биотесте на <i>Paramecium caudatum</i> (умеренная степень токсичности)
1027	Водоём у 3-ей секции хранилища РАО*	Подземные воды, поверхностный сток	-	-	Mn 2.7 Fe 1.8	7,75	
1019	В районе ТЭЦ-3	Сточные воды ТЭЦ-3	-	-	Al 2.2 Mn 1.5 Fe 2	7,45	Проба является токсичной в биотесте на <i>Paramecium caudatum</i> (высокая степень токсичности)
1009	Оз. Сосновое	Подземные воды, выпуск сточных вод из 1-й секции шламонакопителя	-	Sb 1.2 Na 1.1	Mn 1.7	7,96	
907	Протока в старой дельте р. Елховки	Грунтовые воды, эрозия загрязнённых почв прибрежной полосы	-	F 1.1	-	7,56	
1016	«Шламовое болото» – в прошлом – место размещения отходов завода «ГалоПолимер»	Загрязнённые грунты, грунтовые воды	Be 1.1 As 1.14	Pb 1.3 Li 3 Na 1.2 F 1.8	Mg 1.1 Fe 15 Mn 11 V 1.1 Al 8.5	6,12/ 7,01**	Проба является токсичной в биотесте на <i>Daphnia magna</i>
1015	Канавы под трубопроводом, идущим от завода «ГалоПолимер» к 205 хранилищу РАО	Дефекты в трубах, по которым транспортировались отходы	As 0,85	Na 1 F 3	Mg 1,5 Fe 10 Mn 56	6,64/ 7,10	
1022	Дренажная канава у 205 хранилища РАО	Грунтовые воды	As 1.2 U 1.16	Sb 0.8; Na 3.8 Br 15	Mn 92 Ni 1.1 Mg 1.5 Fe 5	7,60	
1028	Отводная канава вдоль дороги	Подземные воды	Tl 1.3	Sr 7.5 Ba 2.5 Cd 3 Li 0.7 Na 1.3 Br 1.1; Ni 9	Mn 216 Mg 2 Fe 2.7	6,48/ 7,11**	
923	Родник на выходе грунтовых вод на склоне к р. Елховке у завода «ГалоПолимер»	Грунтовые воды, загрязнённые грунты в области питания грунтовых вод	Tl 1.1 U 3.9	Li 40 Sb 26	-	7,55	Проба является токсичной в биотестах на <i>Paramecium caudatum</i> и <i>Daphnia magna</i>
1026/2	Оз. Бобровое – 3, глубина 4 м	Подземные воды	-	Sr 12	Mn 37	7,12	
901/3	Оз. Бобровое 1, глубина 5 м	Подземные воды	-	Sr 193; B 12 Li 1.4 Na 2.6;	Mn 23 Mg 1.6	7,68	

Примечание: *РАО – радиоактивные отходы; **– исходные значения в соответствии с методикой доводились до оптимальных значений; - – содержание элементов значительно ниже ПДК.

ментов в водоёмах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового значения [15]. Хотя большая часть обследуемых водных объектов к таковым не относится, для оценки вклада отдельных элементов в проявление токсичности проб воды необходим единый критерий, в качестве которого удобно использовать ПДК.

Вода в фоновом створе, расположенном выше по течению р. Елховки промзоны комбината, – гидрокарбонатно-кальциевая, с характерным для речных вод водородным показателем (рН 8,0) и средней жёсткостью (5,4 мг-экв/л). При высоком содержании марганца (4 ПДК) вода фоновой пробы не оказывает токсического действия на тест-объекты.

Из 37 проб, отобранных ниже по течению р. Елховки, а также из озёр, карьеров, болот и родников в зоне влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка, 12 проб оказались токсичными [16]. Характеристика этих проб приводится в таблице 1: указаны отношения содержания элемента в воде к его ПДК в тех пробах, в которых они близки к 1 или более 1; токсичные пробы объединены в группы в зависимости от результатов биотестирования по двум тест-объектам; отмечены возможные источники загрязнения.

Наиболее токсичными оказались пробы из высокоминерализованных глубоких слоёв Бобровых озёр (901/3 и 1026/2) и из водных объектов вблизи шламонакопителей и хвостохранилищ промышленной зоны (пробы 1009, 1016, 1022, 923).

Глубинные пробы воды из озёр Бобровое-1 (проба 901/3) и Бобровое-3 (проба 1026/2) токсичны в обоих биотестах. Эти пробы отличаются от других токсичных проб высокой минерализацией, обусловленной нитратом аммония. По многолетним данным в межень концентрация солей в оз. Бобровое-1 на глубине около 5 м превышает 60 г/дм³, в придонном слое мелководного озера Бобровое-3 в выемке на глубине около 4 м концентрация в 3 раза ниже. Возможно, токсичность проб связана как с высокой минерализацией растворов, так и с чрезвычайно высокой концентрацией стронция.

Все пробы, содержащие элементы первого класса опасности: таллий, бериллий, мышьяк, уран в значимых количествах (близких к ПДК), оказались токсичными для дафний. Механизм их токсического действия сходный: элементы блокируют сульфгидрильные группы белков или же вытесняют из некоторых ферментов другие металлы. Интерес к токсичности таллия связан с его повышенным

содержанием в районе металлургических заводов, электростанций, работающих на угле [17]. В районе исследования действует ТЭЦ-3. Однако повышенные концентрации таллия в воде приурочены, главным образом, к местам хранения отходов и сброса стоков завода «ГалоПолимер» (пробы 923 и 1028).

Бериллий обнаружен в пробе воды 1016 на заболоченном участке в районе завода «ГалоПолимер».

Известно, что этот чуждый живым организмам элемент практически не участвует в биологических процессах, вытесняет магний из ферментов. Он токсичен для большинства организмов, и районы, в которых содержание бериллия в питьевых водах составляет 2-3 ПДК, относят к зонам экологического бедствия [17, 18]. В отличие от большинства элементов II группы (кроме магния), бериллий относится к комплексообразователям. Устойчивые комплексы бериллий образует с галогенами, особенно фторид-ионом, не менее типичными аддендами являются OH^- , CO_3^{2-} и органические соединения. Труднорастворимые гидроксиды образуются при рН не выше 5,7 [19]. Возможно, образование комплексных бериллатов, в частности, с присутствующим в пробе фторид-ионом снижает токсичность пробы по отношению к инфузориям.

В двух пробах (1022 и 1015), токсичных в биотесте с дафниями, из элементов первого класса опасности в близких к предельно допустимым концентрациям и в превышающих их количествах присутствует мышьяк, в двух пробах (1022 и 923) – уран.

Из элементов второго класса опасности особый интерес представляет сурьма. Сурьма обнаружена в нескольких пробах (1009, 1022, 1034, 923). Этот элемент характеризуется преобладанием истинно растворённых форм и интенсивной миграцией в воде [20]. При невысоких превышениях ПДК на уровне 1,2–1,5 раза негативное действие сурьмы не достигает летальных эффектов для гидробионтов. Но при таких высоких концентрациях сурьмы в воде, которые отмечены в пробе 923–130 мкг/дм³, токсичность по отношению к инфузориям проявляется однозначно. В литературе отмечается способность сурьмы образовывать комплексы с органическими веществами [21]. Однако в присутствии железа до 95% органических лигандов расходуется на комплексы с железом, затем с алюминием, затем с другими элементами [8]. Возможно, именно благодаря высоким концентрациям железа и алюминия в пробе 1034 снижается хемотаксис инфузорий, и, при

более высокой концентрации сурьмы в ней по сравнению с пробой 1009 из озера Соснового, степень токсичности ниже.

В трёх токсичных пробах (901/3, 1026/2, 1028) отмечена высокая концентрация стронция. Стронций, как и сурьма, относится ко 2 классу опасности. Стронций часто ассоциируется с кальцием (это элементы-антагонисты), в меньшей степени с магнием. Отходы Завода минеральных удобрений богаты этим элементом. Он легко выщелачивается из сырья, шлама в широком диапазоне pH (6,8 – 9,3) [22]. Все указанные пробы, загрязнённые стронцием, проявляют токсичность в биотесте с дафниями.

В воде из протоки р. Елховки (т. 907) отмечается повышенное содержание фторид-иона. Элемент также относится ко 2 классу опасности. Вода из этой пробы оказывает острое токсическое действие только на инфузорий. Согласно литературным данным [23], токсического воздействия фторид-иона на дафний не обнаружено даже при концентрации фторида натрия в воде 120 мг/дм³. В то же время содержание в растворе фторида натрия в количестве 0,25 мг/дм³, соответствующих 0,17 ПДК, оказывало токсическое действие на инфузорий [24]. Отсутствие подобного эффекта в других пробах (1015, 1016), содержащих фторид-ион в более высоких концентрациях, чем в пробе 907, возможно вызвано присутствием ионов, способных связывать фторид-ион в растворимые комплексы типа $[AlF_6]^{3-}$ [19].

Алюминий, железо и марганец довольно часто присутствуют в природных водах и почвенных растворах таёжно-лесной зоны в количествах, превышающих ПДК, они относятся к элементам 3-го класса опасности. Но такие высокие концентрации марганца в воде, которые встречаются в районе химических предприятий, несомненно, обусловлены техногенезом.

В ряде проб несколько превышены значения ПДК ионов алюминия. Его токсическое действие активно исследуется [25]. Есть сведения, что он не опасен лишь при высоких значениях водородного показателя (pH > 8) в природных водах, тогда как при снижении pH воды алюминий становится высокотоксичным и вызывает массовую гибель молоди рыб [5]. В пробе с максимальным содержанием алюминия, отобранной на шламовом болоте (1016), реакция слабокислая. Однако токсический эффект, связанный с присутствием в растворе ионов Al^{3+} , будет нивелироваться при доведении pH до 7, а также за счёт образования комплексных соединений.

Одним из факторов, влияющих на токсичность, является жёсткость воды, обусловленная присутствием солей кальция и магния.

Известно, что в жёсткой воде, богатой кальцием и магнием, токсичность многих металлов снижается за счёт образования труднорастворимых комплексов, кроме того, высокое содержание кальция способствует снижению проницаемости биологических мембран [6, 7]. Максимальные значения жёсткости (свыше 25 мг-экв/л) отмечены в наиболее загрязнённых пробах (1015, 1016, 1022, 1028, 901/3), к жёстким (около 10 мг-экв/л) можно отнести воды в озёрах Сосновом (1009) и Бобровом (1026/3). Несмотря на такие различия показателя жёсткости воды, все перечисленные выше пробы токсичны.

В водных объектах в окрестностях КЧХК проявляется радиоактивное загрязнение, обусловленное существованием до начала 1990-х годов производства фторидов урана на заводе полимеров. В пяти пробах токсичных по отношению к дафниям (1015, 1016, 1022 и 1028, 923) отмечается повышенная по сравнению с фоном удельная активность радионуклидов. В пробах 1022 и 923 обнаружена довольно высокая концентрация урана – 116 и 388 мкг/дм³ соответственно (ПДК 100 мкг/дм³), удельная активность ^{238}U составила 885 и 1100 мБк/дм³ (уровень вмешательства – УВ – 3000 мБк/дм³) [26].

В работе [27] отмечено, что с повышением уровня организации гидробионтов возрастает их радиочувствительность. С этих позиций низшие ракообразные *D. magna*, в отличие от инфузорий, потенциально могли проявить ответную реакцию на радиоактивный фактор в зоне исследования, однако выявленная нами удельная активность урана не достигала уровней, способных вызвать гибель организмов. В работе [28] показано, что токсическое воздействие на дафний урана, как тяжёлого металла, преобладает над его радиотоксичностью как альфа-излучающего радионуклида. На токсичность воды, в частности, на показатели плодovitости *D. magna*, может оказывать влияние и внешнее гамма-излучение [29]. Согласно литературным данным, токсический эффект проявляется при МЭД 31 мГр/час. Повышенные по сравнению с фоном значения мощности эффективной дозы (МЭД) гамма-излучения были выявлены нами при проведении радиометрической съёмки на берегах протоки в старой дельте р. Елховки (участок 907), на «шламовом болоте» (участок 1016), у родника в районе

Завода полимеров (участок 923), однако они не превышали 0,6 мкЗв/час. Следовательно, нет оснований рассматривать внешнее гамма-излучение как причину токсичности указанных проб.

Таким образом, сопоставляя химический состав проб воды с их токсичностью, мы приходим к выводу, что при весьма ограниченном перечне загрязняющих веществ и при малых концентрациях их в растворах, проявляется токсичность, в первую очередь, в биотесте на *P. caudatum*. Более широкий спектр и высокие концентрации загрязнителей, присутствие элементов первого класса опасности в пробах воды обуславливают токсичность по отношению к более высокоорганизованным формам живого – рачкам *D. magna*. И только в пробах с исключительно высоким содержанием токсичных металлов (проба 923) и солей (нитрат аммония в пробах 1026 и 901) – токсичность проявляется по отношению к обоим тест-объектам.

Возможно, такая ситуация связана с особенностями используемой методики, которая не предусматривает выводов о токсичности пробы, если наблюдается стимуляция двигательной активности инфузорий. Заключение о токсичности пробы в биотесте на *P. caudatum* выдается на основании пункта 9.4 методики [4]: «отрицательные значения индекса токсичности свидетельствуют об отсутствии токсичности и могут быть оценены как нулевые». Фактически при проведении эксперимента в пробах 1015, 1016, 1022, 1028 наблюдалась стимуляция хемотаксиса и общей двигательной активности инфузорий по сравнению с контролем. Инфузории за 30 минут тест-реакции поднимались в верхнюю часть кюветы, что характерно для нетоксичных проб, и начинали там очень активно двигаться – «метаться», завышая измеряемые показатели. Такая реакция может быть начальной стадией токсического эффекта, что неоднократно отмечалось нами при проведении экспериментов в чашках Петри: при увеличении экспозиции после стимуляции двигательной активности особи начинают погибать. Гибель после стимуляции не является обязательным развитием ситуации, поэтому по отношению к анализируемым пробам ограничиваемся следующим выводом: чувствительность инфузорий к небольшим дозам токсикантов, таких, как мышьяк, марганец, бериллий, сурьма, проявляется в стимуляции тест-функций организма.

Известно, что влияние многих загрязняющих веществ проявляется до определённого

порога в стимуляции как тест-функций, так и продуктивности целых экосистем, и только при повышении дозы начинается угнетение [30]. Соединения, известные как токсиканты, в определённом диапазоне способны оказывать избирательное стимулирующее действие [6]. Для инфузорий наличие стадии стимуляции в динамике токсического эффекта отмечено при воздействии малого содержания многих загрязняющих веществ (солей металлов, фенолов, пестицидов) [5].

Выводы

По результатам сравнительного анализа химического состава и токсичности проб воды, отобранных в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка, можно сделать следующие выводы:

1. Несмотря на неспецифический характер реакции тест-организмов на загрязнение воды и отсутствие прямой зависимости между содержанием загрязняющих веществ и выявленными эффектами, во всех пробах воды, содержащих элементы 1 класса опасности в близких к предельно допустимым концентрациям, отмечается гибель рачков *D. magna*.

2. В некоторых пробах воды, содержащих элементы 1 и 2 класса опасности в концентрациях, близких к предельно допустимым, в биотесте с использованием *P. caudatum* даётся заключение об отсутствии токсичности, поскольку реакция простейших проявляется в стимуляции хемотаксиса инфузорий. Повышение двигательной активности может рассматриваться как начальная стадия токсического эффекта, при увеличении экспозиции особи начинают погибать.

3. Радиоактивное загрязнение воды в пределах 0,4 УВ ²³⁸U, так же как и выявленные дозы внешнего гамма-излучения (максимум – 0,6 мкЗв/час), не оказывает влияния на токсичность проб воды из поверхностных водных объектов.

Литература

1. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971. 247 с.
2. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х. Зигель, А. Зигель. М.: Мир, 1993. 367 с.
3. Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. С-Пб.: Гидрометеоиздат, 2000. 159 с.
4. ФР 1.31.2005.01881 (ред. 2010). Методика определения токсичности проб природных, питьевых,

хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер».

5. Никаноров А. М., Трунов Н. М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / Под ред. А. И. Бедрицкого. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1999. 150 с.

6. Филенко О. Ф., Михеева И. В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.

7. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.

8. Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Родюшкин И. В. Механизмы круговорота природных и антропогенных металлов в поверхностных водах Субарктики // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 2. С. 231–243.

9. Варшал Г. М., Буачидзе Н. С. Исследование существующих форм ртути в поверхностных водах // ЖАХ. 1983. Т. 38. Вып. 12. С. 2156–2167.

10. Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986.

11. Варшал Г. М., Кощеева И. Я., Сироткина И. С., Велюханова Т. К., Инцкирвели Л. Н., Замонина Н. С. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов // Геохимия. 1979, № 4. С. 43–54.

12. Моисеенко Т. И. Механизмы эпизодического закисления природных вод в период половодья (на примере Кольской Субарктики) // Вод. ресурсы. 1998. № 1. С. 16–23.

13. Филенко О. Ф., Дмитриева А. Г. Биотестирование как способ контроля токсичности загрязняемой водной среды // Приборы и системы управления. 1999. № 1. С. 61–63.

14. ФР 1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. М.: Акварос, 2007.

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

16. Олькова А. С., Скугорева С. Г., Адамович Т. А., Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я. Оценка состояния водных объектов методами биотестирования в зоне влияния промышленных предприятий (на примере Кирово-Чепецкого химического комбината) // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 46–51.

17. Перельман А. И. Геохимия. М.: Высш. шк., 1989. 528 с.

18. Иванов В. В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В 6 кн. Кн. 1: s-элементы / Под ред. Э. К. Буренкова. М.: Недра, 1994. 304 с.

19. Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Швец В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: Наука, 2004. 677 с.

20. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 413 с.

21. Куликова Д. И., Куликова Д. М., Шапник М. С. Комплексообразование сурьмы (III) с лимонной кислотой // Вестник Казанского технологического университета. 2007. № 2. С. 25–33.

22. Зосин А. П., Приймак Т. И., Маслобоев В. А., Сулименко Л. П., Мингалев Т. А. Изменение состава сточных вод в системе водопользования Ковдорского горно-обогатительного комбината // Вод. ресурсы. 2011. № 1. С. 98–107.

23. Petrie R. C. Revised Ecological hazard and environmental risk assessment chapter for Sodium fluoride. Washington. 2007. 122 p.

24. Некрасова Ю. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В. Влияние фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 48–53.

25. Вараксина Н. В., Ашихмина Т. Я., Олькова А. С. Изучение влияния соединений алюминия на тест-организмы в условиях модельного эксперимента // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 65–70.

26. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. Собрание законодательства Российской Федерации, 1996.

27. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. 239 с.

28. Zeman F. A., Gilbin R., Alonzo F., Lecomte-Pradines C., Garnier-Laplace J., Aliaume C. Effect of waterborne uranium on survival growth reproduction and physiological processes of the freshwater cladoceran *Daphnia magna* // Aquatic Toxicology. 2008. V. 86. P. 370–378.

29. Gilbin R., Alonzo F., Garnier-Laplace J. Effect of chronic external gamma irradiation on growth and reproductive success of *Daphnia magna* // Journal of environmental radioactivity. 2008. V. 99. P. 134–145.

30. Марфенина О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв. М.: Изд-во МГУ, 1991. 118 с.

Моделирование весеннего паводка в пойме р. Вятки на территории размещения объектов Кирово-Чепецкого отделения ФГУП «РосРАО»

© 2014. Г. Я. Кантор^{1,2}, к.т.н, с.н.с.,

Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д.т.н., зав. лабораторией, зав. кафедрой,

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

²Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: ecolab2@gmail.com

Разработана динамическая гидрологическая модель паводковой ситуации в пойме р. Вятки на территории размещения объектов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» (КЧО РосРАО), в основу которой положены эффективные алгоритмы построения цифровых моделей рельефа и методы физического моделирования перераспределения водных потоков под действием сил гравитации. Данная модель позволяет адекватно отображать динамику весеннего половодья, что даёт возможность её использования для прогнозирования характера затопления территории при различных уровнях подъёма воды.

Совершенствование модели может обеспечиваться расширением перечня факторов, оказывающих влияние на ход гидродинамических процессов (природное и техногенное изменение рельефа, растительность, механические и гидрофизические свойства грунтов и т. д.).

Предложенная модель может использоваться в системах оперативного мониторинга паводкоопасных территорий для предотвращения возникновения чрезвычайных ситуаций и планирования реабилитационных мероприятий.

A dynamic hydrological model of flood was developed in the floodplain of the Vyatka River on the territory of Kirovo-Chepetsk branch of "Volga Territorial District" FSUE "RosRAO" (KCB of RosRAO). It is based on the efficient algorithms for constructing digital terrain models and methods of physical modeling of gravity water flows redistribution. This model allows us to adequately reflect the dynamics of spring floods, which enables to predict the character of flooding the area at different levels of water rising.

The model's improvement can be achieved by means of enlarging the list of factors influencing the hydrodynamic processes (natural and man-made change in topography, vegetation, mechanical and hydro-physical properties of soils, etc.).

The proposed model can be used in operational monitoring of flood-prone territories in order to prevent emergencies and to plan the rehabilitation.

Ключевые слова: гидрологическая модель, весеннее половодье, цифровая модель рельефа местности, гидроморфологическая характеристика, паводкоопасные территории.

Keywords: hydrological model, spring flood, digital model of the terrain, hydromorphological characteristics, flood-prone territory.

На Кирово-Чепецком химическом комбинате (КЧХК) в г. Кирово-Чепецке Кировской области на берегу реки Вятки, в 20 км от водозабора, обеспечивающего хозяйственно-питьевое водоснабжение населения областного центра г. Кирова, десятки лет функционировало радиохимическое производство по переработке фторидов урана. В результате его деятельности радиационному загрязнению подверглось около 70 га территорий, накопилось и хранится большое количество радиоактивных химических отходов с общей активностью 3 400 Ки. Наибольшую опасность представляют радиоактивные элементы Pu-239, U-238, Cs-137, Sr-90 и другие, обладающие большими периодами полураспада [1–3].

Территории, занятые объектами размещения отходов, располагаются на высокой пойме

и первой надпойменной террасе р. Вятки. Объекты размещения радиоактивных и химических отходов находятся в черте г. Кирово-Чепецка, на расстоянии 2-3 км от жилой зоны, где проживает 88 тыс. населения. Расстояние от промплощадки и мест размещения радиоактивных отходов до р. Вятки составляет от 2,0 до 4,0 км [3, 4].

Необходимость разработки гидрологической модели обусловлена тем, что левобережная пойма р. Вятки, расположенная ниже по течению от г. Кирово-Чепецка и его крупного промышленного комплекса, является одной из паводкоопасных территорий, которая затопляется ежегодно. Источниками экологической опасности на этой территории являются хранилища токсичных и радиоактивных отходов бывшего Кирово-Чепецкого химического ком-

бината, расположенные в непосредственной близости от затапливаемой территории [4, 5].

На данной территории имеется много водных объектов, среди них несколько озёр: Ивановское, Берёзовое, Просное, Глухое, цепь Бобровых озёр и другие мелкие пойменные озёра; протекают реки Просница, Елховка, Воложка. В пойме р. Вятки имеются два искусственных водоёма – карьер песчано-гравийной смеси у Завода минеральных удобрений (ОАО «ЗМУ КЧХК») площадью 44 га и карьер у оз. Берёзовое, а также ряд мелких обводнённых искусственных выемок и дренажных канав. Самым крупным озером на левом берегу является старичное мелководное оз. Ивановское, через которое происходит сброс сточных вод МУП ЖКХ г. Кирово-Чепецка и ТЭЦ-3. Площадь его составляет около 30 га. В юго-юго-западном направлении от него находится оз. Берёзовое. Рядом с ним расположена цепь из трёх пойменных Бобровых озёр. Эти озёра соединены временными водотоками между собой и с р. Елховкой, впадающей в оз. Просное, которое является естественным отстойником вод р. Елховки. За десятилетия деятельности КЧХК в нём накоплено около 330 тыс. м³ отложений, в том числе в пределах современной акватории 118 тыс. м³, на северной задернованной части озера 212 тыс. м³ [3, 4].

Типичные сроки весеннего половодья на р. Вятке в районе городов Киров и Кирово-Чепецк приходятся на 15 апреля – 15 мая. За весь период наблюдений с 1878 по 2012 г. максимальный уровень на гидрологическом посту (гидропост) г. Кирова составил 109,57 м в 1979 г., а минимальный – 105,51 м в 1996 г. В г. Кирово-Чепецке за период наблюдений с 1996 г. максимальный паводок наблюдался в 2002 г. (112,55 м), а минимальный – в 1996 г. (110,00 м) [5].

Обычно весенний паводок начинается с подъёма воды в юго-западной части исследуемого участка в районе устья р. Просницы, создающего подпор в оз. Просное, Глухое, р. Елховка, затапливающего понижения рельефа в пойме р. Вятки и повышая уровень воды в Бобровых озёрах. При абсолютной отметке уреза р. Вятки 105,2 м уровень воды составляет 105,8 м (оз. Просное), 105,9 м (оз. Глухое), 107,6 м (оз. Бобровое). Таким образом, подъём воды в водоёмах нижней части поймы начинается раньше, чем в верхней, но вследствие отсутствия явных препятствий для воды процесс происходит плавно, без высоких скоростей потока, не создавая угрозы резкого роста уровня загрязнения воды р. Вятки.

По мере дальнейшего повышения уровня воды в р. Вятке характер паводка существенно меняется, начинается подтопление северо-восточной части территории. Если в межень уровень воды в оз. Ивановское превышает уровень воды в р. Вятке на 3-4 м, то при подъёме воды в р. Вятке до 110 м направление течения в протоке из оз. Ивановское меняется на обратное, и начинается быстрый подъём уровня в оз. Ивановское и связанных с ним протоками водоёмах – оз. Берёзовое и соседний карьер. При повышении уровня в р. Вятке на водозаборе ООО «Энергоснабжающая организация» (ЭСО) КЧХК до 110,6–110,7 м в Балтийской системе высот (БС) вода переливается через дамбу, и пойма стремительно заливается водой, скорость которой резко возрастает по мере дальнейшего повышения уровня. На пике паводка широкий поток воды на высокой скорости накрывает оз. Берёзовое и Бобровые, в которых в период зимней межени за счёт фильтрации загрязнённых грунтовых вод накапливается значительное количество нитрата аммония [6].

Как показывают многолетние наблюдения, если перелив дамбы происходит при высокой скорости подъёма воды, то быстрый сброс загрязнённой воды с содержанием нитрата аммония до 70 г/л приводит к серьёзному повышению азотного загрязнения воды р. Вятки, причём периодически (раз в несколько лет) концентрация ионов аммония на хозяйственно-питьевом водозаборе г. Кирова на пике весеннего половодья превышает санитарные нормы ($ПДК_{ХП} = 2 \text{ мг/дм}^3$). Такие ситуации с превышением ПДК по аммонiu в водоразводящей сети г. Кирова имели место в 2005 и 2010 гг.; в 2012 г. качество водопроводной воды удалось удержать в пределах нормы за счёт дополнительных мер по очистке воды на водозаборе с использованием цеолитного сорбента, хотя в воде р. Вятки небольшое превышение ПДК по аммонiu всё же проявлялось.

Главное назначение создаваемой динамической гидрологической модели – надёжное распознавание возникновения потенциально опасных ситуаций и прогнозирование их развития для превентивного принятия защитных мер – прежде всего, для предотвращения гибели людей и защиты важнейших материальных ценностей от разрушения и повреждения. Такая модель должна учитывать всю совокупность имеющихся сведений о природных, техногенных и социальных факторах, оказывающих влияние на формирование водного стока – климатические данные за

максимально доступный период наблюдений, результаты наблюдений уровня на постоянных и временных гидропостах, детальную модель рельефа местности, включающую сведения о механических свойствах подстилающих пород, их влагоёмкость и водопроницаемость, устойчивость к размыву и т.д., наличие и технические характеристики гидротехнических сооружений, механизмов регулирования водосброса, регламенты управления этими механизмами в предаварийных и критических ситуациях [5].

Создание численной модели, адекватно воспроизводящей все детали водных потоков на сложнопересечённой местности, является чрезвычайно трудоёмкой задачей, решение которой на современном этапе развития вычислительной техники требует применения высокопроизводительных мультипроцессорных вычислительных кластеров и соответствующего программного обеспечения, предварительного выполнения многолетнего ряда гидрологических измерений на всех фазах водного режима, ежегодной корректировки топоосновы модели для учёта происходящих эрозионных и аллювиальных процессов, результатов хозяйственной деятельности, исправления вновь отмеченных ошибок в исходных данных.

Имитационная динамическая модель развития паводка на исследуемой территории позволит получать количественные оценки параметров процессов, и прежде всего – распределение суммарного расхода по потокам и скорости потоков по глубине. Кроме того, моделирование позволит рассматривать гипотетические сценарии развития паводков низкой обеспеченности, уровни которых превышают исторический максимум 1979 г. Последнее важно для оценки степени риска повреждения объектов хранения радиоактивных отходов паводковыми водами, что гипотетически может привести к радиоактивному загрязнению территорий и водных объектов.

Для надёжного прогнозирования развития радиоэкологической ситуации в районе г. Кирово-Чепецка необходимо как дальнейшее совершенствование созданной геофильтрационной модели, так и создание адекватной модели поверхностного стока, которые должны и далее скоординированно развиваться в процессе будущего радиоэкологического мониторинга на территории ответственности Кирово-Чепецкого отделения РосРАО. Создаваемая динамическая гидрологическая модель позволит описывать реальные процессы

подъёма и дальнейшего спада воды на пойме р. Вятки в период весеннего половодья.

При моделировании различных вариантов затопления поймы р. Вятки в районе размещения объектов Кирово-Чепецкого отделения, выполненном в 2010 г. [5], была использована статическая модель, в которой поверхность воды считалась горизонтальной и не учитывалась скорость её движения. Такая модель, давая в целом правильное представление о характере затопления поймы, всё же показывала значительные отклонения от реальной ситуации, так как в пределах моделируемой зоны перепад уровней воды в р. Вятке составляет 1,4 м на протяжении 14 км извилистого русла. Такой подход приводит к значительной переоценке глубины затопления поймы в нижней её части в районе устьев рек Елховка и Просница. Кроме того, важнейшим недостатком статической модели является отсутствие учёта распределения скорости течения воды по акватории затопленной поймы на различных стадиях паводка, что необходимо для оценки интенсивности процессов переноса загрязняющих веществ водами р. Вятки в период весеннего половодья.

Создание динамической модели паводка является существенным уточнением модели затопления поймы в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса с учётом динамических процессов перераспределения объёмов воды по элементам рельефа в зависимости от уровня воды в р. Вятке и скорости его изменения (подъёма или спада) [7].

При разработке статической модели в качестве топоосновы использовалась цифровая модель рельефа (ЦМР) с горизонтальным разрешением 5 м, построенная на основе топографической карты масштаба 1:10000 с учётом существенных изменений рельефа, произошедших после 1979 г. (год съёмки карты) в связи со строительством Завода минеральных удобрений. Однако для динамической модели такое разрешение оказалось слишком грубым, и для улучшения разрешения до 2,5 м был разработан специальный метод двойной сплайновой интерполяции с оптимизацией, обеспечивающий достаточно высокое качество ЦМР при высокой скорости расчёта.

Для разработки динамической модели паводка в качестве модельной зоны была выбрана квадратная площадка размером 7,5×7,5 км, покрывающая всю часть Кирово-Чепецкой поймы, на которой расположены все объекты хранения химических и радиоактивных отходов КЧХК, а также частично промплощадки

Завода минеральных удобрений и завода «ГалоПолимер». В пределах выбранной площадки находится гидропост ЭСО КЧХК, через створ которого проходит весь паводковый поток р. Вятки, а также выходные створы на реках Вятка и Просница (Воложка), собирающие всю паводковую воду с поймы, включая дополнительный приток природных и сточных вод из рек Елховка и Просница. Такая конфигурация зоны моделирования позволяет детально рассчитывать водный баланс поверхностного стока, а также проверять правильность расчётов прямыми гидрологическими измерениями (уровни на реперных участках, скорости и расходы воды, концентрации и потоки загрязняющих веществ). Географические координаты угловых точек площадки приведены в таблице 1, схема расположения модельной площадки приведена на рисунке 1 (см. цветную вкладку).

Горизонтальное пространственное разрешение модели составляет 2,5×2,5 м. В дальнейшем, по мере совершенствования алгоритмов и техники вычислений, разрешение при необходимости может быть повышено, а также могут быть расширены и географические границы зоны моделирования.

На протяжении моделируемого участка русла р. Вятки абсолютная отметка меженного уровня изменяется от 106,6 м БС (верхний створ, водозабор и гидропост ЭСО КЧХК) до 105,2 м БС (нижний створ, устье р. Просницы). Продольный профиль уреза воды р. Вятки вдоль левого берега представлен на рисунке 2.

Важнейшим фактором, определяющим весь характер паводка, является гидроморфологическая характеристика главной водной артерии – в данном случае р. Вятки. На сильно извилистом участке реки высока интенсивность процессов эрозии и аккумуляции аллювиального материала. Подробная батиметрическая съёмка русла реки в пределах модельной площадки в последние годы не проводилась. Для морфометрической характеристики реки нами использованы опубликованные и фондовые материалы с учётом известных гидрологических закономерностей. Эмпирическое соотношение расхода и уровня воды в р. Вятке в створе гидропоста ЭСО КЧХК приведено на рисунке 3.

Такого рода зависимость может быть также вычислена расчётным путём на основании полуэмпирической формулы Шези [8]:

$$h_{cp} = \left(\frac{Q \cdot n}{B \cdot \sqrt{I}} \right)^{3/5},$$

где h_{cp} – средняя глубина водного потока (м), Q – объёмный расход воды в створе (m^3/c), B – ширина русла реки (м), n – коэффициент шероховатости русла, I – уклон водной поверхности.

Таблица 1

Координаты угловых точек площадки динамического моделирования паводка

Угол площадки	Координаты, WGS-84	
	долгота	широта
СЗ	49,86519°	58,60505°
СВ	49,99420°	58,60568°
ЮВ	49,99526°	58,53835°
ЮЗ	49,86650°	58,53773°

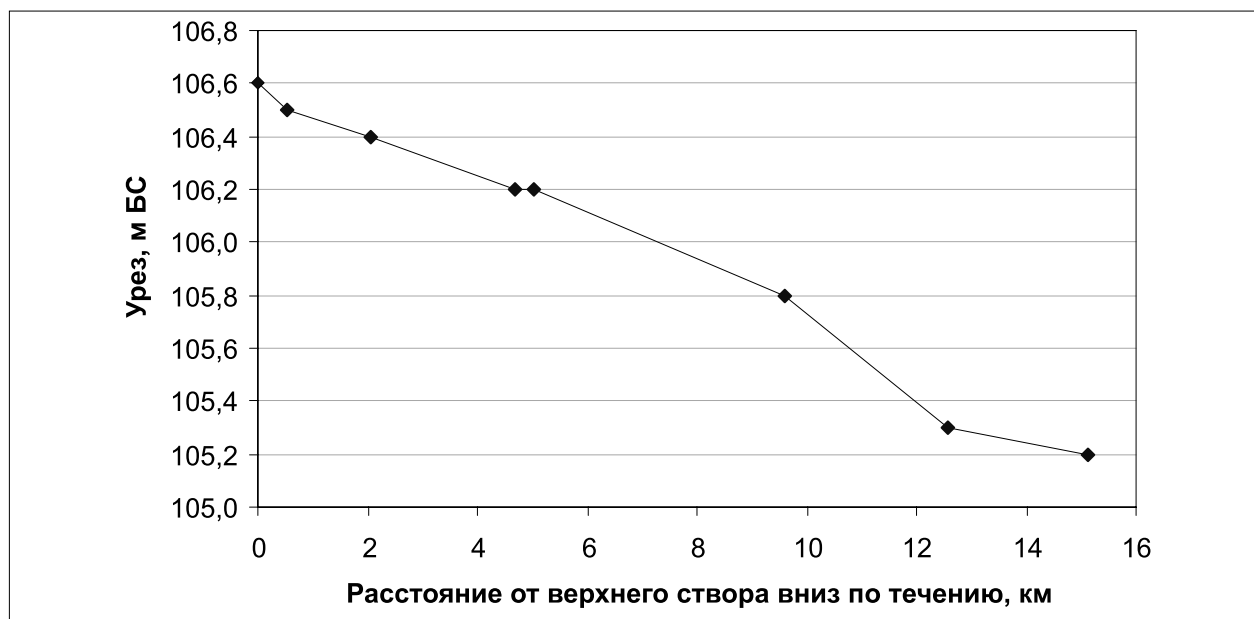


Рис. 2. Профиль уреза р. Вятки от гидропоста ЭСО КЧХК до устья р. Просницы.

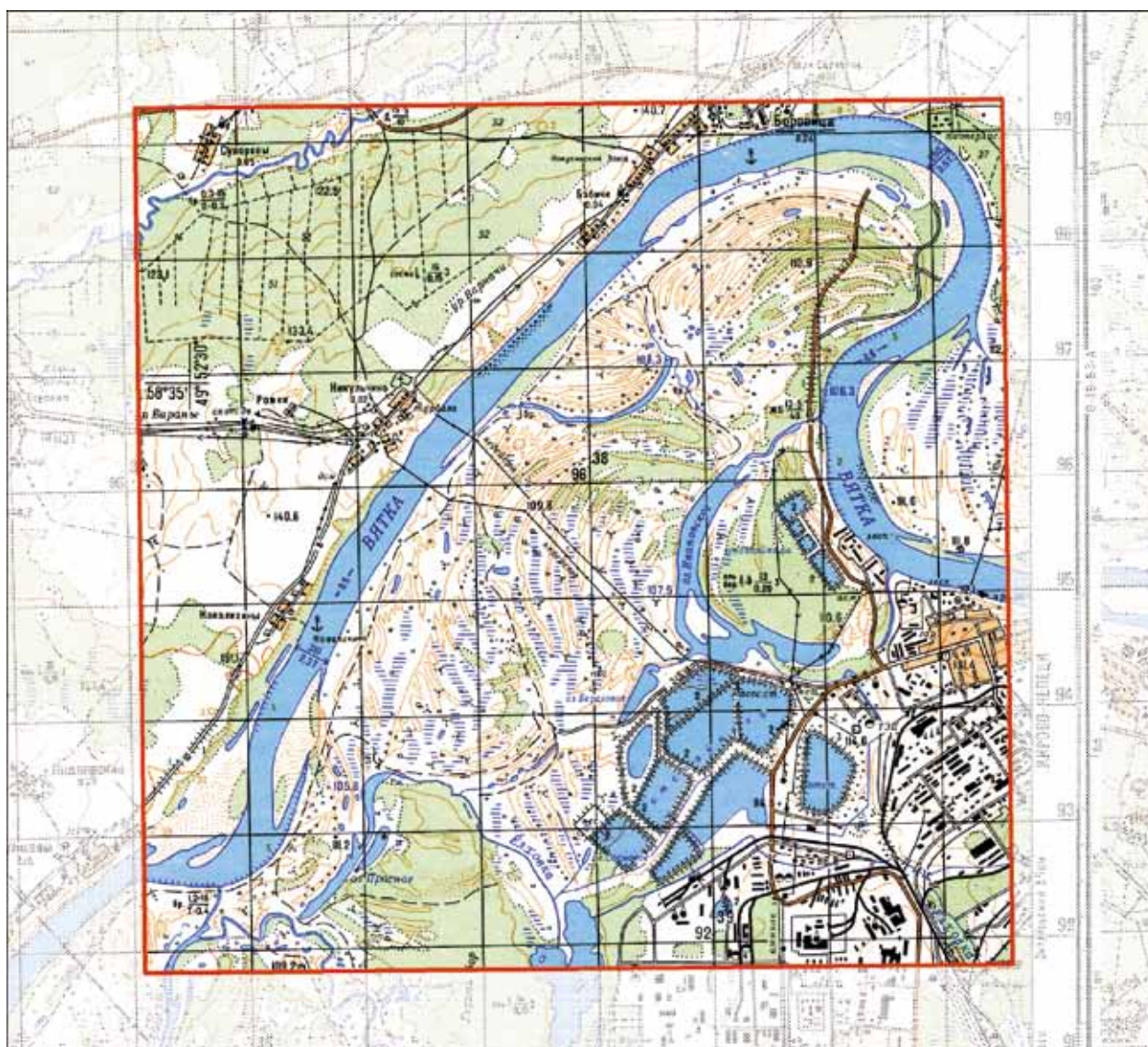
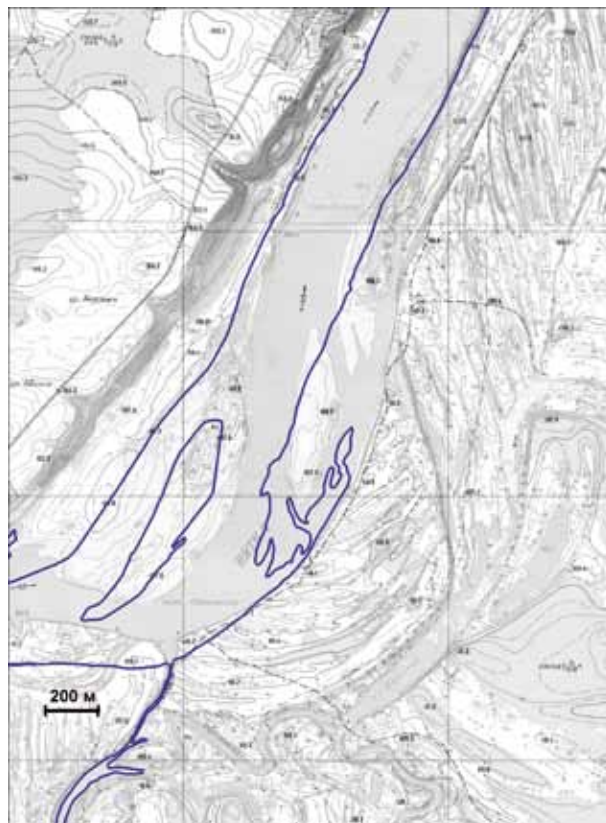


Рис. 1. Площадка гидрологического моделирования.



а

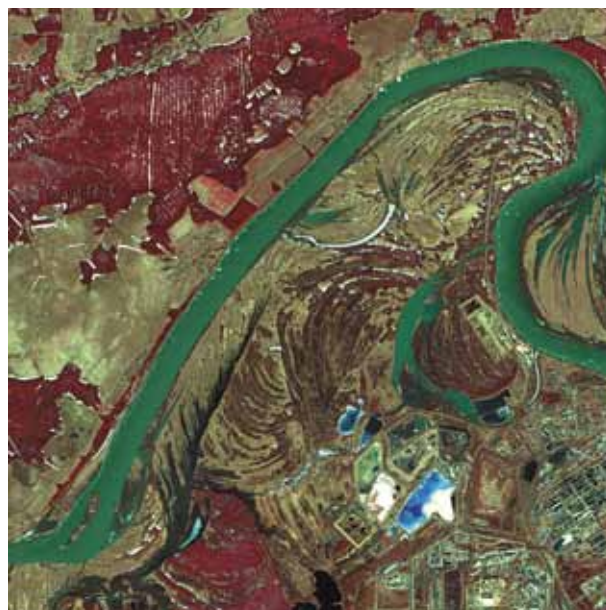


б

Рис. 5. Эрозия берега р. Вятки за период 30 лет: а – снимок WorldView-1 19 мая 2009 г., б – топографическая карта 1:10000 съёмки 1979 г.



а



б

Рис. 6. Паводковая ситуация на р. Вятке в районе г. Кирово-Чепецка 21 апреля 2012 г.: а – изображение зоны затопления по результатам расчёта разработанной моделью паводка; б – снимок с космического аппарата SPOT-5 в условных цветах.

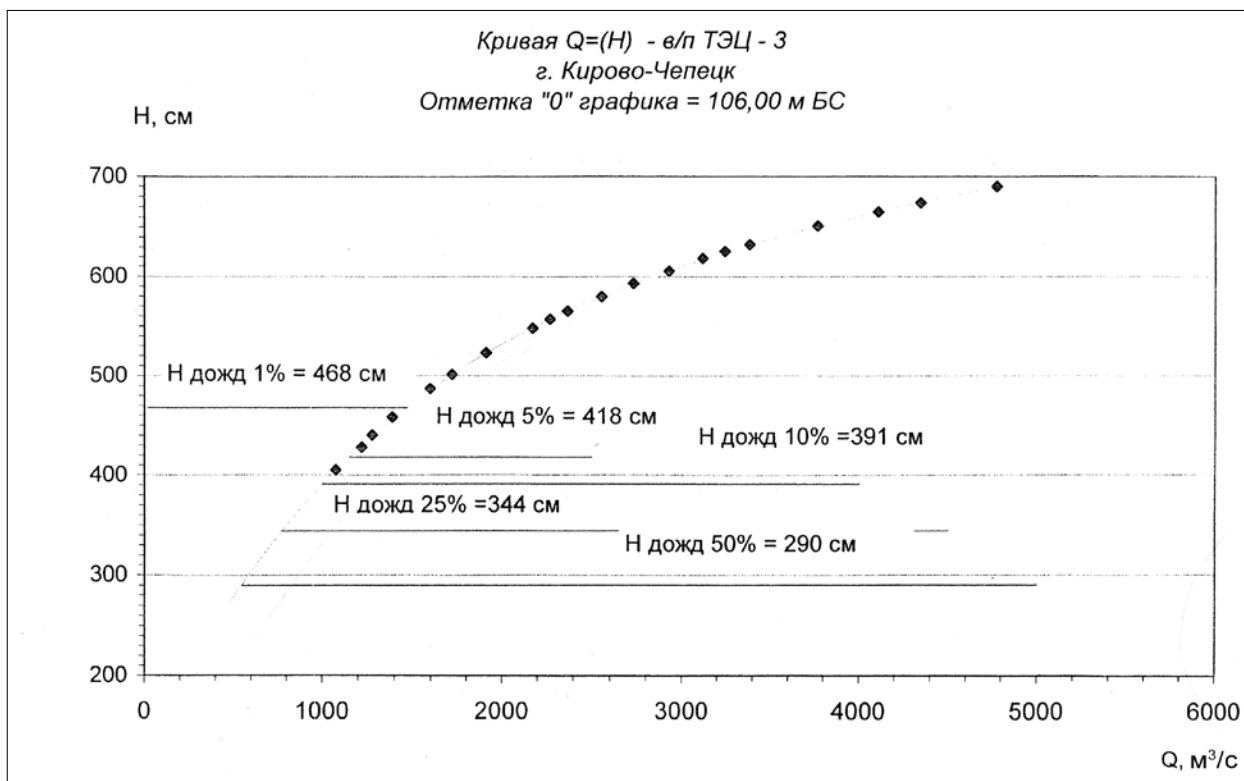


Рис. 3. Эмпирическое соотношение расхода и уровня воды в р. Вятке в створе гидропоста ЭСО КЧХК.

Для конкретных условий Кирово-Чепецкой поймы величина уклона составляет 0,0001 (т. е. 10 см на 1 км), коэффициент шероховатости принят равным 0,023, что характерно для равнинных рек с ровным песчаным дном. Исходя

из морфометрических характеристик гидрометрического створа, при расчёте учитывалось увеличение ширины русла реки от 250 до 450 м при подъёме воды от 4 до 7 м, считая от нулевого уровня поста, соответствующего 106,00 м БС.

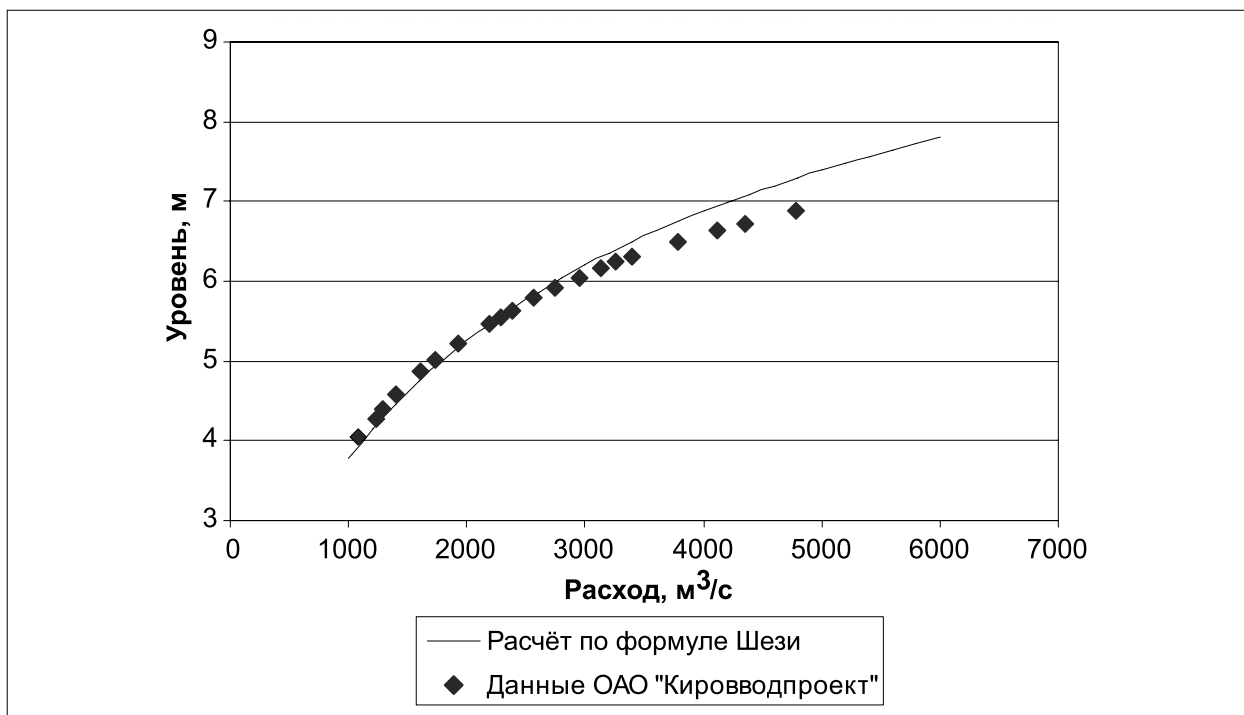


Рис. 4. Сопоставление расчётных и эмпирических данных по соотношению расхода и уровня воды в р. Вятке в районе г. Кирово-Чепецка.

На рисунке 4 приведено сопоставление данных ОАО «Кировводпроект» с результатами расчёта по формуле Шези. Соответствие данных можно считать удовлетворительным, что позволит в дальнейшем использовать формулу Шези для приближённых расчётов глубин затопления поймы и скоростей потоков на затопленных территориях.

Основу динамической модели поверхностного стока составляет детальная цифровая модель рельефа (ЦМР) моделируемой территории. Для построения ЦМР использовались данные топографической карты масштаба 1:10000 съёмки 1979 г. с основной высотой сечения горизонталей 1 м и дополнительной 0,5 м.

Следует отметить, что на исследуемом участке р. Вятки довольно высока интенсивность процессов береговой эрозии, поэтому в топографическую основу были внесены коррективы, отражающие явные изменения положения береговой линии. На рисунке 5 (см. цветную вкладку) для сравнения показано близкое к современному состоянию положение уреза р. Вятки в районе устья р. Просницы на фоне космического снимка, сделанного 19 мая 2009 г. сразу после прохождения весеннего половодья и на фоне топографической карты 1979 г. съёмки.

Данное обстоятельство говорит о настоятельной необходимости выполнения новой топографической съёмки всей территории левобережной поймы в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса с использованием современных средств высокоточного позиционирования и стереофотограмметрической аэрофотосъёмки.

Исходя из заданных размеров модельной площадки и пространственного разрешения, ЦМР является массивом абсолютных отметок уровня местности (включая дно водных объектов) размером 3000×3000 элементов. Удобный формат хранения ЦМР – графический файл BMP, цветовая кодировка которого позволяет хранить более 16700000 различных отсчётов, т.е. кодировать абсолютную отметку пиксела в пределах от нуля до 167 м с шагом 10 мкм. Такая кодировка рельефа даёт возможность быстрого построения сплошного поля высот путём сплайновой интерполяции векторной карты горизонталей, содержащих в соответствующем поле атрибутивной таблицы величину абсолютной отметки.

Цифровая модель рельефа для гидрологического моделирования была создана на основе топографической карты в три основных

этапа, включающих цветовое кодирование векторной карты горизонталей, растеризацию карты с заданным пространственным разрешением и двойную сплайновую интерполяцию с дополнительным усреднением.

Ключевой компонент гидродинамической модели – алгоритм, воспроизводящий процесс заполнения понижений рельефа водой по мере повышения уровня паводковых вод. В данном случае использовался алгоритм, аналогичный алгоритму закрашивания плоской фигуры, применяемому в различных графических приложениях. Этот алгоритм воспроизводит движение воды с учётом рельефа местности и наличия препятствий.

Для проверки адекватности разработанной модели паводка было проведено сравнение результата расчёта границ зоны затопления поймы с космическим снимком, полученным с космического аппарата SPOT-5 21 апреля 2012 г. По данным гидропоста ООО «ЭСО КЧХК», на момент съёмки уровень воды р. Вятки составлял 109,96 м. Гипсометрический уровень устья р. Просницы ниже уровня гидропоста ЭСО КЧХК на 1,3 м. Таким образом, абсолютная отметка уреза воды в устье р. Просницы на момент съёмки составляла 108,66 м. Задавая этот уровень в качестве входного параметра модели, нами получена картина затопления поймы, представленная на рисунке 6 а (см. цветную вкладку). Сравнение изображения, полученного расчётным путём, с космическим снимком (рис. 6 а, б) показывает почти полную идентичность контуров границ затопления, что подтверждает правильность принципов и алгоритмов, положенных в основу разработки модели.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ РФ НШ-6536.2014.5.

Литература

1. Глаголев А.В., Вольницкая Е.П., Лемешко А.П. Результаты полевого обследования состояния недр в районе территории объектов «РосРАО» – выводы и предложения // Современная радиозокологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Материалы научно-практической конференции. Киров, 2009. С. 45–62
2. Дружинин Г. В., Лемешко А. П., Нечаев В. А., Хитрин С. В. Отчет по результатам комплексной оценки

влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков. Киров: ООО «Геосервис», 2006. 146 с.

3. Ашихмина Т.Я., Лемешко А.П., Кантор Г.Я., Дабах Е.В. Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Материалы научно-практической конференции. Киров, 2009. С. 63–76.

4. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П., Скугорева С.Г., Адамович Т.А. Оценка состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 18–26

5. Моделирование возможных вариантов затопления поймы р. Вятка в зоне размещения хранилищ РАО,

для обоснования необходимости проектирования защитных барьеров. Оценка современного состояния природной среды в районе влияния объектов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» и создание цифровой карты загрязнённой территории. Отчёт по договору № Ц-ИР/ИФ05-10/10. Сыктывкар. 2010. 119 с.

6. Изучение химического и радиохимического состава поверхностных вод в районе хранилищ РАО КЧХК. Отчёт по договору № 3/20-2010. Киров. 2010. – 42 с.

7. Святовец С.В. Разведочная модель переноса загрязняющих веществ подземными водами в районе площадки объектов «РосРАО» и прилегающей территории – предварительные результаты // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Материалы научно-практической конференции. Киров. 2009. С. 77–90.

8. Михайлов В.Н., Добровольский А.Д. Общая гидрология. М.: Высшая школа, 1991. 368 с.

Микроэлементный состав растительности на территории техногенной галитной аномалии

© 2014. О. З. Еремченко, д.б.н., зав. кафедрой,
О. А. Четина, к.б.н., доцент, Р. В. Кайгородов, к.б.н., доцент,
Пермский государственный национальный исследовательский университет,
e-mail: eremch@psu.ru, lyamar11@rambler.ru, romankaygorodov@mail.ru

На территории Верхнекамского месторождения солей в зоне воздействия солеотвалов исследовано формирование микроэлементного состава растительности. Валовое содержание микроэлементов в почвогрунтах (слой 0–10 см) определяли атомно-абсорбционным методом, в листьях растений – методом оптической эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой. Распределение Pb и Ni исследовали путём окраски срезов живого корня дитизином; для этого растения пересаживали на сосуды с растворами $Pb(NO_3)_2$ и $NiCl_2$ в концентрациях 10^{-4} и 10^{-3} моль/л. В нерастворимом остатке солевых отходов и в почвогрунтах зоны солеотвалов количество Cu, Mn, Pb, Co повышено по сравнению с зональной почвой и кларками почв мира. Растения из зоны воздействия солеотвалов по-разному накапливали металлы, количество которых в листьях колебалось в значительных пределах. Из 18 видов растений более половины видов характеризовались повышенным накоплением Ba, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn и Li относительно мировых и региональных кларков, что обусловлено, по-видимому, не только техногенным загрязнением, но и несбалансированностью минерального питания растений в условиях засоленной и подщелоченной почвенной среды. В опытах с инкубацией *Lactuca tatarica* и *Tussilago farfara* на растворах солей установлена барьерная функция корневой системы на пути поглощения Pb и Ni.

Selective accumulation of microelements in plants has been investigated in the zone of influence of salt-slag heaps in the Verkhnekamskoye salt deposit. The total content of microelements in soils (0–10 cm layer) was determined by atomic-absorption method in the leaves of plants – with the method of optical emission spectrometry with inductively coupled plasma. Distribution of Pb and Ni was stated by staining the sections of a living root with dithizone. Plants were transplanted to the receptacles with solutions of $Pb(NO_3)_2$ and $NiCl_2$ at concentrations of 10^{-4} and 10^{-3} mol/litre. The amount of Cu, Mn, Pb, Co in the insoluble residue of salt waste and in soil zones of salt-slag heaps is increased, as compared with the zonal soil and world soils clarks. Plants from the zone of salt dumps accumulated metals in different ways, the amount of these metals in the leaves varies within the great range. More than a half out of 18 plant species were characterized by increased accumulation of Ba, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn, and Li, as compared with the global and regional clarks. Presumably, it is due not only to a technogenic pollution, but also to the imbalance in mineral nutrition of plants in saline and alkalinized soil environment. In tests with *Lactuca tatarica* and *Tussilago farfara* incubation on salts solutions the root system function as a barrier of Pb and Ni absorption is established.

Ключевые слова: солеотвалы, техногенные поверхностные образования, растения, микроэлементы, избирательность накопления, защитная функция корня.

Keywords: salt-slag heaps, technogenic surface formations, plants, microelements, accumulation selection, protective function of a root.

Химический состав живого вещества в течение длительных периодов геологического времени формировался и приспосабливался к химическому составу окружающей среды. Организмы выработали механизмы активного извлечения элементов, участвующих в жизненных процессах, удаления и детоксикации токсичных избытков других элементов. С развитием теплоэнергетики, металлургической, горнодобывающей, химической промышленности происходит рассеивание техногенных элементов на поверхности Земли. Токсичность металлов обусловлена тем, что многие из них обладают высоким сродством к серосодержащим лигандам, образуют прочные соединения,

тем самым инактивируя ферменты. В зонах техногенных геохимических аномалий изменяется аккумуляция элементов в органах растений, однако реальная картина перераспределения химических элементов в компонентах растительного покрова зависит от физиологических особенностей растений. До сих пор не выявлены специфические механизмы поглощения тяжёлых металлов, благодаря которым столь сильно может различаться способность разных видов к их накоплению [1–5].

На одном из самых крупных в мире Верхнекамском месторождении солей ежегодный объём образования галитных отходов составляет около 20 млн т. Отходы размещены на 12

солеотвалах и шламохранилищах в городах Березники и Соликамск. Объектами исследований были растения зоны размещения галитных отходов производства калийных удобрений в г. Соликамске. Физиологические механизмы адаптации растений к избытку солей были исследованы ранее [6]. Предметом изучения данной работы были уровни и характер накопления некоторых металлов растительностью зоны устойчивого засоления.

При организации площадок для складирования отходов производилось выравнивание поверхности, отсыпка водоотводных ложбин, устройство дамб, перемешивание грунтов; в результате были уничтожены природные почвы, их функции выполняют техногенные поверхностные образования (ТПО). В зоне воздействия солей сформировались сообщества синантропных видов растений, которые в регионе произрастают у дорог, жилья, в посевах сельскохозяйственных растений.

Содержание микроэлементов в слое 0–10 см ТПО, нерастворимом остатке солевых отходов и в гумусовом горизонте дерново-подзолистой почвы определяли на спектрографе ДФС-1 атомно-абсорбционным методом с испарением пробы из угольного электрода и с контролем по стандартным образцам. Содержание микроэлементов в листьях растений определяли на спектрометре Perkim Elmer Optima 3300 XL методом оптической эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой и с контролем точности измерений по стандартным образцам.

Для изучения распределения свинца и никеля в растениях был использован гистохимический метод, основанный на окраске срезов живого корня дитизином [7]. Отобранные

растения пересаживали в сосуды с растворами $Pb(NO_3)_2$ и $NiCl_2$ в двух концентрациях – 10^{-4} и 10^{-3} моль/л и инкубировали на этих растворах. Локализацию свинца и никеля по тканям корней определяли после 24, 48 и 120 час. инкубации.

Среднее содержание элементов в нерастворимом остатке отходов и в ТПО сравнивали с содержанием этих элементов в почвах мира по А. П. Виноградову [8] и в дерново-подзолистой почве региона исследований (табл. 1). В нерастворимом остатке солевых отходов относительно повышено количество Co, Mn, Cu, Pb.

Уровень содержания тяжёлых металлов (ТМ) в листьях разных видов синантропных растений, произрастающих у солеотвала, варьировал в широких пределах. Так, например, количество Cd у мари сизой (*Chenopodium glaucum* L.) составляет 0,02 мг/кг сухой массы, а у молочана татарского (*Lactuca tatarica* L.) на порядок выше – 0,39 мг/кг сухой массы, а Zn соответственно 31 и 13 мг/кг. Следовательно, произрастая в одних почвенно-геохимических условиях, растения значительно отличались накоплением ТМ, что обусловлено их биологическими особенностями, наличием физиологических барьеров защиты, регулирующих поступление элементов в органы растений.

Сравнение полученных данных с химическим составом растительности суши [9] показало, что из 18 видов растений более половины видов характеризовались повышенным содержанием Ba, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn и Li (рис.). Во всех растениях уровень накопления Sr превысил среднее содержание в растительности суши [9], возможно, из-за повышенной подвижности этого анионогенного элемента

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов в нерастворимом остатке отходов и техногенных поверхностных образованиях, мг/кг

Элемент	Содержание в нерастворимом остатке отходов	Содержание в ТПО	Содержание в дерново-подзолистой почве	Кларк по Виноградову [8]
Ni	50	53±4	40	40
Co	21	22±2	18	8
Cr	75	99±10	200	200
Mn	4000	3190±395	1500	850
V	110	110±15	70	100
Cu	135	119±15	50	20
Zn	90	99±6	150	50
Pb	40	35±3	18	10
Mo	3	2,9±0,2	–	2,0
Ba	400	450±48	500	500
Sr	350	280±20	200	300
Sn	3	3,9±0,2	4	10,0
Li	35	22±4	–	30

Примечание: «–» – менее предела обнаружения.

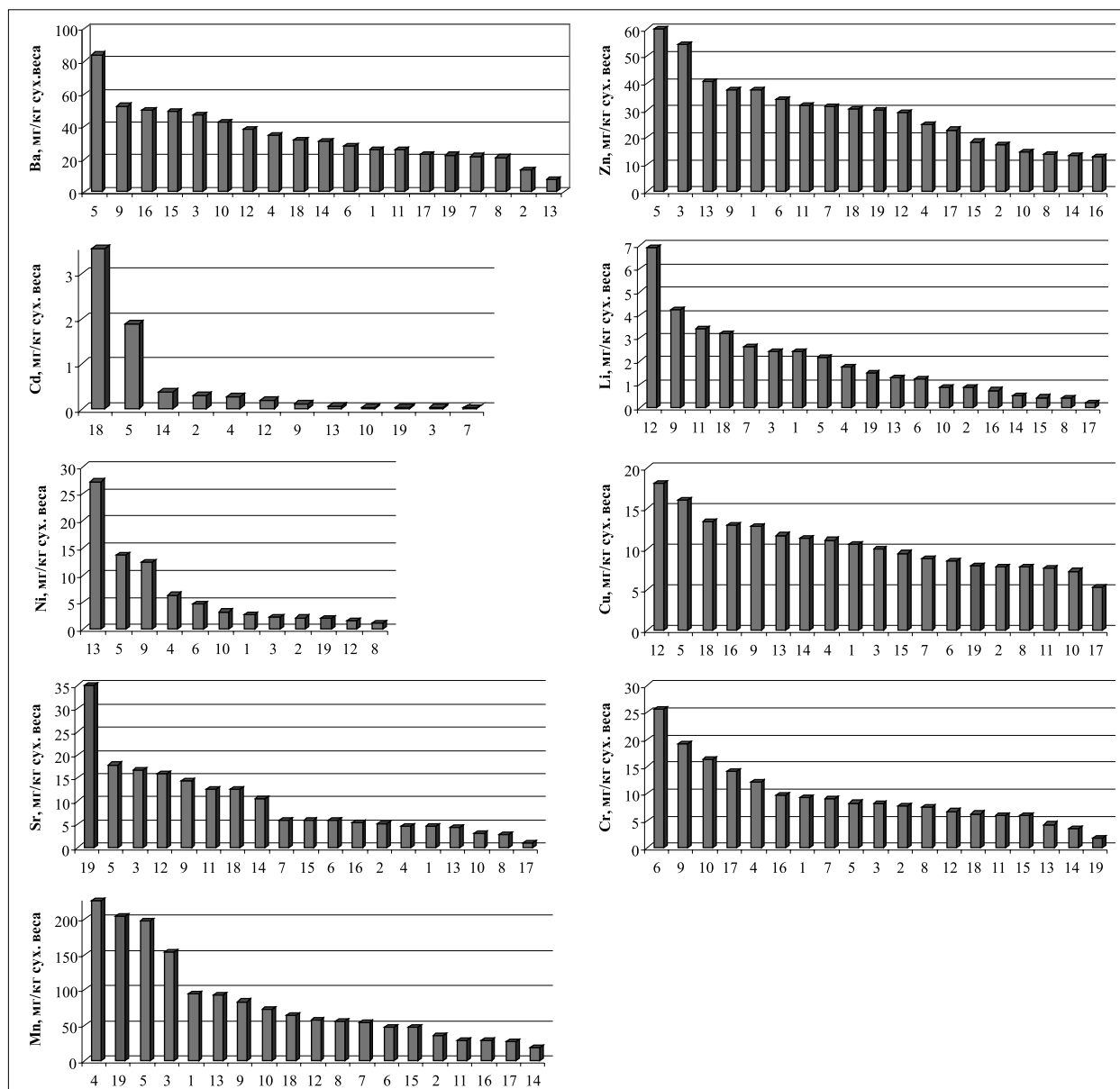


Рис. Содержание тяжёлых металлов в листьях растений:

1 – лебеда красивоплодная (*Atriplex calotheca* (Rafn) Fries), 2 – клоповник широколистный (*Lepidium latifolium* L.), 3 – льянка обыкновенная (*Linaria vulgaris* L.), 4 – душистый колосок обыкновенный (*Anthoxanthum odoratum* L.), 5 – нивяник обыкновенный (*Leucanthemum vulgare* Lam.), 6 – горец птичий (*Polygonum aviculare* L.), 7 – марь сизая (*Chenopodium glaucum* L.), 8 – лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis* L.), 9 – мать-и-мачеха обыкновенная (*Tussilago farfara* L.), 10 – мятлик луговой (*Poa pratensis* L.), 11 – бодяк полевой (*Cirsium arvense* L.), 12 – чертополох курчавый (*Carduus crispus* L.), 13 – лебеда поникшая (*Atriplex patula* L.), 14 – молокан татарский (*Lactuca tatarica* L.), 15 – ястребинка (*Hieracium* sp.), 16 – донник белый (*Melilotus albus* Medik.), 17 –вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* L.), 18 – чина луговая (*Lathyrus pratensis* L.), 19 – среднее содержание в растительности суши по В.В. Добровольскому [9].

в щелочной почвенной среде. Напротив, количество Sr и Mn было в несколько раз ниже кларков, по-видимому, из-за их низкой подвижности в щелочной среде. Накопление остальных элементов растениями регулируется сочетанием геохимического и систематического факторов. Повышенное накопление Ni, Cu, Cd, Zn могло проявиться у растений, не имеющих физиологических механизмов защиты от этих

элементов-загрязнителей. Растения с барьерными механизмами успешнее защищены от избытка металлов. Так, например, лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis* L.) содержит Ni всего 1 мг/кг сухой массы, хотя лебеда поникшая (*Atriplex patula* L.) в этих же условиях накапливает Ni до 27 мг/кг сухой массы.

Содержание Sr и Ni у большинства исследуемых синантропных растений было выше

Таблица 2

Распределение Рb в тканях корневой системы молокана (*Lactuca tatarica*) и мать-и-мачехи (*Tussilago farfara*)

Вид	Содержание Рb в растворе, моль/л	Время, ч	Ткань						
			Пери-дерма	Наружная кора	Внутренняя кора	Эндо-дерма	Пери-цикл	Проводящие пучки	Паренхи-ма стели
Молокан татарский	10 ⁻⁴	24	+/-	-	-	-	-	-	-
		48	++	+	+	+/-	-	-	-
		192	++	++	++	++	+/-	-	-
	10 ⁻³	24	+	-	-	-	-	-	-
		48	+++	+/-	-	-	-	-	-
		192	+++	+	+/-	-	-	-	-
Мать-и-мачеха обыкновенная	10 ⁻⁴	24	+	+/-	-	-	-	-	-
		48	+++	++	+	++	+/-	-	-
		192	+++	++	++	++	+/-	+/-	-
	10 ⁻³	24	++	+	+	-	-	-	-
		48	+++	++	++	++	+	+/-	+/-
		192	+++	+++	++	++	+	+/-	+/-

Примечание: (+/-) – (++++) – степень окрашивания от очень слабого до очень интенсивного.

Таблица 3

Распределение Ni в тканях корневой системы молокана (*Lactuca tatarica*) и мать-и-мачехи (*Tussilago farfara*)

Вид	Содержание Ni в растворе, моль/л	Время, ч	Ткань						
			Пери-дерма	Наружная кора	Внутренняя кора	Эндо-дерма	Пери-цикл	Проводящие пучки	Паренхи-ма стели
Молокан татарский	10 ⁻⁴	24	+	+/-	-	-	-	-	-
		48	+++	+	+/-	-	-	-	-
		192	++	+	-	-	-	-	-
	10 ⁻³	24	+	+/-	-	-	-	-	-
		48	+++	++	+	+	-	-	-
		192	+++	++	++	++	-	-	-
Мать-и-мачеха обыкновенная	10 ⁻⁴	24	++	+/-	-	-	-	-	-
		48	++	+/-	+/-	-	-	-	-
		192	+++	++	+	+	-	-	-
	10 ⁻³	24	+++	++	++	++	+	+/-	-
		48	++++	+++	+++	+++	+	+/-	+/-
		192	++++	++++	+++	+	+	+/-	+/-

Примечание: (+/-) – (++++) – степень окрашивания от очень слабого до очень интенсивного.

установленных максимальных уровней их содержания в растениях [3].

Показателем избирательного поглощения ТМ растениями относительно почвы служит коэффициент биологического поглощения (КБП), который сопоставляет содержание элемента в золе организма с содержанием в почвенной среде. Все виды растений концентрировали Zn относительно почвенной среды, КБП у разных видов составил от 1,1 до 8,9. Избирательное накопление Zn связано, по-видимому, с высокой биогенностью этого элемента. Нивяник обыкновенный (*Leucanthemum vulgare* Lam.) отличался накоплением

Ba, Cu, Ni, горец птичий (*Polygonum aviculare* L.) и мать-и-мачеха (*Tussilago farfara* L.) – Cr, Ni, чертополох курчавый (*Carduus crispus* L.) – Cu, Li, лебеда поникшая (*Atriplex patula*) – Ni, ястребинка (*Hieracium* sp.) – Ba, вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* L.) и чина луговая (*Lathyrus pratensis* L.) – Ba, Cr, Cu. Ba, Cu, Ni – это элементы с коэффициентом биологического поглощения от 1 до 0,1; Li и Cr – элементы слабого и очень слабого биологического захвата, КБП = 0,1–0,001 [10]. Таким образом, растения у солотвалов поглощали элементы, которые не должны в них накапливаться относительно их содержания в ТПО.

Усиленное накопление металлов, вероятно, связано с несбалансированным минеральным питанием растений, произрастающих на ТПО, засоленных хлоридами натрия [7].

Большинство видов растений относятся к исключителям, т.к. накапливают ТМ в подземных органах, локализуя в ризодерме и коре [6]. Гистохимические исследования молокана татарского (*Lactuca tatarica*) и мать-и-мачехи обыкновенной (*Tussilago farfara*) из зоны солеотвалов, выдержанных в растворах солей никеля и свинца, подтвердили избирательность поглощения элементов. Отложения свинца в основном приурочены к клеткам ризодермы – основному барьеру на пути поглощения ионов корнем, а также в коре и эндодерме. Эндодерма служит физиологическим барьером для поступления свинца в центральные ткани корня, проводящие ткани, и далее – в наземные органы (табл. 2, 3).

Транспорт никеля отличался от транспорта свинца, никель локализовался не только в ризодерме, коре и в эндодерме, но и в сердцевине корневища мать-и-мачехи. Он был обнаружен в протопластах и в межклетниках клеток коры. Это говорит о том, что для никеля менее выражены физиологические барьеры в эндодерме – на тканевом и в плазмолемме – на клеточном уровне.

Молокан татарский отличался от мать-и-мачехи более выраженной барьерной функцией корневой системы в отношении исследуемых металлов.

Выводы

1. Микроэлементный состав техногенных поверхностных образований зоны солеотвалов сформирован под влиянием отходов производства минеральных удобрений. В нерастворимом остатке отходов и в ТПО повышено содержание Cu, Mn, Pb, Co по сравнению с дерново-подзолистой почвой и с кларками почв мира.

2. Растения из зоны воздействия солеотвалов по-разному накапливали металлы, количество которых в листьях колебалось в значительных пределах. Из 18 видов растений более половины характеризовались повы-

шенным содержанием Ba, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn и Li, что обусловлено, по-видимому, не только техногенным загрязнением, но и несбалансированностью минерального питания растений в условиях засоленной и щелочной почвенной среды.

3. Модельные опыты с растениями из зоны солеотвалов показали избирательный характер поглощения металлов; эндодерма корневой системы служит физиологическим барьером, препятствующим поступлению Pb в жизненно-важные части растений; Pb накапливался в клеточных стенках корней растений; Ni слабее задерживался физиологическими барьерами тканевого и клеточного уровня корня растений. Молокан татарский (*Lactuca tatarica*) отличался более выраженными барьерными механизмами в отношении тяжёлых металлов по сравнению с мать-и-мачехой обыкновенной (*Tussilago farfara*).

Литература

1. Baker A.J.M. Metal Tolerance // *New Phytol.* 1987. V. 106. P. 93–111.
2. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Изд-во Мир, 1989. 440 с.
3. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
4. Ковалевский А.Л. Биогеохимия растений. Новосибирск: Наука, 1991. 288 с.
5. Sanita di Toppi L., Gabbrielli R. Response to Cadmium in Higher Plants // *Environ. Exp. Bot.* 1999. V. 41. P. 105–130.
6. Еремченко О.З., Лымарь О.А. Почвенно-экологические условия зоны солеотвалов и адаптация к ним растений // *Экология.* 2007. № 1. С. 18–23.
7. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 253 с.
8. Серегин И.В., Иванов В.Б. Гистохимические методы изучения распределения кадмия и свинца в растениях // *Физиология растений.* 1997. № 6. Т. 44. С. 915–919.
9. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М.: Академия, 2003. 400 с.
10. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 527 с.

Техногенная трансформация ландшафтно-геохимических процессов в районе добычи калийно-магниевых солей

© 2014. Е. А. Хайрулина, к.г.н., в.н.с.,

Естественнонаучный институт Пермского государственного национального
исследовательского университета,
e-mail: elenakhay@gmail.com

В работе проанализированы основные ландшафтно-геохимические процессы, трансформация которых произошла в результате разработки Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей (Пермский край). Основное техногенное воздействие связано с проявлением процессов галогенеза, в результате которого происходит засоление почв, поверхностных и подземных вод. Из всего многообразия ландшафтно-геохимических процессов наибольшей трансформации подверглись седиментогенез, в результате которого в донных отложениях рек происходит накопление техногенного вещества и биогенез со сменой зональной таёжной растительности на солеустойчивые виды. Поступление техногенных высокоминерализованных вод приводит к активизации сульфидогенеза и оксидогенеза. Эти процессы наблюдаются как в донных отложениях, так и в местах площадной разгрузки грунтовых вод в долине реки. Наибольшей трансформации подвергаются подчинённые наземные и аквальные ландшафты в районах добычи калийно-магниевых солей.

This paper presents the main geochemical processes in landscapes that have transformed in result of Upper Kama potassium and magnesium salts deposit development (Perm krai). Halogenesis is the main technogenic impact, which resulted in salinization of soils, surface water and groundwater. Biogenesis and sedimentogenesis are the most transformed landscape-geochemical processes. There takes place accumulation of technogenic matter in river sediments and the change of taiga vegetation to salt resistance species.

Highly mineralized technogenic water activates sulfidogenesis and oxidogenesis. These processes are observed in the river sediment, and in the river valley where groundwater is discharged. In the territory of salt deposit development alluvial terrestrial and aquatic landscapes are the most transformed.

Ключевые слова: ландшафтно-геохимические процессы, месторождение калийно-магниевых солей, техногенная трансформация.

Keywords: geochemical processes in landscape, potassium and magnesium salts deposit, technogenic transformation.

Формирование природно-техногенных геосистем в условиях разработки месторождений полезных ископаемых связано с привлечением техногенного вещества в миграционные циклы химических элементов и трансформацией зональных ландшафтно-геохимических процессов.

Согласно М. А. Глазовской [1], ландшафтно-геохимические процессы – совокупность взаимосвязанных биогеохимических, физико-химических, физических явлений, в результате совместного действия которых в ландшафтной сфере и её подсистемах идёт, при воздействии солнечной энергии и внутренней энергии Земли, постоянное возобновление живого вещества, трансформация органических, органоминеральных и минеральных соединений, сопровождающееся пространственной дифференциацией химических элементов.

Целью работы является выявление основных ландшафтно-геохимических процессов, которые подверглись техногенной трансформации на территории крупнейшего в России разрабатываемого месторождения солей – (ВКМС) (Пермский край).

Химический анализ включал общий анализ поверхностных и подземных вод, водной вытяжки из почв методом капиллярного электрофореза на приборе КАПЕЛЬ-105. Определение микроэлементов в водах, почвах и донных отложениях проводилось методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на ELAN 9000 после микроволнового кислотного разложения.

Выполнение минералогического анализа почв и донных отложений осуществлялось Б.М. Осовецким и Г.А. Исаевой (сектор наноминералогии ПГНИУ). Проводилось отмучивание образцов, частицы глинистой фракции

размером менее 0,01 мм были удалены. Минералогический анализ более крупных частиц выполнялся с использованием бинокулярного микроскопа Nikon 104 (Япония).

Формирование месторождения в Предуральском краевом прогибе связано с галогенными осадками лагунного типа, отложившимися в ранней перми. Промышленное освоение месторождения началось в 30-е годы XX века. Площадь месторождения составляет 6,5 тыс. км². Содержание KCl в руде 18–34%. Геологические запасы месторождения по карналлитовой породе составляют 96,4 млрд т, по сильвинитам – 112,2 млрд т, по каменной соли – 4,65 трлн т. Ежегодная добыча калийно-магниевых солей осуществляется в объёме около 40 млн т в год. Добытая руда обогащается флотационным и галургическим способами на обогатительных фабриках рудоуправлений. Калийно-магниево-соли обогащены до промышленных значений бромом и оксидом рубидия.

Основными факторами, влияющими на трансформацию природной среды в пределах разрабатываемых месторождений, являются геохимическая специфика разрабатываемой толщи и особенности технологического процесса [2]. Согласно металлогеническому районированию Пермского края [3] район калийно-магниевых солей обогащён Na, K, Rb, Li, Cs, Fr, Be, Mg, Sr, Ba, Ra, Au, Pt и металлами платиновой группы.

Калийное производство, как и другие горнодобывающие предприятия, сопровождается накоплением значительного количества отходов разного фазового состава (шламохранилище, солеотвал, рассолосборники). Галитовые отходы и глинисто-солевые шламы характеризуются высоким содержанием Ba, Fe, Cd, Co, Mn, Cu, Ni, Rb, Sr, Cr, Zn, Br [4].

Атмосферные осадки фильтруются сквозь тело солеотвала и шламохранилища, формируют техногенные стоки. Стоки с солеотвалов характеризуются хлоридно-натриевым составом. Минерализация сточных вод составляет до 362 г/л с рН 6,6. Содержание хлоридов достигает 207 г/л, сульфатов 3,7 г/л, натрия 128 г/л, калия 20 г/л. Среди микроэлементов наибольшие концентрации достигают Sr, Mn, Rb, Br, Ba, Cr, Zn, Li, V и ряд других редких элементов.

Стоки с шламохранилища также представлены хлоридно-натриевой фацией. Минерализация составляет 139 г/л. Содержание хлоридов достигает 79 г/л, сульфатов – 2 г/л, натрия – 36 г/л, калия – 19 г/л. Среди микроэ-

лементов преобладают те же элементы: Sr, Mn, Rb, Br, Ba, Zn, Li, V и др.

Стоки с отвалов и шламохранилищ без очистки поступают в поверхностные и подземные воды, вызывая наибольшую трансформацию химического состава приповерхностной гидросферы на значительной территории. Активная миграция техногенного вещества приводит к трансформации естественных ландшафтно-геохимических процессов.

В условиях большого количества осадков и с учётом характера поступления загрязняющих веществ в окружающую среду одним из наиболее важных ландшафтно-геохимических процессов в формировании природно-техногенных геосистем на исследуемой территории является гидрогенез.

Гидрогенез (по А.И. Ферсману) – совокупность геохимических процессов в зоне гипергенеза, связанная с проникновением воды в литосферу и сопровождающаяся растворением, переносом и вторичным выпадением из растворов различных минералов [1]. Гидрогенез включает два миграционных потока – атмохимический и гидрохимический. В атмогидрохимических круговоротах наиболее активно мигрируют легкорастворимые соединения.

В случае накопления солей в ландшафтах проявляется галогенез. *Галогенез* – это направленный ландшафтно-геохимический процесс, в результате которого идёт аккумуляция в ландшафтах легкорастворимых солей [1]. В природных условиях галогенез проявляется в аридных и субаридных ландшафтах или в экстраконтинентальных холодных регионах страны, где происходит криогенная метаморфизация природных вод. На исследуемой территории, процессы галогенеза имеют техногенное происхождение. Источником солей являются извлекаемые на поверхность соленосные горные породы и отходы калийного производства. Их дальнейшая миграция происходит в составе водных и воздушных потоков.

Гидрохимический миграционный поток. Природные поверхностные воды характеризуются гидрокарбонатно-кальциевой фацией с минерализацией 330 мг/л и рН 7,4. Подземные воды, в основном разгружающиеся на поверхность, относятся к шешминскому водоносному комплексу, характеризующемуся гидрокарбонатно-кальциевой фацией с минерализацией 263 мг/л и рН 7,6.

Поскольку основными загрязнителями при разработке калийных месторождений

являются легкорастворимые соли, именно они активно мигрируют в поверхностных и подземных водах, формируя контрастные техногенные геохимические аномалии и распространяясь на значительное расстояние.

В районе воздействия солеотвалов и шламохранилищ гидрокарбонатно-кальциевая фация поверхностных вод сменяется на хлоридно-натриевую. Минерализация поверхностных вод достигает 14 г/л, концентрация хлоридов увеличивается до 9 г/л, натрия до 2,7 г/л и калия до 1 г/л при pH 7,5. По превышению над природным фоном (K_c) макрокомпоненты распределяются следующим образом: $K^+(894) > SO_4^{2-}(287) > Cl^-(285) > Na^+(261) > Mg^{2+}(14) > Ca^{2+}(11)$. Микроэлементы имеют более контрастные превышения над фоном (по K_c): $Mn(580) > Pb(362) > Tl(107) > Ge(88) > Sr(60) > Rb(43) > Co(29)$.

Несмотря на фильтрацию сточных вод солеотвалов и шламохранилищ через почву и грунты, трансформация химического состава подземных вод проявляется не менее ярко, чем поверхностных, особенно по содержанию основных водных мигрантов.

Минерализация достигает 11,6 г/л, концентрация хлоридов увеличивается до 6,9 г/л, натрия до 2,5 г/л и калия до 1,2 г/л при pH 7,1. Среди макрокомпонентов наибольшие коэффициенты концентрации отмечены для $K^+(2046) > Cl^-(889,2) > Na^+(275) > SO_4^{2-}(179,2) > Mg^{2+}(50,1)$. Среди микроэлементов превышения над фоном менее значительны, по значению K_c элементы располагаются следующим образом: $Pb(87) > Sr(78) > Co(39) > Mn(7)$. Появляются многие редкоземельные элементы, которые не были обнаружены в природных подземных водах (Tm, Sm, Lu, Eu, Yb и др.).

В результате поступления с поверхностным стоком высокоминерализованных сточных вод вблизи отвалов и в местах выхода высокоминерализованных подземных вод на поверхность в долинах рек формируются очаги почвенного засоления. Концентрация водорастворимых солей в почвенном растворе достигает 0,58 %, что соответствует «сильной» степени засоления. Тип засоления содово-сульфатный – $Cl^-: SO_4^{2-} < 1; HCO_3^- < SO_4^{2-}$ [5].

Атмохимический миграционный поток.

Солеотвалы являются не только источником загрязнения гидросферы, но и атмосферы. По оценкам некоторых предприятий калийной отрасли с отвалов сдувается около 3,6 млн тонн вещества в год. При этом необходимо учесть, что в зимнее время воздействие отвалов на химический состав атмосферного воздуха будет

проявляться менее ярко из-за остановки процессов растворения на поверхности отвалов в период отрицательных температур [6].

Даже при отсутствии добывающего комплекса вблизи отвалов наблюдается увеличение содержания приоритетных загрязнителей в атмосферном воздухе – хлорида калия и взвешенных веществ. Например, в населённом пункте, расположенном на расстоянии более 4 км от калийных предприятий, превышение предельно-допустимых максимально разовых концентраций в воздухе (ГН 2.1.3.1983-05) может превышать в 4 раза. Таким образом формируются площадные техногенные аномалии с повышенной минерализацией почвенного покрова.

Механогенез. Важную роль в формировании природно-техногенных ландшафтов играет техногенный механогенез. В результате извлечения на поверхность калийных пород на территории Верхнекамского месторождения накоплено более 270 млн т галитовых отходов и более 30 млн м³ глинисто-солевых шламов [4].

Седиментогенез – это совокупность процессов, приводящих к образованию и накоплению осадков. В условиях техногенеза донные отложения водоёмов, рек, озёр и морей свидетельствуют об особенностях современного осадконакопления [7].

Обилие атмосферных осадков и расчленённость рельефа изучаемой территории обеспечивают высокую степень водной миграции химических элементов. В связи с этим возрастает роль донных отложений в перераспределении химических веществ в системе вода – донные отложения.

В водной вытяжке из донных отложений в зоне влияния шламохранилищ и солеотвалов преобладают хлориды – 28 г/л, натрий – 13 г/л, калий – 2,9 г/л при pH 7,2. Относительно фоновых значений (K_c) обнаружены превышения для $Na(137) > Cl(131) > K(130) > SO_4(79)$. Наибольшим значением K_c среди микроэлементов в донных отложениях обладает Mn (K_c 4).

В донных отложениях рек накапливаются техногенные компоненты. Так, в донных отложениях р. Лёнвы (ниже стока со шламохранилища) были обнаружены сферулы и железные агломераты.

Оксидогенез – процессы окисления железа и марганца в условиях свободного доступа воздуха. В природных условиях процессы оксидогенеза могут наблюдаться в лесных подстилках [1], в гидроморфных почвах в верхних

горизонтах формируются ферроксигит, гематит и гетит [8]. На окислительных барьерах в кислых солончаках формируются своеобразные «железные шляпы» в результате накопления оксидов железа [9, 10].

Отходы калийного производства содержат высокие концентрации железа. В галитовых отходах содержание железа изменяется от 380 до 990 мг/кг, а в глинисто-солевых шламах – от 1450 до 4200 мг/кг. Сточные воды солеотвалов и шламохранилищ обогащают поверхностные и подземные воды железом.

В долинах рек в местах выхода высокоминерализованных грунтовых вод на поверхность резко увеличивается содержание железа в водной вытяжке из почв до 88 мг/л. В условиях окислительного режима двухвалентное железо окисляется с образованием гидрогетита, гетита, магматита и других железистых образований. В таких местах формируются пятна охристого цвета с отсутствием растительности. Минералогический анализ верхнего горизонта почв (глубиной 0–2 см) показал, что содержание железистых образований достигает 73,9 % от нерастворимой части пробы, а ожелезнённые растительные остатки – 20 %.

Формирование окислительных барьеров происходит и в донных отложениях р. Лёнва. Высокое содержание Mn на фоне других микроэлементов (Kc 4) свидетельствует об осаждении данного элемента на поверхности донных отложений в окислительных условиях щелочных речных вод.

Сульфидогенез. В условиях поступления обогащённых сульфатами техногенных вод в донных отложениях, засоленных почвах и «солёных» болотах усиливаются процессы сульфидогенеза – восстановление серы сульфатов до сероводорода и образования сульфидов [1].

При взаимодействии сульфидов с углекислотой, выделяющейся при разложении органических остатков, образуются углекислые соли и сероводород. Анализ содержания сероводорода в донных отложениях и в почвах в местах площадной разгрузки высокоминерализованных подземных вод в долине р. Лёнва показал резкое увеличение концентрации сероводорода до 23,1 мг/л. Значение показателя Eh изменяется от -198 до -249 мВ, что свидетельствует о развитии резко восстановительных условий.

Высокое содержание сульфатов в поверхностных водах и образование сероводорода способствуют формированию в донных отложениях гидротроилитового горизонта чёрного цвета ниже окислительного горизонта охристого цвета.

В природных условиях гидротроилит – водный сульфид железа – образуется в сульфатных водоёмах степной и пустынной зон [9], где развивается десульфуризация и продуцируется H_2S .

Биогенез – совокупность геохимических процессов, обусловленных созданием и разложением органического вещества в ландшафтах [1].

Для фоновых природных комплексов, как и в целом для растений таёжной зоны, характерно интенсивное накопление марганца, цинка и бария. Коэффициент биологического поглощения данных элементов в зональных природных комплексах превышает 20 [11].

Солевой стресс сопровождается гибелью типичных таёжных видов растений, однако стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями. На фоне естественной растительности своеобразной растительной формацией выделяются «солёные болота» [5]. Несмотря на очевидное экологическое неблагополучие, обусловленное высоким уровнем засоления, для них характерна весьма устойчивая и продуктивная травянистая формация из сорно-рудеральных и галофитных видов с преобладанием тростника и мари сизой.

Среди микроэлементов в растительности концентрируются Rb и Sr. Коэффициенты концентрации Rb и Sr в почвенном субстрате превышали фон до трёх раз (Kc 1,2–3) [5]. Это свидетельствует о формировании специфической щелочнометалльной биогеохимической аномалии, развивающейся под влиянием двух факторов: повышенной концентрации Rb в промышленном шламе и подщелачивания почвенной среды, вызывающей его осаждение.

В аквальных ландшафтах преобладает макрочитная водоросль *Enteromorpha*, семейства *Ulvaceae* (определение выполнено Н.А. Мартыненко). Данный вид является показателем высокого содержания хлоридов [12].

Некоторые из перечисленных ландшафтно-геохимических процессов встречаются в таёжных ландшафтах, например сульфидогенез, седиментогенез, оксидогенез, другие же не характерны для этой природной зоны, например, галогенез. Поступление техногенных высокоминерализованных вод приводит к активизации существующих и появлению новых ландшафтно-геохимических процессов, формированию специфических природно-техногенных систем с высокой минерализацией и преобладанием галогенеза, сульфидогенеза и оксидогенеза в подчинённых наземных

и аквальных ландшафтах в районах добычи калийно-магниевых солей.

Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки РФ в рамках базовой части государственного задания 2014/153.

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М.: Географический факультет МГУ, 2007. 350 с.
2. Максимович Н.Г. Проблемы экологии и экономики при освоении минерально-сырьевой базы // Промышленная безопасность и экология. 2006. № 3. С. 27–29.
3. Попов А.Г. Металлогеническое районирование. Пермский край // Вестник Пермского университета. Геология. 2008. Вып. 10 (26). С. 103–110.
4. Бачурин Б.А., Бабошко А.Ю. Эколого-геохимическая характеристика отходов калийного производства // Горный журнал. 2008. № 10. С. 88–91.
5. Максимович Н.Г., Ворончихина Е.А., Хайрулина Е.А., Жекин А.В. Техногенные биогеохимические процессы в Пермском крае // Геориск. 2010. № 2. С. 38–45.
6. Рочев А.В. Формирование минералогической зональности соляных отвалов на Верхнекамском месторождении калийных солей: Дис... канд. геол.-мин. наук. Миасс: Институт минералогии УрО РАН. 2000. 106 с.
7. Опекунов А.Ю. Экологическая седиментология: учеб. пособие. СПб: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2012. 224 с.
8. Водяницкий Ю.Н., Васильев А.А., Кожева А.В., Сатаев Э.Ф. Особенности поведения железа в дерново-подзолистых и аллювиальных оглеенных почвах Среднего Предуралья // Почвоведение. 2006. № 4. С. 396–409.
9. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М: «Астрей-2000», 1999. 768 с.
10. Salama R.B., Otto C.J., Fitzpatrick R.W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization // Hydrogeology Journal. 1999. № 7. P. 46–64.
11. Хайрулина Е.А., Ворончихина Е.А. Оценка современного биогеохимического состояния заповедных экосистем Пермского края // Вестник Пермского университета. Серия Биология. 2007. Выпуск 5 (10). С. 155–160.
12. Унифицированные методы исследования качества вод. М.: СЭВ, 1983. 371 с.

Персистентность некоторых фосфорорганических соединений в почвах различных типов

© 2014. П.В. Наумов, аспирант Л. Ф. Щербакова, к.х.н., доцент,
Саратовский государственный технический университет имени Ю. А. Гагарина,
e-mail: shchlf@yandex.ru

Изучена устойчивость токсичных О-изобутилметилфосфоната (I) и О,О'-диизобутилметилфосфоната (II) в естественных почвах, характерных для районов уничтожения химического оружия, пос. Марадьковский Кировской области, пос. Леонидовка Пензенской области и г. Почеп Брянской области. Эксперимент проводили при температурах 7 и 17°C. Деструкция фосфорорганических соединений (ФОС) протекала при различных значениях влажности: в воздушно-сухой почве и при влажности 30, 50 и 70%. Анализ образцов на остаточное содержание исследуемых ФОС проводили газохроматографическим методом. Установлено, что гидролиз рассматриваемых соединений происходит медленно: периоды полураспада при 17°C находятся в интервалах 2045–3300 и 816–1306 ч. Кинетические параметры реакций разложения в значительной степени зависят от содержания гумуса и гранулометрического состава почвы. Так, при 7°C константы скорости реакции гидролиза (I) и (II) в дерновой почве увеличиваются в 1,25 и 1,3 раза по сравнению с подзолистой. Происходит это в результате роста значений фактора Аррениуса. При увеличении влажности до 30, 50 и 70%, по сравнению с воздушно-сухими образцами, τ_{50} (I) уменьшаются на 6–11, 13–18 и 18–26% соответственно. Для (II) эти значения колеблются в более широком диапазоне и в среднем составляют 12, 16 и 24% соответственно.

По константе скорости для (I) и (II) построены селективные ряды изучаемых почв. Наиболее активно ФОС разлагаются в дерновой и серой лесной почвах, наименее – в дерново-подзолистых и подзолистых. Выявленные закономерности могут быть использованы при экологическом мониторинге и ремедиации почв указанных объектов.

The persistence and kinetics of decomposition toxic O-isobutyl-methylphosphonate (I) and O,O'-diisobutyl-methylphosphonate (II) is studied in the soil areas of chemical weapons decommission plant in the settlement Maradykovskiy in the Kirov region, in the settlement Leonidovka, in the Penza region and in the town of Pochep, the Bryansk region. The experiment was conducted at 7°C and 17°C. Destruction of organophosphorus compounds was performed at the different degrees of humidity: dry soil, as well as 30%, 50% and 70% humidity. Analysis of the samples for the organophosphorus compounds contents was made with the use of gas chromatography method. Kinetic parameters of the decomposition reactions largely depend on the content of humus and granulometric composition of soil. In particular, at 7°C the reaction rate constant of hydrolysis (I) and (II) in the sod-podzol soil is increased by 1.25-1.3 as compared with podzol. It happens due to increasing the values of Arrhenius Factor. With humidity increase to 30, 50 and 70%, as compared with dry soil, τ_{50} (I) decreases by 6-11, 13-18 and 18-26% accordingly. For (II) these values vary in the bigger range and equal to 12, 16 and 24% accordingly.

The most actively the studied compounds decompose the turf and grey forest soil, the least actively – in sod-podzol and podzol soil. The revealed regularities can be used for environmental monitoring and remediation of soils of the specified objects.

Ключевые слова: почва, гумус, миграция, сорбция, фосфорорганические соединения, уничтожение химического оружия.

Keywords: soil, humus, migration, sorption, organophosphorus compounds, destroy chemical weapons.

По окончании уничтожения химического оружия (УХО) задействованные территории должны быть восстановлены. В настоящее время ведутся работы по изучению исходных данных и планированию мероприятий по восстановлению естественных природных сред районов УХО.

Для объектов, производящих ликвидацию фосфорорганических токсичных химикатов (ФТХ), необходимо располагать полной информацией о свойствах образующихся продуктов детоксикации. Токсичность и миграционная

способность фосфорорганических соединений (ФОС) – продуктов промышленной деструкции ФТХ рассмотрена в работах [1–4], дана оценка устойчивости почв к техногенному загрязнению в районе УХО [5], а информация о стойкости и особенностях разложения указанных соединений в природных средах недостаточна. Поэтому целью работы явилось изучение персистентности и кинетики разложения ФОС в почвах различных типов из районов УХО.

Известно, что основными продуктами деструкции ФТХ О-изо-S-2-(N,N-диэтиламино)

этилтиолового эфира метилфосфоновой кислоты являются О-изобутилметилфосфонат (I) и О,О'-диизобутилметилфосфонат (II) [6]. Объектом наших исследований являются реальные природные почвы районов УХО пос. Марадыковский Кировской области, пос. Леонидовка Пензенской области и г. Почеп Брянской области.

Образцы почв отобраны в районе объекта УХО пос. Марадыковский: дерновая, супесь – берег р. Вятки; подзолистая, супесь – поляна вблизи вахтового городка; дерново-подзолистая, суглинистая – берег пруда на р. Погиблица.

Образцы почв отобраны в районе объекта УХО пос. Леонидовка: серая лесная щепнистая, супесь – берег Сурского водохранилища, серая лесная, супесь – берег оз. Мохового.

Образцы почв отобраны в районе объекта УХО г. Почеп: серая лесная, суглинок – берег р. Рожок, дерново-подзолистая, суглинок – километр от южной окраины г. Почеп.

Отбор почвенных образцов, подготовку почв к анализам проводили в соответствии с ГОСТами, анализы выполняли по общепринятым методикам [7–9]. В исследуемых почвах изучалась устойчивость и кинетика реакций разложения (I) и (II). Образцы почв просеивали через сито с ячейками 0,5 мм, оставляя мелкую фракцию, и выдерживали при 105°C в течение 1 часа в сушильном шкафу. Эксперимент проводили при температурах 7 и 17°C. Деструкция ФОС протекала при различных значениях влажности: в воздушно-сухой почве и при влажности 30, 50 и 70%. Такие параметры были выбраны на основании результатов исследований [10]. Необходимая влажность достигалась добавлением соответствующего количества дистиллированной воды. В предварительно взвешенный образец почвы вносили расчётное количество (I) или (II) для создания содержания $2,5 \times 10^{-5}$ и $1,8 \times 10^{-5}$ моль/кг соответственно, тщательно перемешивали и отбирали через определённые промежутки времени. Для исключения потери влаги образцы почв помещали в герметичные эксикаторы. Анализ образцов на остаточное содержание исследуемых ФОС проводили газохроматографическим методом по методикам [11, 12].

По кинетическим кривым определяли периоды полураспада τ_{50} исследуемых ФОС в каждом типе почв и при конкретных условиях, рассчитывали константу скорости реакции k , энергию активации E_a и фактор Аррениуса A . Расчёт производили аналогично работе [13].

Опытные и расчётные данные эксперимента разложения (I) и (II) в почвах района пос. Марадыковский представлены в таблицах 1 и 2, в почвах района пос. Леонидовка в таблицах 3 и 4, в почвах района г. Почеп в таблицах 5 и 6.

Данные, приведённые в таблицах, указывают на высокий уровень персистентности исследуемых соединений в почве в природных условиях. Особенно это относится к (I). Физико-химические свойства почв различных типов в разной степени влияют на кинетические параметры деструкции. Отмечено, что в большей степени величина периода полураспада зависит от содержания гумуса в почве и её гранулометрического состава.

Выявлена стабильная обратная зависимость τ_{50} от насыщенности грунта органическим веществом. Например, в отношении (I) для дерновой почвы из района пос. Марадыковский (табл. 1) и обеих разновидностей серых лесных почв района пос. Леонидовка (табл. 3) периоды полураспада близки по значению: при 17°C и влажности образцов 30% они отличаются друг от друга на 2–6%. Объясняется это сходным уровнем гумусированности этих образцов почв. К тому же, если рассмотреть несколько типов почв с постепенным увеличением доли органической составляющей, можно выявить закономерность: скорость детоксикации также возрастает. На наш взгляд, удобнее всего исследовать данное явление на почвах района пос. Марадыковский. Так, τ_{50} (II) в воздушно-сухих образцах при 7°C последовательно возрастает от 2364 через 2616 до 2820 час. для дерновых, дерново-подзолистых и подзолистых почв соответственно (табл. 2).

Кроме того, значительно влияет на гидролиз (I) и (II) гранулометрический состав почв. Установлено, что в почве с высокой долей мелких частиц (тяжёлый механический состав) разложение ФОС замедлено. Так, например, в почвах районов пос. Леонидовка и г. Почеп, относящихся к одному классу серые лесные, и незначительно отличающихся по содержанию гумуса [14], τ_{50} заметно отличается. Для лёгких суглинков из района УХО г. Почеп при температуре 7°C и влажности 30% значение τ_{50} для (I) составляет 5016 час. (табл. 5), тогда как в супеси из района пос. Леонидовка данный параметр снижается до 4764–4890 час. при неизменности прочих параметров (табл. 3). Для супесчаных почв – дерновых из района пос. Марадыковский и серых лесных из района пос. Леонидовка – наблюдается примерное равенство значений τ_{50} (табл. 1 и 3 соответственно).

Таблица 1
Кинетические характеристики гидролиза О-изобутилметилфосфоната в почвах района пос. Марадьковский (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв											
	Дерновая, супесь				Подзолистая, супесь				Дерново-подзолистая, суглинок			
	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
Влажность, %	49,7±2,5	48,3±2,4	48,7±2,4	47,8±2,4	48,2±2,4	47,4±2,4	47,1±2,4	48,9±2,5	46,7±2,3	47,6±2,4	47,1±2,4	46,7±2,3
$E_a \cdot 10^{-3}$, Дж/моль	2,56±0,13	1,53±0,08	1,97±0,1	1,39±0,07	1,03±0,05	0,82±0,04	0,75±0,04	1,72±0,09	0,61±0,02	0,95±0,05	0,83±0,04	0,73±0,04
t , °C	7±0,2											
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	138±7	149±7	158±8	167±8	103±5	114±6	121±6	128±6	114±6	126±6	135±7	142±7
τ_{50} , ч	5016±251	4638±232	4392±220	4152±208	6744±337	6060±303	5720±286	5400±270	6060±303	5520±276	5144±257	4890±245
t , °C	17±0,2											
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	288±14	306±15	325±16	339±17	210±11	231±12	244±12	265±13	229±11	254±13	271±14	283±14
τ_{50} , ч	2403±120	2268±113	2133±107	2045±102	3300±165	3000±150	2846±142	2616±131	3031±152	2728±136	2560±128	2448±122

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Таблица 2
Кинетические характеристики гидролиза О,О'-дизобутилметилфосфоната в почвах района пос. Марадьковский (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв											
	Дерновая, супесь				Подзолистая, супесь				Дерново-подзолистая, суглинок			
	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
Влажность, %	53,7±2,7	56,1±2,8	55,2±2,8	54,3±2,7	51,9±2,6	53,0±2,7	53,6±2,7	52,3±2,6	53,0±2,7	54,7±2,7	53,9±2,7	53,5±2,7
$E_a \cdot 10^{-3}$, Дж/моль	31,5±1,6	96,1±4,8	69,5±3,5	51,3±2,6	12,2±0,6	21,0±1,1	27,4±1,4	16,2±0,8	21,0±1,1	44,6±2,2	33,8±1,7	29,3±1,5
t , °C	7±0,2											
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	293±15	331±17	352±18	380±19	246±12	265±13	272±14	283±14	265±13	279±14	295±15	304±15
τ_{50} , ч	2364±118	2093±105	1968±98	1824±91	2820±141	2616±131	2549±127	2448±122	2616±131	2482±124	2347±117	2280±114
t , °C	17±0,2											
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	650±33	760±38	798±40	849±42	531±27	581±29	602±30	614±31	581±29	628±31	656±33	672±34
τ_{50} , ч	1066±53	912±46	869±43	816±41	1306±65	1192±60	1152±58	1128±56	1192±60	1104±55	1056±53	1032±52

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Таблица 3

Кинетические характеристики гидролиза О-изобутилметилфосфоната в почвах района пос. Леонидовка (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв										
	Серая лесная щебнистая, супесь					Серая лесная, супесь					
	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
Влажность, %	48,6±2,4	47,7±2,4	47,5±2,4	47,9±2,4	48,8±2,4	47,7±2,4	47,5±2,4	47,9±2,4	48,1±2,4	47,8±2,4	47,0±2,4
$E_a \cdot 10^3$, Дж/моль	1,57±0,08	1,25±0,06	1,23±0,06	1,15±0,06	1,83±0,09	1,25±0,06	1,23±0,06	1,15±0,06	1,35±0,07	1,26±0,06	0,97±0,05
τ_{50} , ч	135±7	145±7	164±8	131±7	145±7	157±8	164±8	131±7	142±7	154±8	162±8
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	5144±257	4764±238	4224±211	5272±264	4764±238	4416±221	4224±211	5272±264	4890±245	4512±226	4272±214
t , °C	17±0,2										
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	277±14	300±15	332±17	267±13	300±15	318±16	332±17	267±13	289±14	312±16	326±16
τ_{50} , ч	2504±125	2313±116	2088±104	2592±130	2313±116	2178±109	2088±104	2592±130	2397±120	2223±111	2128±106

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Таблица 4

Кинетические характеристики гидролиза О,О'-диизобутилметилфосфоната в почвах района пос. Леонидовка (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв										
	Серая лесная щебнистая, супесь					Серая лесная, супесь					
	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
Влажность, %	55,6±2,8	54,0±2,7	53,7±2,7	54,8±2,7	54,1±2,7	54,0±2,7	53,7±2,7	54,8±2,7	55,3±2,8	55,1±2,8	54,0±2,7
$E_a \cdot 10^3$, Дж/моль	67,4±3,4	41,0±2,1	37,1±1,9	48,2±2,4	41,0±2,1	40,8±2,0	37,1±1,9	48,2±2,4	63,1±3,2	62,2±3,1	40,8±2,0
τ_{50} , ч	283±14	322±16	352±18	279±14	322±16	341±17	352±18	279±14	304±15	326±16	341±17
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	2448±122	2155±108	1968±98	2482±124	2155±108	2030±102	1968±98	2482±124	2280±114	2124±106	2030±102
t , °C	17±0,2										
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹	645±32	718±36	781±39	630±31	718±36	760±38	781±39	630±31	690±34	738±37	760±38
τ_{50} , ч	1074±54	966±48	888±44	1101±55	966±48	912±46	888±44	1101±55	1005±50	939±47	912±46

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Таблица 5
Кинетические характеристики гидролиза О-изобутилметилфосфоната в почвах района г. Почеп (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв							
	Серая лесная, суглинок			Дерново-подзолистая, суглинок				
Влажность, %	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
$E_a \cdot 10^3$, Дж/моль		47,1±2,4	48,3±2,4	48,0±2,4		47,4±2,4	48,6±2,4	47,9±2,4
$A \cdot 10^{-5}$, ч ⁻¹		0,78±0,04	1,50±0,07	1,43±0,07		0,77±0,04	1,42±0,07	0,88±0,04
t , °C		7±0,2						
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹		128±6	138±7	149±7		111±6	121±6	131±7
τ_{50} , ч		5400±270	5016±251	4638±232		6240±312	5720±286	5112±256
t , °C		17±0,2						
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹		258±13	283±14	306±15		224±11	249±12	265±13
τ_{50} , ч		2688±134	2448±122	2268±113		3093±155	2784±139	2616±131

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Таблица 6
Кинетические характеристики гидролиза О,О'-диизобутилметилфосфоната в почвах района г. Почеп (P=0,95, n=5)

Параметры	Типы почв							
	Серая лесная, суглинок			Дерново-подзолистая, суглинок				
Влажность, %	воздушно-сухая	30	50	70	воздушно-сухая	30	50	70
$E_a \cdot 10^3$, Дж/моль		55,0±2,8	55,1±2,8	54,4±2,7		53,3±2,7	54,6±2,7	53,7±2,7
$A \cdot 10^{-5}$, ч ⁻¹		50,4±2,5	61,4±3,1	57,9±2,9		23,1±1,2	41,8±2,1	30,5±1,5
t , °C		7±0,2						
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹		272±14	287±14	315±16		257±13	274±14	287±14
τ_{50} , ч		2549±127	2414±121	2202±110		2698±135	2532±127	2414±121
t , °C		17±0,2						
$k \cdot 10^6$, ч ⁻¹		614±31	652±33	704±35		566±28	614±31	636±32
τ_{50} , ч		1128±56	1063±53	1008±50		1224±61	1128±56	1089±54

Примечание: E_a – энергия активации, A – фактор Аррениуса, t – температура, k – константа скорости реакции, τ_{50} – период полураспада исследуемых соединений.

Содержание гумуса максимально в дерновых почвах (3,2%), в серых лесных 2,8–3,0%, в дерново-подзолистых снижается до 1,2–1,4%, наименее гумусированы подзолистые почвы [14]. Аналогичный ряд просматривается в изменении кинетических параметров деструкции рассматриваемых ФОС. Так, при 7°C константы скорости реакции гидролиза (I) и (II) в дерновой почве увеличиваются в 1,25–1,3 раза по сравнению с подзолистой (табл. 1, 2). Происходит это в результате роста значений фактора Аррениуса.

При увеличении влажности константы скорости разложения (I) и (II) по сравнению с воздушно-сухими образцами, при одинаковых прочих условиях, растут в 1,1–1,3 раза.

Кривая гидролиза (II) в дерновой почве района пос. Марадьковский Кировской области при 7°C представлена на рисунке.

Из рисунка видно, что всё разложение происходит в два этапа. Причём на первом этапе скорость гидролиза значительно выше. Моменту изменения скорости разложения на графике соответствует точка перегиба кривой. По внешнему виду зависимости схожи с экспонентой с отрицательным показателем.

Таким образом, впервые изучена кинетика разложения (I) и (II) в реальных почвах районов УХО. Нами установлено, что гидролиз рассматриваемых соединений происходит

медленно: при 17°C он протекает в интервалах 2045–3300 и 816–1306 час. Причём кинетические параметры реакций разложения в значительной степени зависят от свойств почвы, в первую очередь – от содержания гумуса и гранулометрического состава. Так, по константе скорости для (I) и (II) можно построить следующие селективные ряды:

дерновая супесчаная (Марадьковский) → серая лесная щебнистая (Леонидовка) → серая лесная супесчаная (Леонидовка) → серая лесная суглинистая (Почеп) → дерново-подзолистая суглинистая (Марадьковский) → дерново-подзолистая суглинистая (Почеп) → подзолистая супесчаная (Марадьковский).

Очевидно, что (I) и (II) наиболее активно разлагаются в дерновой и серой лесной почвах, наименее – в дерново-подзолистых и подзолистых.

Выявленные закономерности могут быть использованы при экологическом мониторинге и ремедиации объектов УХО.

Литература

1. Огородникова С.Ю., Головки Т.К. Влияние метилфосфоновой кислоты на растения пелюшки // Агрехимия. 2005. № 4. С. 37–41.
2. Огородникова С.Ю., Головки Т.К. Реакции растений ячменя на действие ксенобиотика – метилфосфо-

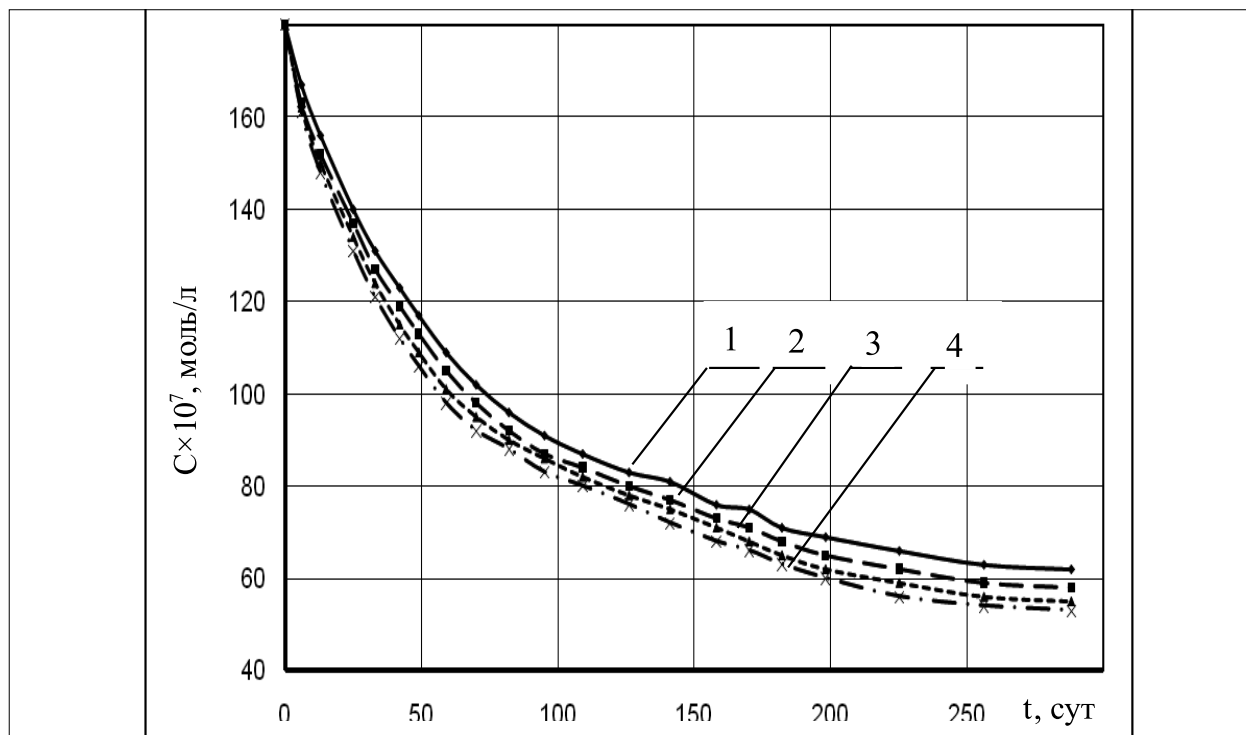


Рис. Кинетическая кривая гидролиза О,О'-диизобутилметил-фосфоната в дерновой почве района пос. Марадьковский при 7°C. 1 – воздушно-сухая; 2 – при влажности 30%; 3 – при влажности 50%; 4 – при влажности 70%.

новой кислоты в низких концентрациях // Сибирский экологический журнал. 2006. Т. 13. № 3. С. 371–375.

3. Щербакова Л.Ф., Наумов П.В., Скоробогатова В.И., Серебренников Б.В., Скоробогатов А.Г., Власов И.А., Сотников Н.В., Мандыч В.Г., Гелясов В.В., Попов А.А., Белокопытов Р.О. Изучение закономерностей миграции фосфорорганических химикатов в полевых условиях на почвах объекта по хранению и уничтожению химического оружия п. Леонидовка Пензенской области // Доклады академии военных наук, Поволжское отделение. 2009. Вып. № 4 (39). С. 57–63.

4. Малочкина Е.И., Уткин А.Ю. Установление класса токсичности и степени опасности промышленных отходов для битумно-солевых масс, полученных при уничтожении вязкого зомана // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия. М.: ВИНТИ, 2003. Вып. 4. С. 123–128.

5. Олькова А.С., Дабах Е.В. Оценка устойчивости почв и прогноз их состояния в районе уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 1. С. 73–76.

6. Демедюк В.В., Шалганова И.В., Широков А.Ю. Эколого-гигиеническая характеристика российской двухстадийной технологии химической детоксикации зарина, зомана, Ви-газов. М.-СПб. 1998. С. 23.

7. ГОСТ 17.4.4.02-84 «Охрана природы. Почва. Методы отбора и подготовки проб почвы для химического, бактериологического и гельминтологического анализа».

8. Полевые и лабораторные методы исследования физических свойств и режимов почв / Под ред. Е. В. Шеина. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 200с.

9. Роуэлл Д.Л. Почвоведение: методы и использование. М.: Колос, 1998. 486 с.

10. Мандыч В.Г., Щербаков А.А., Щербакова Л.Ф., Скоробогатова В.И., Серебренников Б.В., Скоробогатов А.Г., Сотников Н.В., Кобцов С.Н., Мандыч А.В., Наумов П.В., Ферезанова М.В., Гелясов В.В. Исследование физических характеристик почв на объекте по уничтожению химического оружия п. Марадьковский Кировской области // Доклады академии военных наук. Поволжское отделение. 2008. Вып. № 4 (33). С. 156–165.

11. МВИ № 031-03-248-07. Растегаев О.Ю., Федоренко Е.В., Заварзин В.А., Симоненко Н.С., Чупис В.Н., Черников С.Н. Методика выполнения измерений содержания О-изобутилметилфосфоната в почвах газохроматографическим методом с пламенно-фотометрическим детектированием. Саратов: ФГУ «ГосНИИЭНП», 2007. 25 с.

12. МВИ № 031-03-172-05. Станьков И.Н., Сергеева А.А., Деревягина И.Д., Морозова О.Т. Методика выполнения измерений содержания диизобутилового эфира метилфосфоновой кислоты в почвах газохроматографическим методом с термоионным детектированием. М: ФГУП «ГосНИИОХТ», 2005. 17 с.

13. Щербаков А.А., Скоробогатова В.И., Щербакова Л.Ф., Мандыч В.Г. Трансформация фосфорорганических соединений в объектах окружающей среды. Монография. Саратов: СВИ БХБ, 2008. 174 с.

14. Щербакова Л.Ф., Наумов П.В., Околелова А.А. К вопросу о ремедиации почв территорий размещения объектов уничтожения химического оружия // Фундаментальные исследования. 2011. № 11 (2). С. 424–429.

Токсические эффекты ксенобиотиков на пигментный состав в тканях *Ceratophyllum demersum*

© 2014. С. А. Розина, аспирант, О. Н. Макурина, д.б.н., профессор,
Самарский государственный университет,
e-mail: rozina.sa@inbox.ru; makurina.on@mail.ru

В статье рассматривается влияние ксенобиотиков на пигментный состав в тканях высшего водного растения *Ceratophyllum demersum*. Исследовалось токсическое действие ионов свинца в концентрации 32 мг/л в составе ацетата свинца, раствора катионных синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ) концентрацией 1000 мг/л и их сочетания на содержание в тканях *C. demersum* хлорофиллов *a* и *b* и каротиноидов. Инкубация в среде поллютантов составила 12 часов, после этого проводили пятидневную реабилитацию, переместив растения в чистую воду, и измеряли в тканях *C. demersum* содержание хлорофилла *a* и *b* и каротиноидов.

Токсическое действие ионов свинца (32 мг/л) и сочетания ионов свинца (32 мг/л) с катионными СПАВ (1000 мг/л) вызвало снижение содержания хлорофилла *a* и *b* и повышение содержания каротиноидов в тканях высшего водного растения *C. demersum*. Инкубация в среде катионных СПАВ (1000 мг/л) привела к компенсаторному возростанию содержания хлорофилла *a* и каротиноидов и к снижению содержания хлорофилла *b* в тканях высшего водного растения *C. demersum*.

In this paper the effects of xenobiotic pigment contain in water submerged plant *Ceratophyllum demersum* are considered. Toxic effect of 32 mg/l lead ion ($\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2$), cationic surfactants combination (1000 mg/l) and it's combination on pigment contain (chlorophyll *a*, *b* and carotenoids) in water submerged plant *Ceratophyllum demersum* are considered. Incubation with the addition of xenobiotic for twelve hours. Thereafter the plants were transferred to a portion of the clean water rehabilitation five days. Pigment content measured in the tissues of *C. demersum*.

Toxic effect of lead ions (32 mg/l) and combination of lead ions (32 mg/l) with cationic surfactants (1000 mg/l) caused a decrease of chlorophyll *a* and *b* and increasing carotenoid content in the tissues of higher aquatic plants *C. demersum*. Incubation with cationic surfactants (1000 mg/l) resulted in a compensatory increase in the content of chlorophyll *a* and carotenoids and chlorophyll *b* reduction in the tissues of higher aquatic plants *C. demersum*.

Ключевые слова: *Ceratophyllum demersum*, водные растения, тяжёлые металлы, катионные поверхностно-активные вещества, пигменты.

Keywords: *Ceratophyllum demersum*, water plant, heavy metal ions, cationic surfactants combination.

Введение

Ежегодно возрастают объёмы ксенобиотиков – чужеродных для живых организмов химических веществ, не входящих в естественный круговорот. Они наносят ущерб природной среде, подрывают существующее экологическое равновесие [1]. Наиболее распространёнными токсичными неорганическими загрязнителями являются тяжёлые металлы (ТМ) [2]. В международных документах по проблемам загрязнения окружающей среды более 10 тяжёлых металлов признаны опасными для живых организмов, а самыми токсичными из них являются ртуть, свинец и кадмий [3]. Соединения свинца являются наиболее распространёнными поллютантами, поступающими в окружающую среду с выхлопными газами и отходами различных производств, ПДК свинца для пресноводных водоёмов составляет 0,006 мг/л [4].

Другая разновидность ксенобиотиков – поверхностно-активные вещества (ПАВ), широко применяются в промышленности и содержатся во многих средствах бытовой химии, их производство ежегодно увеличивается. Только немногие ПАВ считаются безопасными (алкилполиглюкозиды), так как продуктами их деградации являются углеводы. Действие ПАВ зависит от заряда молекул. Катионные ПАВ проявляют большую цитотоксичность, чем анионные [5]. Токсическое действие ПАВ на клетку может проявляться по-разному: изменение физико-химических свойств воды, снижение содержания кислорода, повышение трофности [4].

Таким образом, ПАВ и ионы тяжёлых металлов – два наиболее распространённых поллютанта окружающей среды, актуально изучение их сочетанного действия. В работах наших соотечественников изучено действие

катионных и анионных СПАВ в сочетании с ионами меди и кадмия на биохимические показатели высшего водного растения *Egeria densa* [6], влияние ионов меди, кадмия и цинка на эколого-физиологические и биохимические показатели высшего водного растения *Hydrilla verticillata* [7]. В работах зарубежных исследователей [8, 9] было исследовано влияние ионов свинца и кадмия в концентрациях от 10 до 40 мг/л на морфометрические показатели *Lemna polyrrhiza* L. и *Lemna minor* L. Нами был выбран 12-час. период воздействия поллютанта для определения ранних эффектов токсикантов. Период реабилитации составил 5 сут., достаточный для восстановления растения. Объектом исследования был выбран пресноводный макрофит с широким ареалом обитания *Ceratophyllum demersum*, факторы воздействия – ионы свинца (раствор ацетата свинца в концентрации 32 мг/л), катионные СПАВ (1000 мг/л в составе широкодоступного катионного СПАВ – ополаскивателя для белья «Дося») и их сочетание в указанных выше концентрациях.

Фотосинтетические пигменты (хлорофиллы и каротиноиды) являются основными компонентами фотосинтетического аппарата зелёных растений и изменение их содержания служит чувствительным маркером нарушений метаболизма растительной клетки в целом [10]. ТМ нарушают водный статус и газообмен, снижают содержание пигментов и инактивируют ключевые ферменты метаболических путей. Количественное содержание пигментов и их соотношение в тканях растений являются фактором, определяющим физиологическое состояние растения, отражают изменения роста и развития при различных стрессах [11, 12].

Целью данной работы стало изучение морфометрических показателей и пигментного состава водного погружённого растения *C. demersum* при воздействии ионов свинца, катионных СПАВ и их сочетания в указанных выше концентрациях.

Объект и методы исследования

Объектом исследования был выбран пресноводный макрофит роголистник погружённый (*Ceratophyllum demersum* L.) [13].

Эксперимент проводился в лабораторных условиях при одинаковой интенсивности и регулярности светового потока, а также при постоянной температуре 20°C. Для этого в опыте была использована комбинация люми-

несцентных ламп и установлен постоянный период освещения, равный 18 час.

В ходе эксперимента растения были разделены на 4 группы, различающиеся средой выращивания. Контрольная группа растений находилась в среде отфильтрованной водопроводной воды, первая опытная группа инкубировалась в присутствии водного раствора $Pb(CH_3COO)_2$ с концентрацией ионов свинца 32 мг/л, вторая опытная группа – при добавлении катионного СПАВ в концентрации 1000 мг/л, третья – в среде с сочетанием ксенобиотиков в указанных концентрациях. Непосредственно перед началом исследований фрагменты растений длиной до 50 мм, считая от точки роста, помещали в стеклянные ёмкости объёмом 1 дм³.

Продолжительность воздействия поллютантов составила 12 час. По истечении указанного периода экспозиции часть растений из каждой группы отбирали на исследования, а часть переносили в чистую отфильтрованную воду для реабилитации (длительностью 5 сут.). После реабилитации также проводили измерения биохимических показателей.

В растительных тканях исследовали содержание фотосинтетических пигментов по методу Л.П. Брагинского [14]. Статистическую обработку данных (среднее значение, стандартное отклонение) проводили с использованием стандартных методов и компьютерных программ.

Результаты исследований и их обсуждение

Измерение морфометрических показателей – длина и вес растения, – не показало достоверных различий между опытными и контрольными группами во всех экспериментах. После 12 час. инкубации *C. demersum* в среде с добавлением ионов свинца в концентрации 32 мг/л наблюдались признаки хлороза. Действие раствора катионных СПАВ в концентрации 1000 мг/л привело к частичному листопаду. После инкубации в среде с сочетанием поллютантов наблюдались признаки повреждения растения ТМ (хлороз) и катионными СПАВ (частичный листопад), однако выраженность повреждений была меньшей, чем в случае эффектов ксенобиотиков по отдельности. Во всех трёх экспериментах реабилитация приводила к исчезновению признаков повреждения *C. demersum*.

Динамика содержания хлорофиллов *a* и *b* представлена на рисунках 1 и 2. Инкубация в среде ионов свинца в концентрации 32 мг/л

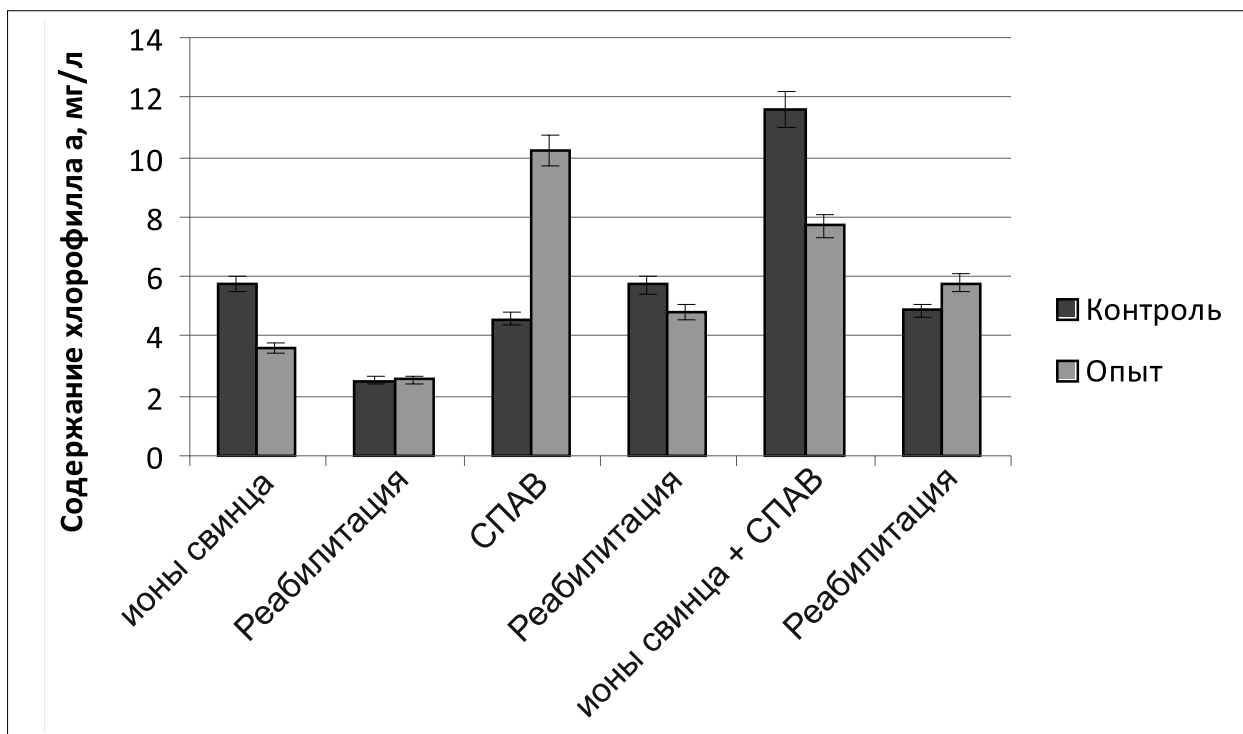


Рис. 1. Динамика содержания хлорофилла *a* при 12-час. действии ионов свинца (32 мг/л), раствора катионных СПАВ (1000 мг/л), их сочетания и последующей пятидневной реабилитации.
* – степень достоверности $p < 0,005$; ** – степень достоверности $p < 0,001$.

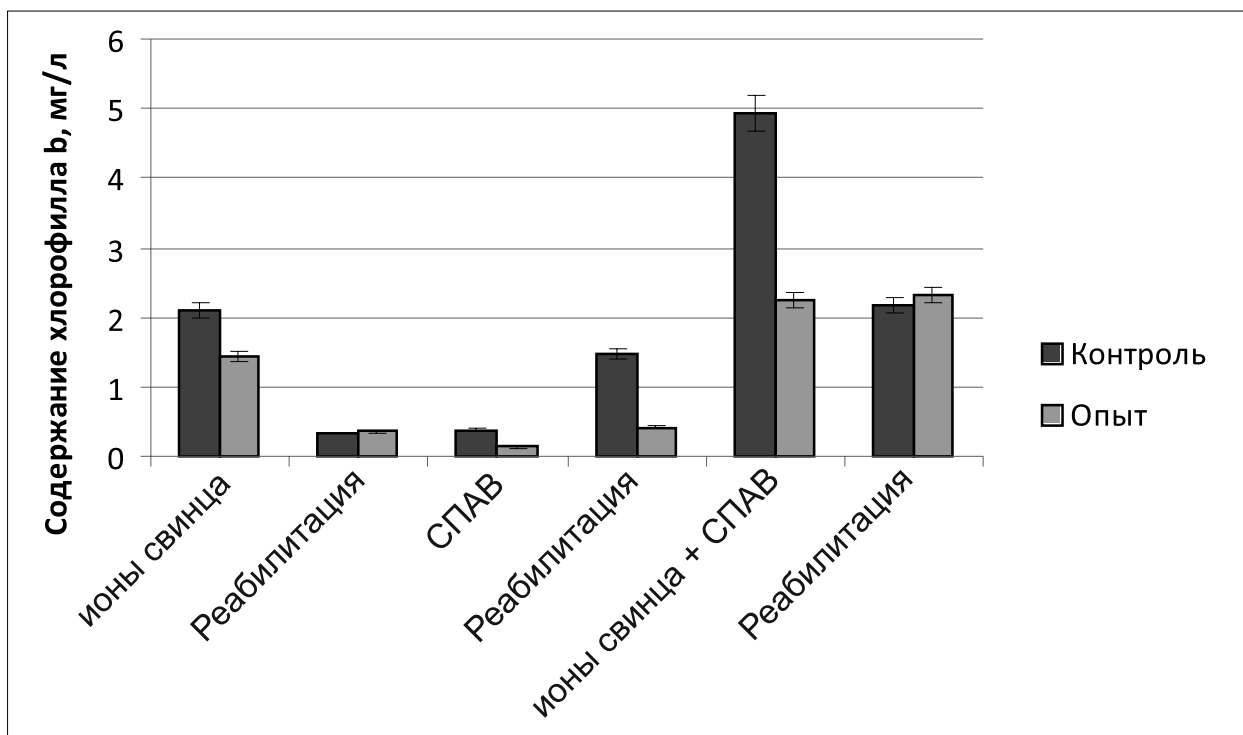


Рис. 2. Динамика содержания хлорофилла *b* при 12-час. действии ионов свинца (32 мг/л), раствора катионных СПАВ (1000 мг/л), их сочетания и последующей пятидневной реабилитации.
* – степень достоверности $p < 0,001$.

привела к снижению содержания хлорофилла *a* на 38%, хлорофилла *b* – на 32%, аналогичные данные получены в сходных работах зарубежных авторов [15, 16]. После реабилитации

содержание хлорофилла *a* и *b* не отличалось от контрольных величин.

Действие раствора катионных СПАВ в концентрации 1000 мг/л вызвало повышение

содержания хлорофилла *a* в 2,2 раза и снижению содержания хлорофилла *b* в 3 раза. После пяти суток реабилитации содержание хлорофилла *a* вернулось к контрольным значениям, а содержание хлорофилла *b* осталось низким – в 3,5 раза меньше контрольных величин.

Сочетанное 12-час. действие поллютантов привело к снижению содержания хлорофилла *a* на 51%, хлорофилла *b* – на 55%, после реабилитации содержание хлорофилла *a* превысило контрольные значения на 41%, а содержание хлорофилла *b* вернулось к контрольным значениям.

Динамика содержания хлорофиллов *a* и *b* в среде с ионами свинца и в среде с сочетанием поллютантов сходна. Исходя из анализа содержания пигментов в растении в период инкубации, можно предположить, что в ответ на стрессовое воздействие, вызванное ионами свинца и сочетанием ксенобиотиков, происходила индукция защитных механизмов в растении, и в связи с этим содержание хлорофиллов *a* и *b* увеличивалось, однако в метаболизме уже возникали необратимые нарушения, приводящие к последующей деградации пигментов в период реабилитации. На наш взгляд, и это также подтверждается литературными данными [17–19], повреждение пигментного комплекса в растительных тканях было обусловлено замещением центрального атома

Mg²⁺, связанного с тетрапиррольным макроциклом в молекулах хлорофилла, на Pb²⁺, ингибированием активности ключевых ферментов, участвующих в биосинтезе хлорофиллов (дегидратазы δ-аминолевулиновой кислоты и протохлорофиллидредуктазы) и ферментов цикла Кальвина, а также нарушением функционирования электронотранспортной цепи под влиянием ксенобиотика. Кроме того, в условиях действия поллютанта, возможно, имело место нарушение ультраструктуры хлоропластов, а также изменение размера и количества пластид в клетке [20, 21].

Основной токсический эффект СПАВ – образование плёнок на поверхности раздела сред и на поверхности самого растения, которые препятствуют проникновению кислорода в ткани *C. demersum*. Вероятно, повышение содержания хлорофилла *a* – компенсаторный ответ клетки для увеличения интенсивности дыхания, однако значительное снижение содержания хлорофилла *b* указывает на необратимые нарушения метаболизма, связанные с деградацией пигмента. Согласно данным литературных источников [22–25], повреждение пигментного комплекса в растительных тканях было обусловлено солюбилизацией тилакоидных мембран, изменением их жирнокислотного состава, нарушением ультраструктуры хлоропластов, а также солюбилизацией

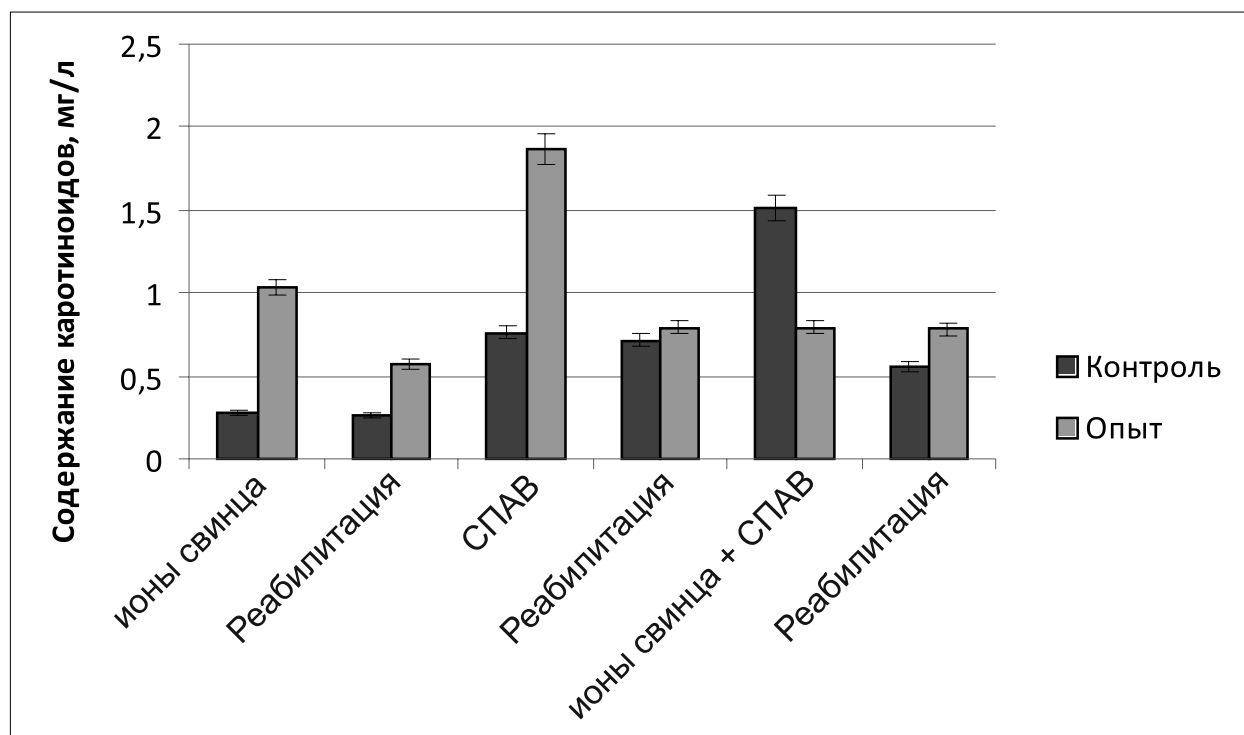


Рис. 3. Динамика содержания каротиноидов при 12-час. действии ионов свинца (32 мг/л), раствора катионных СПАВ (1000 мг/л), их сочетания и последующей пятидневной реабилитации. * – степень достоверности $p < 0,001$.

хлорофилл-белковых комплексов под действием СПАВ.

На рисунке 3 представлена динамика содержания каротиноидов. Токсическое действие ионов свинца и катионных СПАВ вызвало повышение содержания каротиноидов в 3,8 и 2,4 раза соответственно. После периода реабилитации от токсических эффектов ионов свинца содержание каротиноидов превышало контрольные значения в 2,2 раза, а после реабилитации от действия катионных СПАВ содержание каротиноидов достоверно не отличалось от контрольных величин. Сочетание поллютантов привело к снижению содержания пигментов на 47%, после реабилитации опытные значения превысили контрольные на 41%.

Из литературных данных известно, что в фотосинтетическом аппарате каротиноиды выполняют функцию антиоксидантов, обладающих способностью замедлять фотохимические реакции, приводящие к образованию свободных радикалов, повреждению мембран хлоропластов и деградации хлорофиллов [26]. По-видимому, увеличение их содержания в растении при воздействии поллютантов было вызвано необходимостью защиты хлорофиллов в условиях стресса. Так как и после реабилитации от токсического действия ионов свинца сохраняется высокий уровень содержания каротиноидов при содержании хлорофилла *a* и *b* на уровне контрольных величин, то повышенное содержание защитного пигмента – условие восстановления растения.

Сочетанное действие ксенобиотиков привело к значительному снижению содержания всех пигментов. Ионы свинца повреждали молекулы ферментов, замещая центральный атом Mg^{2+} , а катионные СПАВ привели к солиubilизации мембран. Пятидневная реабилитация привела к восстановлению растения.

Заключение

Токсическое действие ионов свинца (32 мг/л) и сочетания ионов свинца (32 мг/л) с катионными СПАВ (1000 мг/л) вызвало снижение содержания хлорофиллов *a* и *b* и повышение содержания каротиноидов в тканях высшего водного растения *C. demersum*. Инкубация в среде катионных СПАВ (1000 мг/л) привела к компенсаторному возрастанию содержания хлорофилла *a* и каротиноидов и к снижению содержания хлорофилла *b* в тканях высшего водного растения *C. demersum*.

Литература

1. Трахтенберг И.М. Тяжелые металлы во внешней среде: Современные гигиенические и токсикологические аспекты. Минск: Наука и техника, 1994. 286 с.
2. Antosiewicz D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals // Act. Soc. Bot. Pol. 1992. Vol. 61. P. 281–299.
3. Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Устойчивость растений к тяжёлым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.
4. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 140 с.
5. Эрнандес Э.А., Марголина А.А., Петрухина А.В. Липидный барьер кожи и косметические средства. М.: ИД «Косметика и медицина», 2008. 80 с.
6. Мурзин И.Р., Макурина О.Н., Косицына А.А., Розенцвет О.А. «Особенности действия загрязнителей различной химической природы на содержание водорастворимых белков в тканях водного погруженного растения *Egeria Densa*» // Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия. 2010. Т. № 4 (78). С. 191–199.
7. Розенцвет О. А., Нестеров В. Н., Синютина Н. Ф. Эколого-физиологические и биохимические аспекты влияния тяжёлых металлов на водное растение *Hydrilla verticillata* // Поволжский экологический журнал. 2011. № 2. С. 185–192.
8. John R., Ahmad P., Gadgil K., Sharma S. Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in *Lemna polyrrhiza* L. // Plant soul environ. 2008. V. 54 № 6. P. 262–270.
9. Paczkowska M., Kozłowska M., Golinski P. Oxidative stress enzyme activity in *Lemna monor* L. exposed to cadmium and lead // Acta biologica cracoviensia. Series Botanica. 2007. V. 49. № 2. P. 33–37.
10. Mishra S., Agrawal S.B. Interactive effects between supplemental ultraviolet-B radiation and heavy metals on the growth and biochemical characteristics of *Spinacia oleracea* L. // Braz. J. Plant Physiol. 2006. V. 18. № 2. P. 307–314.
11. Головки Т.К., Далькэ И.В., Бачаров Д.С. Мезоструктура и активность фотосинтетического аппарата трех видов растений сем. Crassulaceae в холодном климате // Физиология растений. 2008. Т. 55. № 5. С. 671–680.
12. Маслова Т.Г., Мамушина Н.С., Шерстнева О.А., Буболо Л.С., Зубкова Е.К. Структурно-функциональные изменения фотосинтетического аппарата у зимневегетирующих хвойных растений в различные сезоны года // Физиология растений. 2009. Т. 56. № 5. С. 672–681.
13. Жизнь растений. В 6-ти т. Т. 5. Ч. 1. Цветковые растения / Под ред. А.Л. Тахтаджяна. М.: Просвещение, 1980. С. 188–190.
14. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.
15. Ghani A. Effect of Lead Toxicity on Growth, Chlorophyll and Lead (Pb+) Contents of Two Varieties of

- Maize (*Zea mays* L.) // Pakistan Journal of Nutrition. 2010. V. 9. № 9. P. 887–891.
16. Wang P., Zhang S., Wang C., Lu J. Effects of Pb on the oxidative stress and antioxidant response in a Pb bioaccumulator plant *Vallisneria natans* // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2011. V. 5. №7. P. 234–240.
17. Kupper H., Kupper F., Spiller M. In situ detection of heavy metal substituted chlorophylls in water plants // Photosynth. Res. 1998. V. 58. P. 123–133.
18. Prasad D.D.K., Prasad A.R.K. Altered δ - amino-levulinic acid metabolism by lead and mercury in germinating seedlings of Bajra (*Pennisetum typhoideum*) // J. Plant Physiol. 1987. V. 127. P. 241–249.
19. Stiborova M., Doubravova M., Brezinova A. Effect of heavy metal ions on growth and biochemical characteristics of photosynthesis of barley (*Hordeum vulgare* L.) // Photosynthetica. 1986. V. 20. P. 418–425.
20. Rebechini H.M., Hanzely L. Lead-induced ultrastructural changes in chloroplasts of the hydrophyte *Ceratophyllum demersum* // Z. Pflanzenphysiol. 1974. V. 73. P. 377–386.
21. Baryla A., Carrier P., Franck F. Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium-polluted soil: Causes and consequences for photosynthesis and growth // Planta. 2001. V. 212. P. 696–709.
22. Yang C.M., Hsu J.C. Pigment solubilization of the chloroplast thylakoid membranes by a surfactant // Bot. Bull. Acad. Sci. 1996. V. 37. P. 121–126.
23. Markwell J.P., Thornber J.P. Treatment of the thylakoid membrane with surfactants // Plant Physiol. 1982. V. 70. P. 633–636.
24. Kobayashi I., Kunoh H. Effects of several nonionic and anionic surfactants on cucumber protoplasts // J. Pesticide Sci. 1990. V. 15. P. 71–80.
25. Rinallo C., Bennici A., Cenni E. Effects of two surfactants on *Triticum durum* Desf. plantlets // Env. Exp. Bot. 1988. V. 28. № 4. P. 367–374.
26. Knox J.P., Dodge A.D. Singlet oxygen and plants // Phytochemistry. 1985. V. 24. P. 889–896.

Технологические аспекты решения экологической проблемы кислых гудронов. Тонкослойный термический крекинг

© 2014. А. Д. Зорин, д.х.н., профессор, Е. Н. Каратаев, д.х.н., в.н.с., В. Ф. Занозина, к.х.н., зав. лабораторией, В. И. Фаерман, к.х.н., с.н.с., Е. В. Жебрыков, м.н.с., Нижегородский государственный университет им. Н. И. Лобачевского, e-mail: karat-ev@yandex.ru

Рассмотрены химические процессы, происходящие в прудах с кислыми гудронами (КГ), и их влияние на окружающую природную среду. Показано, что основной вклад в токсическую опасность КГ вносят сульфокислоты и продукты их гидролиза и окисления. Проведена оценка различных способов утилизации КГ, в том числе метод термического тонкослойного крекинга КГ, разработанный в Нижегородском госуниверситете. Изучен состав образцов продуктов тонкослойного крекинга КГ, полученных на пилотной установке при различных технологических режимах. С ростом температуры процесса тонкослойного крекинга КГ от 300°C до 500°C доля жидкого топлива достигает 70%. Методом термического тонкослойного крекинга КГ представляется возможным утилизировать КГ с получением жидкого топлива, битумного материала или кокса.

The chemical processes in the ponds with acid tars (AT) and their impact on the environment were considered. It was shown that the main contribution to the AT toxic hazard is made by sulfonic acids, and products of their hydrolysis and oxidation. Different ways to dispose the AT, including the method of thin-film thermal cracking, developed in NNSU, are shown. The composition of samples of the AT thin-layer cracking products, obtained in a pilot plant at different technological regimes was studied. While the process temperature increased from 300 to 500°C, the share of liquid fuel reached 70%. It was shown that it's possible to utilize acid tar getting liquid fuel, bitumen material or char with the method of thin-layer AT cracking.

Ключевые слова: экология, кислый гудрон, крекинг, анализ, битум, жидкое топливо.

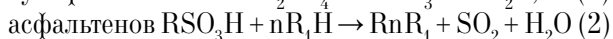
Keywords: ecology, acid tars, cracking, analysis, bituminous materials, liquid fuel.

Впервые кислые гудроны (КГ) как отход нефтехимического производства были получены в России более 140 лет назад. КГ образуются на нефтеперерабатывающих заводах (НПЗ) в качестве побочного продукта при сернокислотной очистке масел, парафинов, жидкого топлива. В России КГ имеются возле каждого НПЗ, где существовала очистка нефтепродуктов с использованием серной кислоты. С тех пор несколько миллионов тонн КГ хранятся под открытым небом в земляных прудах-накопителях. Наиболее значимые с практической точки зрения запасы КГ сосредоточены в Нижегородской и Ярославской областях. В Нижегородской области КГ в количестве ~320 тыс. тонн складированы на трёх площадках: небольшой пруд, содержащий 10–15 тыс. тонн (срок заполнения 1947–1956 гг.) КГ, находится в Сорновском районе г. Нижнего Новгорода на территории ЗАО «АвиаТехМасс», второй пруд объёмом 50 тыс. тонн (1957–1963 гг.) находится в районе 394 км федеральной дороги Н. Новгород – Москва у пос. Берёзовая Пойма, а 250 тыс. тонн КГ заполняют 10 прудов-накопителей

(1964–1991 гг.) в Козинском лесничестве Балахнинского района [1].

В Ярославской области КГ в количестве около 500 тыс. тонн размещены возле НПЗ им. Д.И. Менделеева: пруды с КГ текущей выработки, пруды среднего срока хранения и пруды, заполненные КГ более 50 лет назад [2, 3].

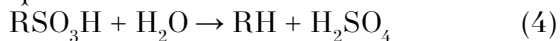
Состав и химические свойства КГ. Кислый гудрон представляет собой практически неразделимую смесь серной кислоты, воды, сульфокислот и органических веществ. В КГ непрерывно протекают химические реакции основных компонентов: сульфокислот RSO_3H , серной кислоты, воды и углеводородов RH_1 с образованием:



Кроме того, происходят окислительно-восстановительные реакции сульфокислот с органическими компонентами реакционной смеси, в которых серная кислота выполняет функцию катализатора (2, 3) [4–6].

Среди непредельных алканов, нафтенов и ароматических углеводородов протекают раз-

личные реакции изомеризации, уплотнения, поликонденсации. Активно идёт взаимодействие компонентов поверхностного слоя КГ с атмосферными осадками и воздухом. В этом случае основной реакцией является гидролиз сульфокислот:



и окисление непредельных и ароматических углеводов.

С глубиной пруда увеличивается плотность КГ, содержание серной кислоты и сульфокислот. На рисунке 1 по данным [6, 7] приведены графики изменения содержания сульфокислот и серной кислоты в КГ от времени их хранения в пруду-накопителе. В таблице 1 приведён типичный состав КГ.

Оценка химического воздействия прудов с КГ на окружающую природную среду. Пруды с кислыми гудронами являются источниками загрязнения воздуха, почвы и

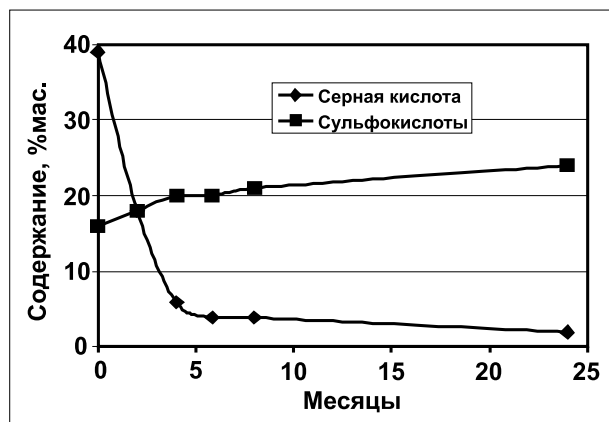


Рис. 1. Изменение содержания сульфокислот и серной кислоты в КГ от времени их хранения в пруду-накопителе

подземных вод и относятся к отходам второго класса опасности для окружающей природной среды [1, 8]. Об этом имеется обширная литература, в основном публицистического характера. Следует рассмотреть экологическую опасность КГ с химической точки зрения, т.е. взаимодействия основных компонентов КГ с окружающей природной средой: воздухом, почвой, подземными водами.

Загрязнение воздушной среды КГ. Компоненты КГ: серная кислота, сульфокислоты, масла, смолы, асфальтены имеют низкое давление пара и не могут быть непосредственными источниками загрязнения атмосферного воздуха. Но при взаимодействии сульфокислот с водой протекает реакция гидролиза (4) и в воздух могут поступать летучие ароматические углеводороды. Кроме того, в воздух постоянно поступает двуокись серы (реакции 2, 3). В таблице 2 приведён состав летучих продуктов гидролиза сульфокислот, образующихся при обычных условиях.

Естественно, концентрация ароматических углеводородов в воздухе над прудом с КГ зависит от температуры, присутствия воды на поверхности пруда, но однозначно в летний

Таблица 2
Состав продуктов гидролиза сульфокислот в КГ

№ п.п.	Компонент	Содержание, % мас.	ПДК ^{а.р.} мг/м ³	Класс опасности
1	Бензол	22,08	0,1	2
2	Толуол	69,4	0,6	3
3	Алкилбензолы и ксилолы	5,92	0,2	3
4	Нафталины	1,68	0,007	4
5	Прочие углеводороды	0,3	-	-

Таблица 1

Групповой состав органической части образцов КГ, мас. %

Компонент	Пруд ЗАО «Авиатехмас», глубина 0,5 м	Пруд 394 км Московского шоссе, глубина 0,8 м		
		с поверхности	на глубине 0,8 м	0,2 м от дна
1. Парафино-нафтеновые углеводороды	15,2	14,0		
2. Ароматические углеводороды	9,3	11,0		
3. Смолы	36,0	26		
4. Асфальтены	31,4	-		
5. Органические кислоты: карбоновые	3,2	7,0		
сульфокислоты	12,1	-		
6. Карбены, карбоиды	2,8	5,0		
7. Содержание водорастворимых соединений, % мас. от органической части	3-5	3-5	34	30
8. Серная кислота	3,4	0,5	2,0	5
Плотность, г/см ³	1,17	-	1,04	-

период превышает ПДК в атмосферном воздухе. Однако пруды с КГ не имеют санитарно-защитной зоны, и поэтому часто вблизи прудов с КГ расположены садовые участки и населённые пункты (рис. 2.)

Загрязнение почвы и подземных вод. Загрязнение почвы компонентами КГ происходит чаще всего в результате переливов водной массы пруда в весенний период КГ на рельеф местности. Яркий пример – пруд объёмом 50 тыс. тонн в районе 394 км федеральной дороги Н.Новгород – Москва (рис. 2). На фотографии чётко видно следы потока загрязнителей по лесной местности.

Следует различать два фактора воздействия компонентов КГ на почву. Первое – это поверхностное загрязнение почвы и растительности нефтепродуктами, которые со временем под воздействием кислорода воздуха и света окисляются, полимеризуются и, в определённой степени, подвергаются биодegradации.

Если с переполнением прудов с КГ можно бороться путём откачки водного слоя и нейтрализации (способ реализован на Ярославских прудах) или увеличения высоты обваловки прудов (Балахнинские пруды, рис. 3), то исключить фильтрацию водорастворимых

компонентов КГ в почву через дефекты гидроизоляции не представляется возможным.

Наибольшую опасность для почвы представляют водорастворимые сульфокислоты. Проникая все глубже с атмосферными осадками в почву, сульфокислоты достигают водоносных горизонтов. В этом случае уже ничто не препятствует распространению по направлению движения подземных вод.

По указанной выше причине в настоящее время вокруг Балахнинских прудов сложилась критическая ситуация. Загрязнение подземных вод компонентами КГ уже почти достигло границы санитарно-защитной зоны Тепловского источника подземных вод, из которого снабжается питьевой водой г. Дзержинск (рис. 4) [9]. Основными загрязнителями, которые обнаружены в наблюдательных скважинах вокруг прудов с КГ, являются ароматические углеводороды – продукты гидролиза и окисления сульфокислот, например, фенол, ксилолы и эфиры сульфокислот, формальдегид, а также кальциевые соли сульфокислот. Последние образуются в результате реакции сульфокислот с карбонатными породами.

Технологические аспекты утилизации КГ. Проблема утилизации прудовых КГ в России существует с момента их возникновения.



Рис. 2. Пруд с КГ в районе 394 км федеральной дороги Н.Новгород – Москва, снимок 26 июля 2010 г.



Рис. 3. Пруды с КГ и полигон промышленных отходов ОАО «Корунд» на территории Балахнинского района Нижегородской обл., снимок 26 июля 2010.



Рис. 4. Пруды с КГ на территории Балахнинского района Нижегородской обл.

Предложены десятки способов переработки КГ [2, 3, 5, 7, 8 10–15], которые можно классифицировать по направлениям:

- нейтрализация соединениями кальция и захоронение (реализовано в Европе, США, НПЗ им. Д.И. Менделеева в Ярославской области);

- получение вяжущего для асфальтобетона путём нейтрализации и смешения с отходами производства пластмасс, химико-термическая обработка с серой и резиной, электрохимическая нейтрализация и др.;

- сжигание КГ в котельных совместно с бурым углём, горючими сланцами и торфом (реализованы в Европе, США, С.-Петербурге);

- термическое с получением жидкого топлива и кокса.

КГ всегда рассматривались как потенциальный источник топлива и получения разного рода полезных углеводородсодержащих продуктов, но в России в настоящее время не используется ни один из перечисленных способов переработки КГ, кроме нейтрализации и захоронения.

Перспективным методом получения товарных продуктов из КГ, по-видимому, является метод термического тонкослойного крекинга (ТСК), разработанный в Нижегородском госуниверситете им. Н.И. Лобачевского [3, 15]. Способ получения жидкого (печного) топлива и кокса, жидкого топлива и битумного вяжущего материала, а также конструкция аппарата для проведения крекинга запатентованы [16–18].

Термический тонкослойный крекинг КГ: физико-химические основы. Тонкослойный крекинг – это высокотемпературный крекинг углеводородов, протекающий с высокой скоростью в кинетической области по реакции первого порядка в тонком слое жидкой фазы.

По результатам кинетических и термических исследований крекинг КГ можно представить как непрерывный процесс превращения нескольких групп веществ, содержащихся в КГ, таких как серная кислота, бензо- и полиароматические сульфокислоты, масла, смолы и асфальтены в интервале температуры от 100 до 450°C с образованием в конечном итоге жидкого топлива, битумных материалов (кокса) и газообразных углеводородов [14, 19, 20]. При крекинге КГ имеют место три достаточно выраженных температурных интервала. В каждом из них протекают характерные химические реакции.

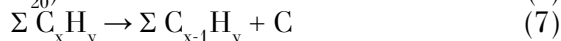
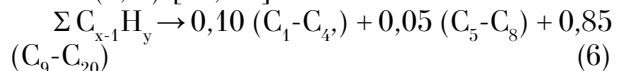
I. Известно, что система сульфокислота – вода – ароматическое соединение – серная

кислота находится в динамическом равновесии [4]. Поэтому при нагревании КГ (обезвоживании) от 100 до 120°C вместе с водяным паром отгоняются продукты гидролиза сульфокислот (4), преимущественно бензол и толуол.

II. Выше 120°C в КГ протекают реакции десульфирования сульфокислот. В первую очередь разлагаются низкомолекулярные бензосульфокислоты (150–220°C), затем сульфокислоты нафталинового ряда (200–300°C) и т. д. Серная кислота в КГ участвует в окислительно-восстановительных реакциях с компонентами реакционной смеси (1), а также выполняет функцию катализатора (3) [4, 5]. В присутствии серной кислоты крекинг сульфокислот сопровождается образованием двуокиси серы, воды и смол (2) [5]. В отсутствие серной кислоты образующиеся при крекинге сульфокислот оксиды серы восстанавливаются углеводородами до элементной серы и сероводорода:



III. При температуре выше 350°C начинается крекинг высокомолекулярных углеводородов, масел и асфальтенов с образованием газообразных и жидких углеводородов, смол, карбенов и в конечном итоге (выше 500°C) – кокса (6, 7) [21, 22].



Крекинг высокомолекулярных углеводородов в тонкослойном варианте заключается в следующем. Сырьё в разогретом состоянии подаётся тонким слоем на нагретую выше температуры крекинга плоскую рабочую поверхность реактора. На горячей поверхности происходит энергичный нагрев этого слоя. По существу, углеводороды испытывают термический удар. При этом протекают деструктивные процессы: высокомолекулярные углеводороды распадаются на легколетучие углеводороды, битумный материал и в меньшей степени на коксообразные компоненты. Через короткое время битумный материал удаляется из реакционной зоны и процесс повторяется. Технически ТСК осуществляется в непрерывном варианте в оригинальном реакторе при атмосферном давлении. Степень превращения высокомолекулярных углеводородов представляется возможным регулировать толщиной слоя сырья, температурой и временем контакта вещества с горячей рабочей поверхностью реактора.

Например, при прочих равных технологических параметрах в диапазоне температуры

370–420°C продуктами ТСК КГ являются жидкое топливо (20–25%) и вязущий битумный материал (70–75%), а выше 450°C – жидкое топливо (60–65%) и кокс (25–30%).

Объекты и методы исследования

Продукты ТСК КГ были получены на пилотной установке производительностью 10 кг/час. В экспериментах использовались два образца КГ, отличающиеся содержанием сульфокислот.

Образец 1. КГ взят из пруда с 394 км Московского шоссе с глубины 0,8 м. Образец содержал кроме углеводородной части 1,58 мас.% серной кислоты и 34% водорастворимых сульфокислот, общее кислотное число составляло 108 мг/г КОН. Перед крекингом проба высушивалась при температуре 120°C.

Образец 2. КГ извлечён из пруда, расположенного на территории ЗАО «АвиаТехМас», с глубины 0,5 м. Образец содержал незначительное количество серной кислоты и растворимых сульфокислот, от которых был отмыт водой до нейтральной реакции и высушен при 120°C.

Условия ТСК КГ. Процесс ТСК КГ проведён в трёх температурных диапазонах: в режиме получения жидкого топлива и битумного материала при температурах 350°C и 400°C, а также при 500°C с образованием кокса; давление – атмосферное, газовая среда – азот, время крекинга – 120 сек.

Анализ продуктов ТСК КГ. Битумный материал. Групповой состав КГ и битумного материала определялся по ГОСТ 22245-90 и методикам, приведёнными в работе [23].

Жидкое топливо и газы. Жидкое топливо разделялось на фракции на аппарате АФС-1 по ГОСТ 2177-82.

Анализ состава газов и фракций жидкого топлива проводился на хромато-масс-спектрометре FOCUS DSQ/TRCE GC. Разделение компонентов проб осуществлялось на хроматографической капиллярной колонке TR 5 длиной 60 м, диаметром 0,25 мм в режиме программирования температуры от 60 до 300°C со скоростью 10 град./мин. Скорость газа-носителя гелия составляла 1,2 мл/мин. Масс-спектрограмма регистрировалась в диапазоне массовых чисел 20–300. Идентификация веществ осуществлялась с помощью библиотеки масс-спектров NIST 05. Расчёт концентраций компонентов в пробе проводился по площадям соответствующих им пиков на масс-спектрограмме в режиме регистрации полных ионных токов.

Результаты исследований и их обсуждение

Наиболее существенным фактором, влияющим на состав продуктов ТСК КГ, является температура процесса. Состав продуктов ТСК КГ и содержания в них общей серы, полученных при температуре 350, 400 и 500°C, представлены в таблицах 3-4. Жидкое топливо было разделено на более узкие фракции на аппарате АФС-1. Групповой состав наиболее характерной фракции жидких углеводородов с температурой кипения в диапазоне $T_{кип.}$ 200–250°C, полученных из образцов КГ 1 и 2, приведён в таблице 5.

Жидкое топливо. До 350°C практически завершается крекинг сульфокислот, содержащихся в КГ, в то же время термораспад углеводородов, смол, асфальтенов ещё незначителен. Компонентами жидкого топлива в основном является углеводородная часть сульфокислот. При температуре процесса 400°C жидкое топливо в заметной степени обогащается предельными и непредельными углеводородами, а также полиалкилнафтенами – продуктами крекинга высокомолекулярных углеводородов (табл. 5).

В интервале температуры 400–500°C принципиально изменяется механизм крекинга КГ. Наступает глубокий крекинг углеводородов с образованием значительного количества жидкого топлива и газообразных углеводородов. Так, в газах процесса ТСК КГ при 350 и 400°C практически отсутствуют углеводороды, а двуокись серы является продуктом десульфи-

Таблица 3
Состав продуктов тонкослойного крекинга КГ

Показатель	Образец 1		Образец 2
	350	400	500
Температура крекинга, °C			
Состав продуктов ТСК, мас.%			
Кокс	-	-	18
Битумный материал	65-70	65-70	-
Жидкое топливо	20-25	20-25	73
Газы, в т.ч., % мас.	5-10	5-10	9
1. Двуокись серы	99,5	99,2	<0,1
2. Сероводород	<0,1	0,2	3,2
3. Метан	-	-	24,7
4. Этан	-	-	34,2
5. Этилен	-	-	24,2
6. Пропан	-	-	8,8
7. Бутан	-	-	4,9
8. Ароматические углеводороды (бензол, толуол, ксилолы)	0,5	0,6	-

Таблица 4

Содержание общей серы в продуктах крекинга КГ

Продукт крекинга КГ	Образец 1 (350–400°C)		Образец 2 (500°C)	
	Распределение, %	Содержание, мас. %	Распределение, %	Содержание, мас. %
Кокс	-	-	11	0,5
Битумный материал	18	0,8-0,9	-	-
Жидкие углеводороды	7	0,8-1,0	55	0,6
Газы	75	99 (SO ₂)	34	3,2 (H ₂ S)

Таблица 5

Групповой состав жидких углеводородов (фракция T_{кип.} 200–250°C)

Компонент	Содержание в % мас.		
	Образец 1		Образец 2
Температура крекинга, °C	350	400	500
1. Предельные, непредельные углеводороды и полиалкилнафены	4,9	15,4	52,8
2. Полиалкилбензолы	3,3	15,1	9,5
3. Алкилнафталины	39,5	30,2	21,9
4. Флюорены, фенантроны и антрацены	50,8	36,0	3,9
5. Прочие ароматические углеводороды	1,5	3,3	11,9

рования сульфокислот и разложения серной кислоты (табл. 3); можно видеть, что газы, образующиеся при температуре крекинга КГ 500°C, состоят из лёгких углеводородов, а сера присутствует в виде сероводорода.

Кокс. Если при температуре ТСК КГ 400°C основным продуктом является битумный материал и 20–25% жидкое топливо, то крекинг КГ, образец 2, при 500°C увеличивает долю жидкого топлива до 70%, а остатком является кокс (табл. 3). Более глубокий крекинг углеводородов КГ при температуре 500°C приводит не только к увеличению выхода жидкого топлива, но и его обогащению (табл. 5), высококипящими компонентами. Такое топливо по своим физико-химическим свойствам ближе к печному топливу.

По данным элементного анализа, кокс из КГ представляет собой чешуйчатый материал следующего состава: углерод – 90–96, водород – 4–9 и сера 0,4–0,6% мас. – и мало чем отличается от нефтяного кокса [21].

Битумный материал. С повышением температуры ТСК КГ от 350 до 400°C изменяется групповой состав битумного материала (табл. 6): увеличивается доля смол и уменьшается содержание карбенов и карбоидов. Но по такому основному показателю, как пенетрация, качество битумного материала с ростом температуры крекинга КГ не улучшается. Заметное

увеличение пенетрации наблюдается при добавлении в битумный материал фракции жидкого топлива, с температурой кипения выше 350°C. В патенте [17] рекомендуется смешивать битумный материал с высококипящей частью жидкого топлива, выходящей из дифференциального конденсатора реактора. В результате такого рода технологических приёмов улучшается качество битумного материала.

Таблица 6

Групповой состав битумного материала, полученного из КГ (образец 1), % мас.

Компонент	Температура тонкослойного крекинга, °C		
	350	400	400*
1. Углеводороды	25,5	33,7	62
2. Смолы	13,8		
3. Асфальтены	27,6	47,9	15,6
4. Карбены, карбоиды	33,1	18,4	17,6
Пенетрация, 0,1 мм	3	3	38-41

Примечание: * – битумный материал с примесью высококипящих компонентов жидкого топлива.

Заключение

Впервые проведена оценка химического воздействия прудов с КГ на окружающую природную среду. Показано, что основной вклад в токсическую опасность КГ вносят сульфокислоты и продукты их гидролиза и окисления.

Среди многочисленных известных методов утилизации прудовых КГ наиболее приемлемы с экологической стороны методы, преобразующие сульфокислоты в углеводороды. Метод термического тонкослойного крекинга КГ с получением жидкого топлива и битумных материалов наиболее близок к комплексному решению экологической проблемы прудов с КГ.

На пилотной установке исследован состав газов, жидкого топлива и битумных материалов, полученных в различных условиях ТСК КГ.

Литература

1. Состояние окружающей среды и природных ресурсов Нижегородской области в 2008 году. Государственный доклад. Н.Новгород. Министерство экологии и природных ресурсов Нижегородской обл. 2009. 298 с.
2. Мещеряков С.В., Спиркин В.Г., Хлебинская О.А., Люшин М.М. Переработка и утилизация кислых гудронов // Химия и нефтехимия. 2008. № 2. С. 4–6.
3. Филиппова О.П., Соколов Э.М., Володин Н.И. Утилизация отходов производства и потребления – Ярославль : Изд-во ЯГТУ, 2006. 390 с.
4. Брукс Б.Т., Куртц С.С., Бурд С.Е., Шмерлинг Л. Химия углеводородов нефти. Т. 3 М.: НГТЛ, 1959. С. 522.
5. Бухаркина Т.В., Дигуров Н.Г., Жарких В.А., Мазгаров А.М., Неяглов А.В. Термическое разложение кислого гудрона в углеводородной среде // Нефтехимия. 1993. Т. 33. № 3. С. 271–276.
6. Денисова Т.А., Фролов А.Ф., Аминов А.Н., Новосельцев С.П. Седиментация серной кислоты в кислых гудронах текущей выработки // Химия и технология топлив и масел. 1987. № 1. С. 9–11.
7. Филиппова О.П. Комплексная утилизация кислых гудронов – крупнотоннажного процесса получения нефтяных масел: Автореф. дис. ... докт. техн. наук. Иваново, 2008.
8. Колмаков Г.А., Гришин Д.Ф., Зорин А.Д., Занозина В.Ф. Экологический аспект складирования кислых гудронов и их утилизация в товарные нефтепродукты // Нефтехимия. 2007. Т. 47. № 6. С. 411–422.
9. Гидрогеологическое заключение о состоянии подземных вод в зоне влияния свалки промышленных не утилизируемых отходов и карт кислых гудронов, расположенных в 82 квартале Козинского лесничества Балахнинского района Нижегородской области // Отчет Приволжского регионального центра государственного мониторинга состояния недр. Н. Новгород. 2008.
10. Пархоменко В.Е. Кислый гудрон как технологическое сырьё. М.: Гостехиздат, 1947. 94 с.
11. Кудашева Ф.Х., Гимаев Р.Н., Кондаков Д.И. Исследование продуктов термического разложения кислых гудронов очистки масел. // Изв. высш. учеб. заведений. Нефть и газ. 1975. № 10. С. 53–56.
12. Фролов А.Ф., Аминов А.Н., Веселов А.Н., Лысенко Б.Г., Тимрот С.Д. Получение дорожного битума из кислого гудрона // Химия и технология топлив и масел. 1980. № 9. С. 8–9.
13. Албул Ф.П., Кельман И.В., Костенко А.С. Опыт переработки кислого гудрона методом высокотемпературного расщепления // Нефтепереработка и нефтехимия. 1981. № 6. С. 38–40.
14. Колмаков Г.А., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Гришин Д.Ф., Зорин А.Д. Термический крекинг кислых гудронов в битумы как способ утилизации отходов нефтехимических производств // Нефтехимия. 2006. Т. 46. № 6. С. 414–418.
15. Дворянинов Н.А., Зорин А.Д., Каратаев Е.Н., Занозина В.Ф. Новые технологические решения для переработки кислых гудронов и нефтешламов в товарные нефтепродукты // Рециклинг отходов. 2007. № 4 (10). С. 12–15.
16. Патент РФ № 2232179 Реактор для выделения жидкого топлива из некондиционных коксующихся продуктов и отходов нефтепереработки / Смирнов Ю.А., Зорин А.Д., Каратаев Е.Н., Волгина О.Г. Б.И. 2004. № 19.
17. Патент № 2287550 Способ получения битума / Зорин А.Д., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Сидоров Ю.В., Колмаков Г.А. Б.И. 2006. №32.
18. Патент № 2315079 Реактор для переработки коксующихся отходов нефтепереработки в жидкое топливо и кокс / Зорин А.Д., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Смирнов Ю.А. Б.И. 2008. №2.
19. Колмаков Г.А., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Иванов П.С., Гришин Д.Ф., Зорин А.Д. Кинетика термического разложения кислого гудрона // Нефтехимия. 2007. Т. 47. № 2. С. 139–142.
20. Яблоков В.А., Колмаков Г.А., Митрофанова С.В., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Зорин А.Д., Гришин Д.Ф. Кинетика термического разложения кислого гудрона // Нефтехимия. 2010 Т. 50. № 3. С. 247–251.
21. Смидович Е.В. Технология переработки нефти и газа. Ч. 2. Деструктивная переработки нефти и газа. М.: Химия, 1968. С. 37.
22. Дмитриев Д.Е., Головки А.К. Превращения смол и асфальтенов при термической обработке тяжелых нефтей // Нефтехимия. 2010. Т. 50. № 2. С. 118–125
23. Колмаков Г.А., Занозина В.Ф., Хмельова М.В., Охлопков А.С., Гришин Д.Ф., Зорин А.Д. Групповой анализ кислых гудронов // Нефтехимия. 2006. Т. 46. № 3. С. 19–24.

Влияние способов предпосевной обработки семян лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus* L.) на всхожесть и интенсивность образования клубеньков

© 2014. Л. И. Домрачева^{1,2}, д.б.н., профессор, в.н.с., Л. В. Трефилова¹, к.б.н., доцент,
А. Л. Ковина¹, к.б.н., доцент, Е. А. Горностаева¹, аспирант,
О. Н. Малыгина¹, студент, Н. В. Новокшенова¹, студент,

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

e-mail: dli-alga@mail.ru

Определена численность эпифитной микрофлоры и всхожесть семян лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus*) при различных способах предпосевной обработки семян: механическая скарификация и запаривание. Установлено, что механическая скарификация приводит к значительному росту численности бактерий и грибов на семенах (в 2,7 и 11 раз соответственно), в то время как запаривание существенно снижает этот показатель (в 6 раз – для бактерий и в 9 – для грибов), при этом доминантами среди бактерий являются представители рода *Bacillus*. Максимальная лабораторная всхожесть семян выявлена в варианте с механической скарификацией. Поэтому при высеве в почву инокуляцию семян полезными бактериями проводили со скарифицированными семенами. Исследовали эффективность бинарной обработки семян культурами клубеньковых бактерий *Rhizobium loti* Jarvis et al. и азотфиксирующей цианобактерией *Fischerella muscicola* (Thur.) Gom. по сравнению с моноризобиальной инокуляцией. Самым эффективным оказался вариант с одновременной обработкой семян ризобием и фишереллой: количество клубеньков в среднем на 1 корень в 10 с лишним раз больше, чем в контроле (неинокулированные семена), при этом клубеньки образуются на корнях всех растений, в отличие от контроля, где этот показатель менее 50%. По сравнению с ризобиальной обработкой, обработка семян ризобием и фишереллой приводит к возрастанию числа клубеньков на корне почти в 6 раз. Только в этом варианте степень нодуляции достигает 100%. Прирост сухой биомассы надземной части лядвенца рогатого в данном варианте также оказался максимальным и составил 76,6% по отношению к контролю.

The number of epiphytic microflora and germination of birds-foot trefoil (*Lotus corniculatus*) seeds is determined with different pre-sowing treatment methods, such as mechanical scarification and steaming. It is established that mechanical scarification leads to a significant increase of number of bacteria and fungi on seeds (by 2.7 and 11 times respectively), while steaming significantly reduces this index (by 6 times – for bacteria and 9 – fungus), the dominant among bacteria are species of the genus *Bacillus*. Maximum laboratory germination of seeds takes place in the version with mechanical scarification. That's why when sowing seeds in soil, seed inoculated with beneficial bacteria was carried out with scarified seeds. The efficacy of binary seed treatment with cultures of nodule bacteria *Rhizobium loti* Jarvis et al. and nitrogen-fixing cyanobacteria *Fischerella muscicola* (Thur.) Gom. was studied, as compared with mono-rhizobial inoculation. The most effective turned out to be simultaneous seeds treatment with rhizobia and fisherella: at the average, it contains 10 or more times more nodules on 1 root as compared with the control (noinoculated seed), and the nodules are formed on the roots of all the plants, unlike the control, where nodules area formed on roots of less than 50% plants. In comparison with the rhizobium treatment, seed treatment with rhizobium and fisherella leads to 6 times increase in the number of nodules on the root. Only in this case nodulation degree reaches 100%. Increase in dry biomass of the aboveground parts of birds-foot trefoil in this case is also the highest and amounts up to 76.6% as compared with the control.

Ключевые слова: лядвенец рогатый (*Lotus corniculatus*), эпифитная микрофлора,
клубеньковые бактерии (*Rhizobium loti*), цианобактерия (*Fischerella muscicola*),
инокуляция семян, нодуляция.

Keywords: birds-foot trefoil (*Lotus corniculatus*), epiphytic microflora, nodule bacteria
(*Rhizobium loti*), cyanobacteria (*Fischerella muscicola*), seed inoculation, nodulation.

С конца XIX века клубеньковые бактерии рода *Rhizobium* используются для обработки семян бобовых в качестве бактериального удобрения, чтобы повысить уровень симбиотической азотфиксации и, следовательно, урожайность растений и масштабы накопления «биологического» азота в почве. В настоящее

время в культуру в каждом регионе для повышения сбора сырого белка вводятся новые виды бобовых растений, отсутствующие или малочисленные в дикой флоре данной местности. Поэтому из-за отсутствия в почве аборигенных специфических штаммов ризобиума по-прежнему предпосевная инокуляция

семян бобовых остаётся чрезвычайно востребованным и необходимым мероприятием.

Очень часто интродукция новых сортов и видов бобовых, как и других культур, сопровождается вспышками заболеваний растений, в первую очередь, грибных. Вследствие этого наряду с ризобияльной инокуляцией требуется проведение профилактических мероприятий по предотвращению развития фитопатогенов. К сожалению, абсолютно надёжных приёмов дезинфекции посадочного материала (в данном случае семян) не существует. Идёт постоянный поиск новых химических пестицидов, применение которых по-прежнему имеет многочисленные неблагоприятные экологические последствия, а также поиск активных микробов-антагонистов, которые могли бы заменить и дополнить химические методы защиты растений [1–4]. Биологический метод контроля патогенов основан на интродукции в ризосферу растения микробов-антагонистов путём обработки семян или иного посадочного материала. Как правило, наиболее успешно заселяют ризоплану растений те микроорганизмы, для которых данная экониша является типичной. Однако для успешного подавления патогена микробу-антагонисту необходимо быть среди первых колонизаторов корня. В то же время обнаружено, что фитопатогены часто являются более ранними поселенцами на поверхности корней овощных, бобовых и злаковых растений, чем виды микроорганизмов, штаммы которых используются в биопрепаратах для их подавления. Вследствие этого задача сводится к перемещению патогена на другую ранговую позицию с понижением его функциональной значимости. Это может быть обеспечено посредством интродукции/активизации антагонистически активных микроорганизмов [5, 6]. Однако среди микробов-антагонистов, входящих в состав таких зарегистрированных биопрепаратов, как псевдобактерин, экстрасол, фитоспорин, триходермин, глиокладин и др., немногие могут выдержать конкуренцию с темпами размножения фитопатогенных грибов, которые первыми заселяют ризосферу и ризоплану высшего растения. Поэтому последствия применения биопрепаратов часто не стабильны и малоэффективны.

В то же время среди почвенных микроорганизмов, обладающих максимальными темпами размножения в природной среде, превосходящими скорость размножения фитопатогенов, имеется обширная группа, до последнего времени остающаяся вне рамок

интересов исследователей, занимающихся проблемой защиты растений. Это комплексы фотосинтезирующих бактерий – цианобактерий (ЦБ), обитающих не только в почве, но и на её поверхности, достигая при массовом размножении макроскопических разрастаний, известных как «цветение» почвы [7].

По нашим данным, среди антагонистических штаммов именно ЦБ при их интродукции в почву могут быть наиболее ранними колонизаторами ризопланы. В этом плане ЦБ практически не привлекали внимание разработчиков биопрепаратов. Одна из причин состоит в том, что в ризосфере культурных растений, как правило, фототрофные микроорганизмы встречаются в ничтожно малых количествах. Пик их развития и физиологическая активность приурочены к массовому размножению на поверхности почвы в периоды «цветения». В этот период ЦБ обычно территориально удалены и от корней, и от стеблей растений. В то же время ярко выраженная антифунгальная активность некоторых видов ЦБ делает их перспективным объектом в разработке методов биологической защиты растений. Тем более что и при воздействии на здоровое растение ЦБ как продуценты биологически активных веществ и азотфиксаторы оказывают стимулирующее влияние [8].

Изучение цианобактериальных комплексов почв показало, что среди их популяций встречаются виды, способные к выделению обширной группы биологически активных веществ, в том числе обладающих антагонистическим действием по отношению к фитопатогенным и токсинообразующим микроорганизмам, в первую очередь из р. *Nostoc*: *N. paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*. Их эффективность была доказана при выращивании различных злаковых (рожь, пшеница, ячмень), бобовых (горох), хвойных (ель, сосна) и декоративных культур.

Основной проблемой при практическом применении биопрепарата с культурой микроба-антагониста в природных средах является невозможность в полной мере контролировать поведение внесенных микроорганизмов в почве. В общей экологии отсутствует теория интродукции микроорганизмов. Для выяснения возможности выживания, реализации биотехнологического потенциала и оценки риска необходимо проведение экспериментальных исследований как в лаборатории при составлении комбинации микробов-антагонистов, так и в природе, поскольку микроб-интродуцент в природных

условиях может утратить полезные для человека функции.

В отличие от других микроорганизмов, ЦБ обладают уникальной способностью мгновенно адаптироваться, активно размножаться и вегетировать при реинтродукции в почву. Обладая способностью к фотосинтезу и азотфиксации, они минимально зависимы от уровня сапробности почвы. Их введение в почвенные микробоценозы ведёт к ослаблению микробных патосистем. Следствием цианобактериальной обработки почвы является повышение её супрессивности, оздоровление почвы вследствие освобождения её от микробов-патогенов и микробов-токсикообразователей [8].

Первые опыты по совместному применению ЦБ и ризобиев для обработки семян лядвенца рогатого были проведены с аксеничной культурой *Nostoc paludosum* Kütz, шт. 18 [9, 10] в Вятской ГСХА. Было установлено, что при совместной обработке семян лядвенца рогатого *Rhizobium loti* и *Nostoc paludosum* возрастает ксеромасса растений, увеличивается количество клубеньков на корнях, активизируется процесс азотфиксации. В целом комплексная обработка семян оказалась более эффективным приёмом по сравнению со стандартной обработкой семян монокультурой.

Недавно выделенный из почвы штамм азотфиксирующей ЦБ *Fischerella muscicola* в серии лабораторных испытаний показал более высокий уровень антагонистической активности к различным фитопатогенам, по сравнению с ЦБ р. *Nostoc*, а также значительное ростактивирующее воздействие на различные растения.

Цель данной работы – изучить эффективность совместной инокуляции семян лядвенца рогатого культурой клубеньковых бактерий *Rhizobium loti* и цианобактерии *Fischerella muscicola*.

Объекты и методы исследования

Семена лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus* L.) сорта Солнышко для проведения опытов были любезно предоставлены к.с.-х. наук, зам. директора по научной работе Зонального НИИ сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого И.А. Устюжаниным. Основные достоинства этой бобовой культуры – продуктивное долголетие, способность расти и фиксировать азот на малопродуктивных кислых почвах, зимостойкость, высокая засухоустойчивость. [11]. По эффективности симбиотической азотфиксации (до 270 кг/га)

на кислых почвах лядвенец превосходит горох и люцерну [12].

Сорт Солнышко, с которым проведена работа, выведен в НИИСХ Северо-Востока группой селекционеров под руководством М. И. Тумасовой [13]. Сорт является раннеспелым, сенокосно-пастбищного типа. Период от посева до начала цветения составляет 37–55 дней. Травостой лядвенца можно использовать на корм до 6–9 лет.

Штамм клубеньковых бактерий *Rhizobium loti* Jarvis et al. шт. 1801, которым проводили инокуляцию семян лядвенца, является высоковирулентным и активным. Штамм получен из коллекции микроорганизмов ВНИИ сельскохозяйственной микробиологии (г. Пушкин, Санкт-Петербург).

Азотфиксирующая ЦБ *Fischerella muscicola* (Thur.) Gom. шт. 300 поддерживается в альгологически чистом виде в коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии ВятГСХА. Этот штамм был выделен А. Л. Ковиной из дерново-подзолистой почвы в Оричевском районе Кировской области. Видовую идентификацию провела д.б.н., зав. кафедрой экологии ВятГУ Л. В. Кондакова, которая отметила, что этот вид впервые зарегистрирован в Кировской области, несмотря на чрезвычайно высокую степень изученности почвенной альгофлоры данного региона. Культивирование фишереллы показало, что по сравнению с другими видами азотфиксирующей ЦБ, имеющимися в коллекции кафедры и используемыми в биотехнологических аспектах, она имеет очень высокую степень нарастания биомассы с длительным нахождением в активном состоянии. Проведённые тестовые испытания *Fisch. muscicola* на культурах фитопатогенных грибов р. *Fusarium* выявили высокую степень её антагонистической активности [14].

Поскольку семена лядвенца имеют твёрдую оболочку, то практикуют различные приёмы её повреждения. В данном опыте проводили скарификацию семян с использованием наждачной бумаги, а также запариванием семян кипятком, т.е. использовали методы механической и тепловой скарификации. После этого определяли численность эпифитной микрофлоры семян (микрофлора спермосферы) методом посева на питательные среды (МПА – для аммонифицирующих бактерий и Чапека – для грибов).

Инокуляцию механически скарифицированных семян полезной микрофлорой прово-

дили путём выдерживания их в течение суток в суспензиях ризобиума с титром $3,2 \cdot 10^9$ кл./мл, фишереллы с титром $(2,1 \pm 0,36) \cdot 10^7$ кл./мл и их смеси.

Всхожесть растений определяли в лабораторном опыте на 7-е сутки методом чашечных культур.

В полевом опыте посев семян проведён на микроделянки площадью $0,25 \text{ м}^2$ в 3-кратной повторности 20 мая с производственной нормой высева 15,2 кг/га. Опыт был заложен на дерново-подзолистой, среднесуглинистой почве. Прореживание посевов, определение количества образовавшихся клубеньков на корнях, степени нодуляции и ксеромассы надземной части растений проведены через 1,5 месяца в период бутонизации и начала цветения лядвенца.

Результаты и обсуждение

Состав и численность эпифитной микрофлоры семян в норме зависят от многих факторов: вида растения, размера семян, особенностей строения семенной оболочки и т.п. Эти показатели могут колебаться у одного и того же растения в достаточно широких пределах в зависимости от условий хранения, возраста семян, сроков уборки, влажности. Ориентировочные данные по численности эпифитной микрофлоры у семян злаков и бобовых составляют примерно от нескольких десятков тысяч (бобовые) до нескольких миллионов (злаки, кроме кукурузы) КОЕ/г. Очевидно, что семена бобовых, созревающих в закрытых плодах, после обмолота оказываются более бедными по микрофлоре, чем зерновки злаков.

Однако в доступных нам литературных источниках мы не нашли информации о составе и обилии эпифитной микрофлоры семян лядвенца. Проведённый нами микробиологический анализ показал, что численность бактерий и грибов в спермосфере семян лядвенца в очень сильной степени зависит от способа их предпосевной обработки (табл. 1). Так, если в 1 г семян без обработки численность бактерий превышает 4 млн. КОЕ/г, а грибов содержится свыше 60 тыс. КОЕ/г, то механическая скарификация (наждачной бумагой) приводит к росту численности обеих групп микроорганизмов: в 2,7 раза бактерий и почти в 11 раз – микромицетов. Скорей всего, это связано с увеличением контактирующей с микробами поверхности семян вследствие появления царапин на семенной кожуре, которые мгновенно способны заполняться

микрофлорой из окружающей среды и потом легко переходить в смывы водой при микробиологическом посеве.

В противоположность механической скарификации, запаривание семян приводит к существенному снижению обилия эпифитной микрофлоры: в 6 раз для бактерий и в 9 раз – для грибов (табл. 1), т.е. тепловая обработка, наряду с повреждением семенной оболочки, уничтожает большинство неспорных клеток бактерий и различных пропагул грибов.

Анализ видового разнообразия эпифитной микрофлоры показал, что, в первом приближении, доминантами среди бактерий являются представители рода *Bacillus*, а среди грибов – представители р. *Aspergillus*.

Таким образом, исходя из полученных данных, предпосевное запаривание семян лядвенца является более предпочтительной процедурой, по сравнению с механической скарификацией, вследствие существенного снижения численности эпифитной микрофлоры, особенно грибов, среди которых есть потенциальные фитопатогены.

Сравнение влияния методов повреждения семенной оболочки на всхожесть показало, что механическая скарификация увеличивает её почти на 10% по сравнению с контролем, тогда как при запаривании всхожесть семян лядвенца рогатого, напротив, снижается по сравнению с контролем на 12%. Кроме того, наблюдается высокая степень вариабельности показателей всхожести по повторностям (табл. 2). Поэтому для проведения полевых опытов с ризобиио-цианобактериальной инокуляцией семян выбрали способ механической скарификации.

Таблица 1
Влияние способов предпосевной обработки семян лядвенца рогатого на численность эпифитной микрофлоры (тыс. КОЕ/г)

Вариант	Бактерии (МПА)	Грибы (среда Чапека)
Контроль (без обработки)	4130±450	64±4,3
Скарификация	11170±250	703±85
Запаривание	683±58	7±0,7

Таблица 2
Влияние способов предпосевной обработки на всхожесть семян лядвенца рогатого

Вариант	Всхожесть, %
Контроль (без обработки)	69,3±11,0
Скарификация	78,7±6,1
Запаривание	57,3±17,9

Таблица 3
Влияние ризобιο-цианобактериальной инокуляции на всхожесть семян лядвенца рогатого

Вариант	Всхожесть, %
Контроль (без обработки)	69,3
<i>Rhizobium loti</i>	78,0
<i>Fischerella muscicola</i>	61,3
<i>Rhizobium loti</i> + <i>Fischerella muscicola</i>	68,0

Таблица 4
Влияние ризобιο-цианобактериальной инокуляции на интенсивность образования клубеньков на корнях лядвенца рогатого

Вариант	Количество клубеньков, шт./ 1 растение	Количество растений с клубеньками, %
Контроль (без обработки)	0,67±0,04	43,3
<i>Rhizobium loti</i>	1,23±0,04	66,7
<i>Fischerella muscicola</i>	1,97±0,41	90,0
<i>Rhizobium loti</i> + <i>Fischerella muscicola</i>	7,10±0,55	100,0

Параллельно с высевом семян в почву определили лабораторную всхожесть семян, инокулированных бактериями (табл. 3.). Ризобιальная обработка всхожесть семян повысила, несколько снизился этот показатель при цианобактериальной инокуляции. В то же время совместное действие ризобιев и фишереллы практически не повлияло на всхожесть семян лядвенца.

Через полтора месяца после посева семян в почву в стадии бутонизации и начала цветения определяли интенсивность нодуляции во всех вариантах. С этой целью растения выкапывали, корни тщательно очищали от почвы и просчитывали количество клубеньков (табл. 4), в каждом варианте отбирали по 30 растений.

Полученные результаты показывают, что почва очень бедна дикими расами *Rh. loti*: степень нодуляции в контрольном варианте достигает всего 43%. Это вполне объяснимо тем, что в дикой флоре Кировской области лядвенец рогатый является эпизодическим растением и поэтому среди ризобιев-аборигенов мало штаммов, специфичных для лядвенца. Ризобιальная обработка семян повышает как степень нодуляции (до 66,7%), так и количество клубеньков на корне (в 2 раза). Самым эффективным оказался вариант с одновременной обработкой семян ризобιем и фишереллой: количество клубеньков в среднем на 1 корень более чем на порядок превышает

Таблица 5
Влияние инокуляции семян лядвенца рогатого на урожай

Вариант	Ксеромасса надземной части, г/м ²	Процент к контролю
Контроль (без обработки)	45,19	100
<i>Rhizobium loti</i>	60,27	+33,37
<i>Fischerella muscicola</i>	60,64	+34,20
<i>Rh. loti</i> + <i>Fisch. muscicola</i>	79,81	+76,73

данный показатель в контроле, при этом нодуляция происходит на корнях всех растений, в отличие от контроля, где растения с клубеньками на корнях составляют менее 50%.

Определении ксеромассы надземной части лядвенца рогатого, отобранного с 1 м², показало, что урожай сухой массы выше во всех вариантах с предварительной бактериальной обработкой семян и достигает максимальной величины при циано-ризобιальной инокуляции (табл. 5).

Таким образом, рекогносцировочные опыты, в которых обработка семян впервые проведена с использованием нового штамма ЦБ *Fisch. muscicola*, показывают перспективность дальнейшей разработки комплексного ризобιο-цианобактериального препарата, предназначенного для увеличения продуктивности лядвенца рогатого.

Литература

1. Поздняков В.Н. Почвенные бактерии-антагонисты фитопатогенной микрофлоры // Биотехнология. 1998. № 1. С. 29–32.
2. Лихачев А.И., Садыкова В.С. Установление комплекса признаков-тестов по отбору антагонистов для биоконтроля фитопатогенов // Нетрадиционные природные ресурсы, инновационные технологии и продукты: Сб. научных трудов. М. 2007. С. 33–47.
3. Иутинская Г.А., Титова Л.В., Белявская Л.А., Козырицкая В.Е. Создание микробных препаратов с биозащитными и фитостимулирующими свойствами // Биологическая защита растений – основа стабилизации агроэкосистем. Вып. 7. (Матер. 7 Междунар. научно-практ. конф «Современные мировые тенденции и в производстве и применении биологических и экологических малоопасных средств защиты растений»). Краснодар. 2012. С. 181–184.
4. Berg G. Biocontrol agents and their potential risk for human health // Mitl. Biol. Bundesanst Land und Forstwirt. Berlin-Dahlem. 2006. № 408. P. 330–331.
5. Кожевин П.А. Интродукция микроорганизмов: от биотехнологии к экологии и обратно // Биотехнология – состояние и перспективы развития: Матер. конгресса. М.: МНТЦ, 2002. С. 263.

6. Кураков А.В., Костина Н.В. Сапротрофные микромицеты ризопланы томатов, огурцов и дерново-подзолистой почвы и их способность подавлять фузариозную инфекцию корней // Почвоведение. 1998. № 2. С. 193–199.

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

8. Домрачева Л., Трефилова Л., Фокина А. Фузариоз: биологический контроль, сорбционные возможности. Lambert Academic Publishig, 2013. 183 с.

9. Панкратова Е.М., Зяблых Р.Ю., Калинин А.А., Ковина А.Л., Трефилова Л.В. Конструирование микробных культур на основе сине-зелёной водоросли *Nostoc paludosum* Kütz. // Альгология. 2004. Т. 14. № 4. С. 445–458.

10. Панкратова Е.М., Трефилова Л.В., Зяблых Р.Ю., Устюжанин И.А. Цианобактерия *Nostoc paludosum* Kütz как основа для создания агрономически

полезных микробных ассоциаций на примере бактерий рода *Rhizobium* // Микробиология. 2008. Т. 77. № 2. С. 266–272.

11. Технология возделывания люцерны рогатого (*Lotus corniculatus* L.) на корм и семена / Под ред. М.И. Тумасовой. Киров. 2003. 39 с.

12. Посыпанов Г.С. Азотфиксация бобовых культур в зависимости от почвенно-климатических условий // Минеральный и биологический азот в земледелии СССР. М.: Наука, 1985. С. 75–84.

13. Тумасова М.И., Грипась М.Н. Новый сорт люцерны рогатого Солнышко // Матер. научно-практ. конф. Киров. 1999. С. 69–74.

14. Гайфутдинова А.Р., Домрачева Л.И., Трефилова Л.В. Перспективы использования *Fischerella muscicola* и азиды натрия для подавления развития *Fusarium solani* // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 124–128.

ГОСУДАРСТВЕННОМУ ПРИРОДНОМУ ЗАПОВЕДНИКУ «НУРГУШ» – 20 ЛЕТ

В системе особо охраняемых природных территорий (ООПТ) Кировской области заповедник «Нургуш» занимает особое место. В настоящее время это единственная в области ООПТ федерального значения наиболее защищённая от негативного антропогенного воздействия.

История заповедника отмечена следующими вехами:

1994 г. – организация заповедника «Нургуш» на площади 5,6 тыс. га;

1997 г. – утверждение первого Положения о заповеднике, в котором определены основные направления деятельности и установлены меры охраны территории;

2003 г. – создание охранной зоны площадью 7,9 тыс. га и утверждение Положения об охранной зоне;

2010 г. – расширение территории заповедника за счёт присоединения участка «Тулашор» площадью 17,8 тыс. га;

2013 г. – создание охранной зоны участка «Тулашор» на площади 17,6 тыс. га.

2014 г. – утверждение Положения об охранной зоне участка «Тулашор».

В настоящее время заповедник состоит из двух участков, «Нургуш» в Котельничском и «Тулашор» в Нагорском районах Кировской области. Общая площадь заповедника – 23,4 тыс. га, охранной зоны – 25,5 тыс. га.

Расширение территории заповедника имеет научное и природоохранное значение. Заповедник и его охранный зона обеспечивают высокий уровень биологического разнообразия (видового, популяционного, биогеоценотического) своей территории и являются надёжным источником его пополнения для значительной части Кировской области.

Закономерным результатом охраны территории стали стабильность численности животных как в заповеднике, так и в охранной зоне, а также большое количество редких и подлежащих охране видов – 34% от числа видов, занесённых в Красную книгу Кировской области, в т. ч. 19 видов из Красной книги Российской Федерации: северный олень, выхухоль, скопа, орлан-белохвост, беркут, филин, пискулька, малая крачка, белая куропатка, венерин башмачок настоящий, калипсо луковичная, пальчатокоренник Траунштейнера, ежевик коралловидный, лобария легочная и др. Ряд редких, охраняемых в Кировской области видов, отмечен только на территории заповедника, для других это одно из немногих известных в области местобитаний (орлан-белохвост, обыкновенный зимородок).

Редколлегия журнала поздравляет сотрудников заповедника с 20-летием и желает дальнейших успехов в деле охраны природы.

Последствия отложенных мер по реабилитации территорий, загрязнённых диоксинами

© 2014. З. К. Амирова, д.б.н., директор,

Башкирский республиканский научно-исследовательский экологический центр,
e-mail: ecocnt@ufanet.ru

Проблемы выявления и реабилитации территорий, загрязнённых диоксинами (ПХДД/Ф) и другими стойкими органическими загрязнителями (СОЗ), связаны с рядом научных, технических и финансовых вопросов. Недостаточная информация вследствие не выполненной в должном объёме инвентаризации СОЗ в Российской Федерации, ограниченная нормативная база, отсутствие методологии наилучших используемых технологий, критериев опасности диоксинсодержащих выбросов, сбросов и отходов, критериев очистки и сети аналитического мониторинга СОЗ приводят к задержке реабилитации загрязнённых территорий. Ситуация осложняется процессами распространения диоксинового загрязнения на прилегающие территории, растёт риск поражения населения.

Оценка эмиссии диоксинов от загрязнённой территории рассмотрена на примере ОАО «Уфхимпром» путём мониторинга содержания диоксинов в снеге и талых водах. Определение ПХДД/Ф проведено методом хромато-масс-спектрометрии высокого разрешения в соответствии с методикой USEPA 1613.

Установлено, что активное поступление загрязнённой пыли в воздух (до 60 пг/л или 840 пг/г пыли в снеге) происходит на расстоянии до 500 м от эпицентра и зависит от розы ветров. Неорганизованные стоки содержат от 10 до 1000 пг/л ПХДД/Ф вследствие переноса частиц, загрязнённых диоксинами до 200–20000 пг/г. Состав конгенов ПХДД/Ф зависит от типа источника эмиссии. Так, преобладание полихлорированных дибензофуранов характерно для действующей промзоны с установками сжигания, преобладание тетра- и пента-хлорированных дибензо-пара-диоксинов характерно для территорий бывшего производства феноксигербицидов и 2,3,7,8-ТХДД.

Результаты мониторинга в течение пяти лет свидетельствуют о том, что отложенные меры по рекультивации загрязнённых диоксинами почвы и производственных зданий приводят к размыванию загрязнения на большие расстояния, а разрушение загрязнённых зданий – к активизации эмиссии диоксинов воздушным путём.

Problems of identification and remediation of sites contaminated with dioxins (PCDD /F), and other persistent organic pollutants (POPs) are associated with a number of scientific, technical and financial issues. Insufficient information owing to scanty of volumes of POPs inventory in the Russian Federation, limited regulatory framework, lack of methodology of the best technologies used, hazard criteria of dioxin emissions, discharges and waste, cleanup criteria and POPs analytical monitoring network – all this results in delay of contaminated areas remediation. The situation is complicated by processes of dioxin contamination spreading over nearby areas, increasing the risk to the population.

Assessment of dioxin emissions from the contaminated area is considered by the example of “Ufachimprom” by means of dioxins monitoring in the snow and melt waters. Determination of PCDD/F was carried out by the method of high-resolution chromat-mass spectrometry in accordance with USEPA method 1613.

It was found that an active flow of contaminated dust in the air (up to 60 pg /l or 840 pg/g of dust in snow) occurs at a distance up to 500 m from the epicenter and depends on “the wind rose”. Unorganized discharges contain from 10 to 1000 pg TEQ/l PCDD/F due to the transport of particles contaminated with dioxins up to 200 - 20,000 pg/g. The composition of PCDD/F congeners depends on the type of the emission source. Thus, the predominance of polychlorinated dibenzofurans is typical for current industrial zone with combustion plants, the predominance of tetra- and penta- chlorinated dibenzo-p-dioxins is characteristic for territories of the former production of phenoxy herbicides and 2,3,7,8-TCDD .

The results of 5 years’ monitoring indicate that delayed measures on remediation of dioxin-contaminated soil and industrial buildings result in spreading of pollution over long distances, and the destruction of contaminated buildings – in the increase of dioxin emissions by air.

Ключевые слова: загрязнение, диоксины, почва, поверхностные воды, снегосъёмка, реабилитация.

Keywords: pollution, dioxins, soil, surface water, snow survey, rehabilitation.

Ситуация с наличием загрязнения «диоксинами» – полихлорированными дибензо-пара-диоксинами и полихлорированными дибензофуранами (ПХДД/Ф) на территории России обозначена в проекте Национального плана по реализации Стокгольмской конвенцией в Российской Федерации [1]. В проекте

приведены результаты расчётной инвентаризации диоксинового загрязнения в России, суммарное количество выбросов диоксинов в атмосферу из практически всех известных источников в 2007 г. составило 1,8 кг токсического эквивалента 2,3,7,8-ТХДД. Однако эта инвентаризация не охватывает

так называемые горячие точки – зоны «накопленного экологического ущерба», аналоги Суперфонда в США [2]. Обзор проблемных территорий высокого загрязнения диоксинами, выявленных в мире, в том числе и в России (Уфа, ОАО «Уфахимпром»), приведён в работе [3]. Зоны загрязнения диоксинами возникают вследствие горения нефти и массовых пожаров [4]. Реабилитация подобных территорий требует решения научных, технических и финансовых вопросов. Это сложные процессы транспорта в почве и грунтовых водах: повышенная мобильность нерастворимых в воде частиц за счёт переноса соединениями-транспортёрами (например, нефтепродуктами), образование коллоидов и т. д. [5]. Неконтролируемые стоки приводят к загрязнению окружающей среды, создаётся повышенный риск для персонала при разрушении, измельчении и уничтожении отходов. Так, при очистке отходов МСЗ в Японии экспозиция рабочих привела к концентрации в их крови – до 805 пг/г липидов [6].

После выявления зон загрязнения возникает проблема выбора критериев и методов очистки загрязнённой почвы. В США пределы допустимого содержания составляли до недавнего времени 1000 пг/г (1 ppb) в жилой зоне и от 5000 до 20000 пг/г – в индустриальной и были основаны на оценке канцерогенного риска 2,3,7,8-ТХДД, установленного ВОЗ [7]. В феврале 2012 г. USEPA представило документ по переоценке риска от воздействия диоксинов за счёт неканцерогенной токсичности 2,3,7,8-ТХДД и отдалённых последствий, таких как проблемы развития, репродуктивные эффекты, повреждения иммунной системы, гормональные нарушения, кожные заболевания и т. д. Референтная доза (RfD) – допустимое значение неканцерогенной токсичности, оценена как 0,7 пг/кг/день [8]. Это соответственно означает ужесточение требований к пределам очистки почвы PRG-объектов (первоначально расчищаемых территорий) в США до 72 пг/г почвы в жилой и 950 пг/г почвы – в промышленных зонах, а также влечёт за собой более жёсткие нормы по содержанию диоксинов в выбросах промышленных предприятий. Впрочем, и в настоящее время критерии очистки составляют в ряде штатов 120–200 пг/г [9, 10]. Так, на объекте Суперфонда США (г. Мидланд) реализуется план санации почвы жилых кварталов, загрязнённой диоксинами в результате многолетней деятельности фирмы Dow Chemical. Планируется удаление слоя почвы на глубину 12 дюймов при содержании

диоксинов более 250 пг/г. Расчистка начата в июне 2012 г. и рассчитана на 2 года [11].

Только в 2012 г. начата реабилитация загрязнённых диоксинами территорий во Вьетнаме. Известно, что в результате распыления гербицидов, загрязнённых диоксинами (эффры 2,4,5-Т и 2,4-Д), было загрязнено 24% территории Южного Вьетнама. Исследованиями текущего уровня загрязнения, проведёнными в 2011 г. Hartfield Consultants (Канада), было выявлено 28 «горячих точек» диоксинового загрязнения [12]. Наиболее значительными являются очаги в аэропортах, которые использовались ВВС США: Дананг (ТЕQ ПХДД/Ф до 365 000 пг/г), Пхукет (до 236 000 пг/г) и Бьенхоа (185 000 пг/г). Расчистке подлежит 235 000 м³ почвы и донных отложений. Нормы по предельному содержанию диоксинов в донных осадках рек приняты на уровне 100 пг/г. Стоимость проекта реабилитации только в Дананге составляет 43 млн долларов. Донорами проекта являются UNISEF, UNDP и фонды США (Bill/Melinda Gates Foundation, Ford Foundation, Aspen Institute).

Один из успешных примеров санации территорий, загрязнённых диоксинами до 100 000 000 пг/г, был осуществлён в 2002–2007 гг. в г. Нератовице, на заводе «Сполана» в Чехии. Стоимость восстановления составила 90 млн евро при уровне очистки 200 пг/г [13].

Результаты оценочного мониторинга диоксинов на территории Российской Федерации указывают на наличие проблемных зон в городах Уфе, Чапаевске, Усолье-Сибирском и др., в основном вследствие производства компонентов феноксигербицидов, в том числе и 2,4,5-Т (дефолиант, использованный как компонент химического оружия) [14].

В г. Уфе выявлены как минимум три локальные зоны повышенного уровня диоксинов в индустриальной и жилой зонах. Это загрязнённая в результате функционирования диоксиноопасных производств в 70-е годы промплощадка ОАО «Уфахимпром», территория вблизи завода, где в те же годы были размещены токсичные отходы, а также территория государственного учреждения «Научно-исследовательский технологический институт гербицидов и регуляторов роста растений с опытно-экспериментальным производством» (ГУ НИТИГ АН РБ), в том числе и выведенная в настоящее время из его состава, но используемая для хозяйственной деятельности.

Исследования 1995–2012 гг., проведённые в Башкирском республиканском научно-

исследовательском экологическом центре (РБ БРЭЦ), г. Уфа, показали наличие на территории ОАО «Уфахимпром» загрязнённой почвы, зданий и шламов, токсичность проб, превышающую известные допустимые нормы различных стран для промышленных площадок. Уровень загрязнения производственных зданий полихлорированными дибензо-парадиоксинами и дибензофуранами (ПХДД/Ф) оценивается как 5000–18000 пг ТЕQ ПХДД/Ф/г, загрязнение почвы на территории – до 10000 пг/г, содержимое 7 шламонакопителей полностью не изучено, в некоторых из них найдено до 50000 пг/г [14, 15].

Завод с 2004 г. остановлен, однако режимом консервации зоны диоксинового загрязнения назвать это трудно, поскольку на территории функционирует производство дифенилолпропана (Бисфенол–А) и периодически функционирует печь сжигания медицинских отходов. В 2007–2008 гг. 8 крупных производственных зданий, в которых ранее производилась хлорфенольная продукция, были разрушены до фундаментов. Разбор зданий производился без соблюдения необходимых средств безопасности, что способствовало переводу токсикантов в более доступную для переноса форму. Строительный бой был складирован на территории завода без каких-либо защитных мер. Оборудование цехов демонтировано и вывезено для утилизации без контроля содержания диоксинов, технология очистки нам неизвестна.

Следует отметить, что разрушение подобных зданий в Чехии (Сполана) производили после сооружения металлического ангара и создания отрицательного давления во избежание пылевого переноса и защиты персонала. Загрязнённые стены завода в Гамбурге перед разбором были обработаны водой под давлением, смывы собраны и дезактивированы.

Ситуация с заводом ОАО «Уфахимпром» в западных научных изданиях характеризуется как «начальное обследование загрязнённой мега-территории, которое проводится без какой-либо существенной стратегии безопасности и рекультивации. Такое состояние характерно для большинства загрязнённых территорий в развивающихся и странах с переходной экономикой» [3].

Второй объект – заброшенная свалка токсичных отходов, глубина и объем залегания диоксинсодержащих реакционных масс неизвестны [16]. Особой проблемой в этой точке является высокая вероятность загрязнения подземных вод. Хлорированные соединения, в

том числе и диоксины, проникая в подземные слои, могут образовывать так называемые неводные плотные жидкости (DNAPL – Dense Non-Aqueous Phase Liquid), свойства которых малоизучены и очистка которых весьма проблематична. В Гамбурге территория Moorflit, содержащая 559 тыс. м³ загрязнённой хлорорганическими соединениями почвы, содержащей до 6 кг диоксинов, привела к образованию на глубине 50 м неводной фазы, содержащей более 1 млн нг/л. [5].

Третья, наиболее опасная для населения, зона находится вблизи жилых кварталов г. Уфы, а именно, территория ГУ НИТИГ АН РБ, в котором в 1970-е годы была произведена наработка партии около 5 кг «чистого» 2,3,7,8-ТХДД [17, 18].

Задержка мероприятий по реабилитации приводит к «размыванию» зон высокого локального загрязнения, в том числе и на жилые кварталы, и требует контрольного мониторинга вблизи очагов загрязнения.

Для проведения интегрального мониторинга загрязнения атмосферы диоксинами и другими СОЗ (за 2–6 месяцев) применяют метод пассивного пробоотбора [4], а также исследование загрязнения снежного покрова. Метод снегосъёмки используется на территории России в сети Росгидромета и выполняется по стандартизированной методике [19]. В снежном покрове «консервируется» информация о СОЗ, поступивших с выпадениями из атмосферы в течение 5 месяцев, поскольку стабильный снежный покров устанавливается в регионе Южного Урала с ноября по март.

Объекты и методы исследования

Распространение загрязнения прослежено нами по содержанию диоксинов в неорганизованных стоках, сточных водах в период активного таяния снега, а также сточной воды ливней в летний период.

Для оценки распространения диоксинов путём воздушного переноса на прилегающие территории был произведён отбор снега вблизи очагов диоксинового загрязнения, в санитарно-защитных зонах предприятий (1 км), в парковых зонах г. Уфы и на участках, расположенных на расстоянии от 1,5 до 7 км от эпицентра загрязнения. Контролем служили пробы снега из мест, удалённых от промышленной зоны более 20 км. В климатических условиях региона (резкое таяние больших объёмов снега в течение нескольких дней весной) образуется большое количество талых

вод, в том числе и неконтролируемые стоки на территории загрязнённых диоксидами зон. Выпадение дождевых осадков также приводит к периодическому смыву загрязнённой почвы с территории завода и в районе свалки. На территории ГУ НИТИГ ливневые стоки не организованы и загрязнения поступают на городскую территорию. Отбор проб талых вод и ливневых стоков был проведён в 2010–2012 гг., мониторинг снежного покрова ведётся с 1996 г.

Исследования проведены в ГБУ РБ БРЭЦ, г. Уфа (аттестат аккредитации № РОСС RU 0001.510275), являющейся экспертной организацией Регионального Центра Восточной и Центральной Европы по СОЗ, Чехия.

В пробах снега (около 4 кг), талых вод и дождевых стоков (1 л) были определены 17 изомеров ПХДД/Ф методом хромато-масс-спектрометрии высокого разрешения в соответствии с методом US EPA 1613. Изомерспецифический анализ ПХДД/Ф проводили с помощью измерительной системы, состоящей из хроматографа Carlo Erba 8035 и масс-спектрометра высокого разрешения Autospec-Ultima (VG) в режиме электронного удара (36 eV) с разрешением > 10.000. Абсолютный предел обнаружения 2,3,7,8-ТХДД составил 10 фг. Разделение изомеров ПХДД/Ф проводили на неполярной капиллярной колонке Restek RTX-Dioxin, длиной 60 метров. Результаты определения ПХДД/Ф приведены в международной шкале коэффициентов токсичности (TEQ/WHO) с использованием системы факторов эквивалентной токсичности (WHO/TEF 1997).

Результаты и их обсуждение

Результаты мониторинга снежного покрова за период 1996–2012 гг. в районе ОАО «Уфакимпром» свидетельствуют о продолжающейся эмиссии с загрязнённой территории, причём распространение загрязнений с пылевыми частицами происходит наиболее активно в направлении Север – Юг, что соответствует розе ветров в пункте наблюдений (табл. 1). Основные загрязнённые здания находятся в юго-западной части завода, здесь ранее были обнаружены высокие уровни загрязнения почвы и материала зданий. В северо-восточной части находятся шламонакопители и загрязнённая почва вблизи них.

Перенос воздушным путём в зимний период приводит к сложному перераспределению загрязнения от двух источников эмиссии: промзоны и свалки. Уровень загрязнения частиц, обнаруженных в пробах снега из северной части завода, составляет 200–400 пг/г, и южной – около 100–200 пг/г.

В период разрушения загрязнённых цехов в 2008 г. было отмечено повышенное содержание диоксинов в снежном покрове во всех направлениях, однако наиболее существенное изменение в характере эмиссии наблюдалось именно вблизи зоны разрушений – на юго-западе. Последствия прослеживались и при дальнем переносе, более чем на 7 км на северо-восток. Резкое увеличение содержания диоксинов в снеге в восточном направлении связано с появлением дополнительного очага эмиссии – участка, на котором складированы

Таблица 1

Содержание диоксинов в пробах снега (расстояние от центра ОАО «Уфакимпром»), (пг/л)/(пг/г)

Направление/ расстояние	1996 г.	1998 г.	2000 г.	2006 г.	2008 г.	2011 г.	2012 г.
N-E, 300 м	–	6,3/23,7	–	10,8/68,7	38,4/228,3	6,0/143,1	15,3/158,5
N-E-400 м	27,4/249,3	–	–	127,4/473,1	–	–	–
N-E, 2500 м	–	–	–	2,4/28,5	–	2,9/20,3	3,5/57,6
N-E, 7000 м	–	–	–	8,6/65,8	17,1/154,5	2,2/74,3	1,2/32,1
E, 300 -600 м	10,2/116,8	–	–	11,5/100,4	–	4,2/143,8	14,7/386,2
E, 2300 м	–	–	–	3,9/29,2	5,4/50,5	3,4/100,5	5,1/140,2
S, 2000 м	–	–	–	2,6/37,5	–	–	–
S-W, 300 м	–	5,2/30,8	–	6,05/59,7	–	–	–
S-W, 1300мм	–	2,5/12,6	–	–	13,9/78,9	–	–
S-W, 3800 м	–	–	5,0/20,3	4,2/15,7	8,3/157,7	4,2/210,4	7,8/252,3
S-W, 6400 м	5,7/67,9	–	4,5/35,1	–	5,7/100,1	5,7/171,3	–
S-W, 12000 м	–	6,0/15,43	4,6/63,0	3,2/2,1	–	0,7/16,2	–
S-W, 23500 м	0,25/10,5	0,2/1,3	–	0,45/19,5	–	1,0/44,2	0,17/11,2
S-E, 800 м	–	–	–	6,0/49,8	3,35/48,2	4,6/42,8	1,74/47,5
S-E, 7500 м	–	–	8,8/41,2	–	7,1/154,5	2,2/74,3	1,2/32,0
N-W, 22500 м	3,4/47,2	–	–	–	–	–	–

Примечание: – исследования не проводились.

остатки строительных зданий (кирпич, штукатурка).

Снежный покров в зоне воздействия загрязнённой территории ГУ НИТИГ исследовался нами в период 2008–2012 гг. Уровень загрязнения снега вблизи объекта является стабильно высоким (табл. 2). Особая опасность этой зоны – расположение в черте города. Именно здесь обнаружен максимальный уровень загрязнения поверхностных стоков с территории во время таяния снега и во время ливневых дождей (табл. 2 и 3). Изомерный состав характеризуется преобладанием изомера 2,3,7,8-ТХДД, что связано с работами по синтезу 2,3,7,8-ТХДД.

Активное поступление загрязнённой пыли в воздух происходит на расстоянии до 100 м, при дальнейшем удалении от источника содержание диоксинов в снеге падает. Однако в юго-восточном направлении зарегистрировано 287,8 пг ТЕQ ПХДД/Ф/г пыли в снеге вследствие переноса загрязнённых частиц автотранспортом.

Многoletний неорганизованный смыв с территории является составной частью результирующего уровня загрязнения, дополнительно к воздушному переносу. В дождевых стоках с территории загрязнённых зон обнаружено от 10 до 1000 пг ПХДД/Ф /л, что соответствует содержанию диоксинов в частицах переносимой почвы от 200 до 20000 пг ПХДД/Ф/г (табл. 3).

Изомерный состав ПХДД/Ф в пробах снега и талой воды вблизи ОАО «Уфахимпром» существенно отличается от загрязнённых, обнаруженных в зоне ГУ НИТИГ. Если в пробах снега с территории завода преобладают фурановые соединения – продукты процессов сжигания, то ручьи, смывающие частицы почвы, имеют обратное соотношение концентраций диоксинов и фуранов и содержат 2,3,7,8-ТХДД в концентрациях, в несколько раз превышающих его уровень в снеге (табл. 5). Вблизи ГУ НИТИГ наблюдается иная картина распределения изомеров – более 98% токсичности пробы обусловлена присутствием только одного изомера – 2,3,7,8-ТХДД, что свидетельствует об ином источнике диоксинового загрязнения по сравнению с последствиями производства феноксигербицидов.

Установлено, что, несмотря на сложный характер выпадений диоксинов из воздуха, включающий дополнительно к основной эмиссии следы загрязнения диоксинами от автотранспорта, аварийных факелов и выбросы печей сжигания нефтеперерабатывающих заводов, находящихся вблизи от района исследования, полуколичественные данные снегосъёмки позволяют оценить тенденции изменений эмиссии от «горячей точки» диоксинового загрязнения. Хотя содержание диоксинов в ливневых/талых водах не регламентируется, но и этот приём может быть ис-

Таблица 2

Содержание ПХДД/Ф в пробах снега (пг ТЕQ ПХДД/Ф/г (пг/л) / (пг/г) частиц)

Направление/расстояние	2008 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.
W-20 m	-	30,4/654,4	-	-
W-30 m	11,04/171,2	31,9/523,1	64,3/839,5	-
W-500 m	5,7/67,9	-	57,0/173,1	-
SW-130 m	-	-	1,6/48,0	3,3/105,4
SW-300 m	-	-	4,8/145,3	3,0/139,5
SW-500 m	-	6,2/124,5	-	4,4/144,1
SE-900 m	-	-	-	6,64/287,8
S-24000 км	-	-	1,0/44,2	0,17/11,2

Таблица 3

Содержание диоксинов в талой воде в ручьях (пг ТЕQ ПХДД/Ф/г частиц)

Источник загрязнения/год наблюдения	2010 г.	2011 г.	2012 г.
Талая вода с территории ОАО «Уфахимпром»	234,9-244,7	178,1-830,1	338,5-1725,9
Талая вода с территории ГУ НИТИГ	279,9-20115,3	154,0-8729,1	388,0-603,2

Таблица 4

Содержание диоксинов в воде в ручьях после ливневого дождя (2011 г.)

Источник загрязнения	ТЕQ ПХДД/Ф	
	пг/л	пг/г
Дождевые стоки с территории ОАО «Уфахимпром»	7,7	127,5
Дождевые стоки с территории ГУ НИТИГ	1192,0	968,8

пользован в качестве подтверждения эмиссии в зонах загрязнения.

Проведённые исследования свидетельствуют о том, что непринятие мер в течение длительного времени по рекультивации загрязнённых диоксидами почвы и производственных зданий приводит к «размыванию» пятна загрязнения на большие расстояния, а разрушение загрязнённых зданий – к существенной активизации эмиссии диоксинов воздушным путём.

В настоящее время требуется активизация деятельности по устранению накопленного экологического ущерба в зонах диоксинового загрязнения и скорейшее принятие решений по созданию Национального плана выполнения РФ Стокгольмской конвенции по СОЗ и его реализация в области наиболее опасных «горячих точек» загрязнения СОЗ в России.

Литература

1. Проект национального плана выполнения Российской Федерацией Стокгольмской конвенции стойких органических загрязнителях (подготовлен в рамках проекта «ГЭФ-ЮНЕП-Россия»). АНО «Центр международных проектов». М. 2011. 240 с.
2. Superfund Strategy. NTIS № PB86-120425. 1985. 284 p.
3. Weber R., Gaus C., Tysklind M., Johnston P., Forter M., Hollert H. Dioxin- and POP-contaminated sites— contemporary and future relevance and challenges: overview on background, aims and scope of the series // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2008. V. 15. № 5. P. 363-393.
4. Амирова З.К., Круглов Э.А., Шахтамиров И.Я. Применение метода пассивного пробоотбора для мониторинга СОЗ в районах уничтожения химического оружия и военных действий // *Теоретическая и прикладная экология.* 2010. № 2. С. 31–36.
5. Vaberlov H. G., Weber R. Remediation and securing activities at a former HCN and 2,4,5-T production site in Germany // *10 Int. HCN and pesticides Forum.* 2009. Brno. P. 3–17.
6. Takata T. Survey on the health effect of chronic exposure to dioxins and its accumulation on workers of a municipal solid waste incinerator, rural part of Osaka Prefecture and the results of extended survey afterwards // *Industrial Health.* 2003. № 41. P. 189–196.
7. Assessment of the Health Risk of Dioxins Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI) // *Food Addit and Contam.* 2000. V. 17. №4. P. 1–11.
8. EPA's Reanalysis of Key Issues Related to Dioxin Toxicity and Response to NAS Comments // USEPA. External Review Draft. 2010. 57 p.
9. Review of State Soil Cleanup Levels for Dioxin. // National Center for Environmental Assessment. 2009. Washington DC. 199 p.
10. Paustenbach D. J., Fehling K., Scott P., Harris M., Kerger B. D. Identifying soil cleanup for dioxins in urban residential soils. How have 20 years of research and risk assessment experience affected the analysis? // *Journal of Tox. and Environ. Health. Part B.* 2006. V. 9. P. 87 – 145.
11. Work Plan // Resource Management Division. 2012. 24 p. www.michigan.gov/deqdioxin.
12. Comprehensive Assessment of Dioxin Contamination in Da Nang Airport, Viet Nam: Environmental Levels, Human Exposure and Options for Mitigating Impacts // Office of the National Steering Committee Ha Noi. 2009. 155 p.
13. SPOLANA. Setting the example for depollution in the Czech Republic // *SUEZ Environnement: key facts and figures.* 2006. 24 p.
14. Amirova Z., Kruglov E. Russian dioxin “hot spot” – Ufa. Comparison with Seveso // *Organohal. Comp.* 2005. V. 67. P. 2094–2098.
15. Amirova Z., Kruglov E., Maystrenko V., Khizbullin F. PCDD/Fs Contamination from Defoliants and Chlorinated Pesticides Production: Steps for Remediation of Stockpiles, Soil and Utilization of Contaminated Buildings // *Organohal. Comp.* 2006. V. 68. P. 2225–2228.
16. Amirova Z., Kruglov E., Loshkina E., Chalilov R., Khalikova N. The impact of industrial dioxin reservoir on biota and population // *Organohal Comp.* 2005. V. 67. P. 1684–1687.
17. Amirova Z., Kruglov E., Loshkina E., Khalikova N. Identification of local pollution sources nearby the mega-zone of PCDD/Fs industrial pollution, Ufa, Russia // *Organohal. Comp.* 2007. V. 69. P. 2528–2531.
18. Федоров Л. Химическое вооружение – война с собственным народом. Трагический российский опыт. М.: Яблоко, 2009. 157 с.
19. Государственный стандарт РФ 17.1.5.05.85. 1985. 12 с.
20. Tetra-through Octa- Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS. Method USEPA 1613. 1999. 77 p.

Развитие теоретических и практических аспектов процесса восстановления нарушенных земель на севере Республики Коми

© 2014. И. А. Лиханова, к.б.н., н.с., И. Б. Арчегова, д.б.н., в.н.с.,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: likhanova@ib.komisc.ru

Проведён анализ литературы по проблеме восстановления нарушенных земель Республики Коми. Показано, что с 80-х гг. XX века идёт активная разработка практических приёмов биологической рекультивации разнообразных типов техногенных нарушений тундровой и севера таёжной зон с учётом их биоклиматических условий. Детально разработаны приёмы создания травянистых экосистем на нарушенных землях. Подобран ассортимент многолетних трав, предложены оптимальные нормы их высева и система ухода. Даны рекомендации по восстановлению нефтезагрязнённых земель. Особое внимание уделено микробиологической очистке от остаточного нефтезагрязнения с помощью выделенных эффективных штаммов микроорганизмов-нефтедеструкторов.

Разработка практических приёмов рекультивации нарушенных земель позволила в 1996 г. создать новую теоретическую базу процесса восстановления нарушенных земель – концепцию природовосстановления. В рамках концепции разработаны двухэтапная схема практических приёмов природовосстановления и оптимизированная технология восстановления лесных экосистем.

The literature sources on the problem of disturbed lands restoration in the Komi Republic (Russia) have been reviewed. Development of empirical methods on biological recultivation of various technogenically disturbed lands from the tundra and north taiga zones was initiated in the end 80-ies of the former century and is in progress nowadays. We have created techniques on grassy ecosystems development at disturbed lands using a series of particular perennial grasses to be sown and cared after according to certain rules. There are some recommendations on oil-polluted lands restoration. Special attention is paid to microbiological purification of lands from residual oil pollution using isolated efficient stems of oil destructing microorganisms.

Development of empirical methods on disturbed lands recultivation allowed for a new theoretical basis of disturbed lands restoration, i.e. nature restoration conception, in 1996. Nature restoration is an activity aimed at an accelerated restoration of technogenically disturbed nature ecosystems of the North accounting for specific climatic conditions and traditional local economy. The conception includes a two-stage scheme of practical nature restoration techniques and an improved technique of forest ecosystems restoration.

Ключевые слова: нарушенные земли, биологическая рекультивация, практические приемы восстановления, концепция природовосстановления.

Keywords: disturbed lands, biological recultivation, practical restoration techniques, nature restoration conception.

Одним из крупных регионов на Европейском Севере России, богатым запасами топливно-энергетических и минеральных ресурсов, является Республика Коми. Промышленное освоение природных ресурсов региона активизировалось во второй половине XX века. Разработка крупных месторождений Тимано-Печорской нефтегазоносной провинции, Печорского угольного бассейна, рудных месторождений Тимана и Урала происходит в наиболее уязвимых к антропогенному влиянию подзонах южной кустарниковой тундры, северной и южной лесотундры, крайнесеверной и северной тайги. Суровые климатические условия, усложнённые наличием на небольшой глубине вечномёрзлых пород, обуславливают своеобразие строения

почвы природных экосистем. Оно проявляется в резком сокращении «зоны жизни», ограниченной мощностью продуктивного (биологически активного) слоя, практически представляющего собой моховую подстилку толщиной 10–15 см, в которой аккумулированы элементы питания и корни растений. Специфика строения почвы природных экосистем определяет высокую степень уязвимости их к антропогенным (техногенным) нарушениям и длительный период самовосстановления. Техногенное воздействие приводит к уничтожению растительного покрова и маломощного плодородного (органогенного) слоя почвы, к обнажению биологически инертной, низкопродуктивной минеральной части профиля. При этом меняются гидротер-

мические условия, развивается ускоренная эрозия и другие негативные процессы, увеличивающие нарушенную площадь.

Особенности природной среды определяют необходимость ускорения восстановительного процесса на посттехногенных территориях. Разработка приёмов восстановления нарушенных земель была начата более 100 лет назад в европейских странах. Развитие исследований в данном направлении привело к образованию новой научной дисциплины – рекультивации [1]. Рекультивация – это комплекс работ, направленный на восстановление продуктивности и народнохозяйственной ценности нарушенных земель, а также улучшение условий окружающей среды [2]. Выделяют два этапа рекультивации земель: технический и биологический. Осуществляемый после технического биологический этап включает мероприятия по восстановлению плодородия нарушенных земель. Технологии рекультивации земель в нашей стране были обобщены в ряде официальных документов – ГОСТ 17.5.1.01-78; ГОСТ 17.5.3.04-83; ГОСТ 17.5.3.05-84; ГОСТ 17.5.3.06-85 и др., ориентированных в основном на земледельческие районы.

В Республике Коми до 1970-х годов работы по рекультивации нарушенных земель не проводились [3]. Систематические данные о динамике площадей нарушенных земель за этот период в опубликованных источниках нами не найдены. Только в последней трети XX века в Республике Коми начались систематический учёт нарушенных промышленным

воздействием земель и исследования по их рекультивации.

К началу 1990-х годов площадь нарушенных земель достигала 3,5-4 тыс. га, площадь рекультивированных земель была близка к площади нарушенных (рис. 1). При этом нередко рекультивационные работы ограничивались проведением только первого, т. е. технического этапа [4–6]. Биологический этап зачастую не проводился, так как считалось приемлемым оставлять нарушенные земли на самозаращение. Однако, как уже отмечалось, этот процесс в северных регионах Республики Коми происходит очень медленно. С 1990-х годов количество нарушенных и рекультивированных земель снижалось, что было связано с перестройкой экономики в стране.

Высокие темпы нарушения земель Республики Коми в 1980-е годы прошлого столетия послужили толчком к началу изучения приёмов их восстановления. Первые исследования по применению приёмов рекультивации нарушенных земель в подзонах крайнесеверной и северной тайги Республики Коми были проведены сотрудниками Сыктывкарского государственного университета Н. П. Акульшиной и Н. Н. Лобовиковым [8]. В целях восстановления земель, лишённых почвенно-растительного покрова в ходе строительства трассы нефтепровода Возей–Уса–Ухта, ими предложено использовать метод гидропосева. Состав гидросмеси в расчёте на 1 га площади включал 3000–5000 кг воды, 400–600 кг скопа (отход лесопромышленного комплекса), 150 кг

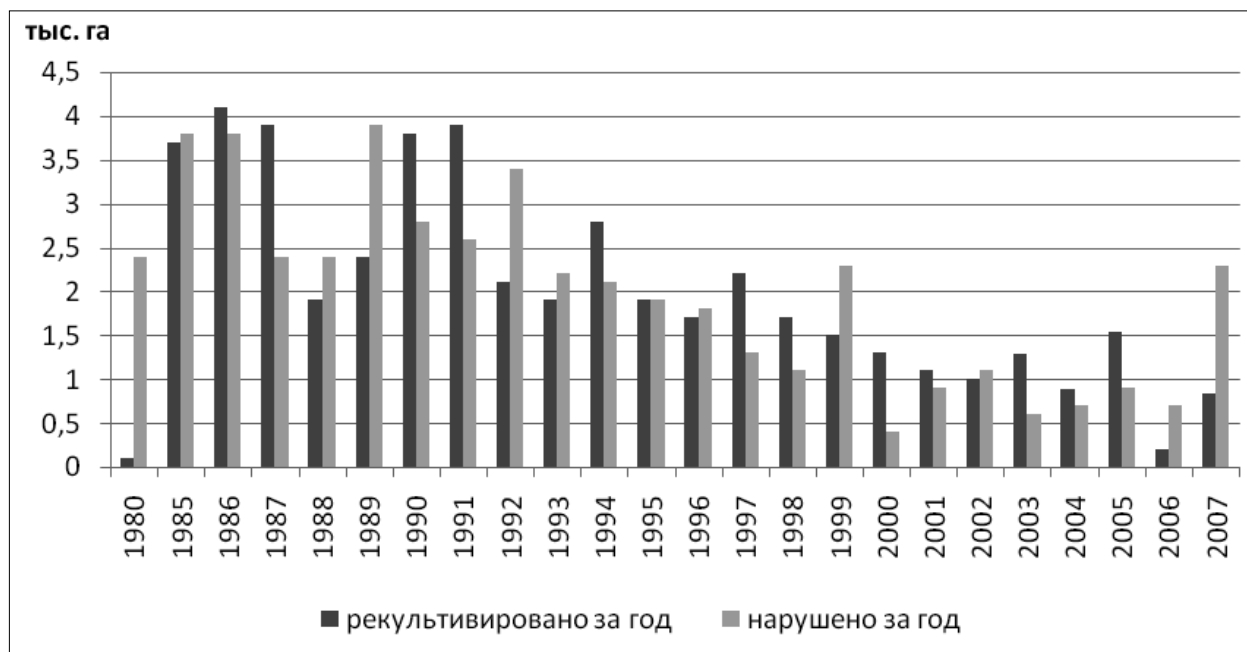


Рис. 1. Динамика площадей земель нарушенных и рекультивированных за год, тыс. га [7].

нитроаммофоски и семена трав районированных сортов и/или местных популяций овсяницы луговой и красной, мятлика лугового, лисохвоста лугового, арктофилы рыжеватой, канареечника тростниковидного, полевицы гигантской, клевера ползучего и лугового. Норма высева травосмесей в зависимости от входящих в неё видов варьировала, но не превышала 40 кг/га, на склонах норма высева обычно увеличивалась втрое. На песчаные техногенные пустоши рекомендовано возвращать биологически активный поверхностный слой почвы или наносить торф, ил слоем толщиной 10–15 см. На основе обобщения проведённых исследований были разработаны методические указания по технологии биологической рекультивации нарушенных земель [9]. В них выделены четыре категории земель по степени нарушенности почвенно-растительного покрова и способности их к самозаращению, т.е. по степени экологической опасности участка. Соответственно этим категориям определялась интенсивность рекультивационных работ. Проведённые исследования, несомненно, способствовали дальнейшему развитию научных основ поддержания экологической устойчивости региона при продолжающемся росте промышленной добычи угля, нефти и газа.

Параллельно в этот же период проводились исследования Институтом биологии Коми НЦ УрО РАН под руководством одного из авторов данной статьи – И.Б. Арчеговой в подзоне южной тундры (Воркутинский промышленный район) [20]. На нарушенных тундровых землях был испытан посев местных видов трав при внесении удобрений – как основного агротехнического приёма рекультивации. В связи с тем что в процессе биорекультивации на Крайнем Севере необходимо ускорение темпов восстановления продуктивности практически безгумусного биологически инертного минерального субстрата, исследовали эффективность использования нетрадиционных материалов. Был применён биологически активный удобрительно-посевной гранулированный материал (БАГ), изготовленный по специально разработанной технологии из гидролизного лигнина (отхода целлюлозно-бумажного производства) в смеси с другими органическими и неорганическими удобрениями и семенами (патент № 2099917). С целью улучшения азотного питания выращиваемых растений семена многолетних трав перед заделкой в гранулы обрабатывали микробиологическим комплексом азотфиксирующих бактерий, полученных из ВНИИ сель-

скохозяйственной микробиологии (г. Санкт-Петербург). В ходе исследований выявлены многолетние травы, адаптированные к условиям тундровой зоны и пригодные для целей рекультивации: мятлик луговой, лисохвост луговой, бекмания обыкновенная, арктагостис широколистный, арктофила рыжеватая, луговик северный. Норма высева – до 10 кг/га. Рекомендовалось внесение комплексного минерального удобрения в дозе 45–90 кг/га действующего вещества (д.в.) каждого компонента. Уход за рекультивированной площадью включал ежегодную (не менее трех лет) подкормку трав азотным или комплексным удобрением в дозе 45–60 кг д.в./га каждого компонента. Подчеркивалось, что оценка качества рекультивации целесообразна не ранее, чем на второй-третий год после посева трав. В качестве основного критерия сдачи участка предлагалось использовать проективное покрытие трав, которое должно быть не менее 70% [10].

В конце 1980-х годов сотрудниками Института биологии Коми НЦ УрО РАН С. В. Дегтевой и Г. А. Симоновым на территории Кожимского месторождения золота были заложены опыты по биологической рекультивации отвалов после проведения горнотехнического этапа. Результаты полевых экспериментов показали, что посевы местных видов трав кондиционной всхожести (мятлика лугового, овсяницы красной и овечьей, костреца безостого, канареечника тростниковидного, щучки дернистой) при норме высева семян до 20 кг/га и дозе внесения минеральных (преимущественно азотных) удобрений 20–40 кг д.в./га при создании посевов, до 45 кг д.в./га – при ежегодной подкормке обеспечивают через 3–4 года формирование агроценозов с общим проективным покрытием до 65% и достижение противоэрозионного эффекта (закрепление субстрата) [11, 12].

Особого внимания требовали нефтезагрязненные земли. Первые работы по рекультивации нефтезагрязнённых земель в Усинском районе, на территории Возейского месторождения нефти, выполнила Л. В. Чалышева совместно с В. П. Гладковым и З. Г. Гардиевской [13]. Параллельно велись исследования сотрудниками отдела геоботаники и рекультивации Института биологии Коми НЦ УрО РАН (И. Б. Арчеговой, Т. В. Евдокимовой, Н. С. Котелиной, Е. Г. Кузнецовой, М. Ю. Маркаровой, Л. П. Турубановой) на территории сложного в экологическом отношении Усинского нефтяного месторождения.

На основе исследований подготовлено методическое пособие «Рекультивация земель на Севере» [14]. В 1997 г. по материалам пособия опубликованы Рекомендации по рекультивации земель на Крайнем Севере [15], в которых описаны мероприятия технического и биологического этапов, приведены необходимые технические средства для выполнения рекультивации, особое внимание уделено аварийным ситуациям при добыче и транспорте нефти. На нефтезагрязнённых участках после завершения механической очистки должен следовать процесс интенсивной доочистки, включающий регулярную обработку микробиологическим препаратом, внесение органических и минеральных удобрений. Перед проведением биорекультивации уровень остаточного загрязнения нефтью не должен быть выше 3%. В типовой схеме работ биологического этапа предусмотрены: подготовка субстрата перед посевом трав (внесение и заделка компоста из торфа и навоза (30 т/га), прикатывание субстрата), внесение минеральных удобрений (60–90 кг д.в./га по азоту, фосфору и калию), посев трав без заделки семян (норма высева 10–20 кг/га). Возможно использование БАГ. Для рекультивационных работ пригодны мятлик луговой, лисохвост луговой и тростниковидный, бекмания обыкновенная, овсяница красная, луговик северный, волоснец сибирский, регнерия волокнистая, арктофила рыжеватая, арктополевица широколистная, овсяница овечья, канареечник тростниковидный. На склонах и песчаных субстратах посев трав целесообразно сочетать с посадкой черенков ив. До достижения 60–70% проективного покрытия трав ежегодно вносят азотные или комплексные удобрения (45–60 кг д.в./га каждого компонента).

Крупная авария 1994 года на нефтепроводе «Возей-Головные сооружения» (Усинский район) послужила толчком к активизации работ по исследованию микробиологических препаратов для очистки вод и почв от нефтезагрязнений. В Институте биологии Коми НЦ УрО РАН был разработан и испытан препарат МУС-1 [18]. В дальнейшем усовершенствованный микробиологический препарат «Универсал», показавший высокую эффективность, был рекомендован для применения [19, 20].

Результатом исследований по микробиологической очистке нефтезагрязнённых почв и вод стала технология очистки нефтезагрязнённых природных объектов с помощью биосорбентов (авторы И. Б. Арчегова, Ф. М. Хабибуллина, А. А. Шубаков, Г. М. Тулянкин,

Ю.С. Жучихин и др.). Биосорбент представляет собой гидрофобный нефтяной сорбент из торфа низкотемпературной термической обработки с иммобилизованными специально подобранными штаммами углеводородокисляющих микроорганизмов и их ассоциаций [21]. Биосорбент обладает высокой нефтеёмкостью. Применение биосорбента обеспечивает сбор нефти и деструкцию сорбированных нефтепродуктов. Гидрофобные свойства позволяют использовать биосорбент как на почвах, так и на водных поверхностях. Длительные опыты (лабораторные и полевые) показали, что в течение довольно короткого вегетационного периода на Севере достигается практически полная очистка нефтезагрязнённой почвы (при среднем уровне её загрязнения). После промораживания активность иммобилизованных микроорганизмов остается высокой, что позволяет использовать биосорбенты в зимний период. Внесение биосорбента способствует активизации аборигенного микробного сообщества.

С 1995 года детальной разработкой приёмов локализации аварийных разливов нефти и очистки нефтезагрязнённых земель и водных поверхностей занимались сотрудники Научно-исследовательского проектно-изыскательского института «Комимелиоводхозпроект» под руководством Г.Н. Ерцева. В 2001 году был подготовлен «Регламент по приёму нарушенных и загрязнённых нефтью земель после проведения восстановительных работ» [17]. Приведённые в нём расчётные ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) нефти в грунтах после проведения восстановительных работ служили практическими критериями для возвращения в хозяйственный оборот восстановленных объектов. Системные исследования по ликвидации последствий аварийных разливов нефти привели к разработке требований к технологиям рекультивации загрязнённых нефтью земель в условиях Севера [16], в которых были определены основные мероприятия по технической и биологической рекультивации нефтезагрязнённых земель.

Расширение объёмов практических работ по рекультивации нарушенных земель на Севере выявляло недостаточность традиционного представления о рекультивации для условий Севера. Как впервые отмечается в книге «Биологическая рекультивация на Севере» [22], смыслом биорекультивации на Крайнем Севере является ускоренное природовосстановление, то есть восстановление

вторичной природной экосистемы. Подходы и приёмы рекультивации, разработанные для территорий с более мягким климатом и развитым земледелием, не являются приемлемыми для условий Севера. Они должны быть адаптированы для конкретных биоклиматических условий и концептуально обоснованы. В качестве основы нового методологического подхода к восстановлению нарушенных земель заложен принцип системности. С его позиций любая экосистема является целостным образованием трёх взаимосвязанных и взаимообусловленных компонентов – растительности, зоомикробного комплекса и почвы. Главным механизмом, обеспечивающим устойчивое функционирование экосистемы, является биологический оборот органического (растительного) вещества, замыкающийся в почве и обеспечивающий стабильное воспроизводство растительного сообщества. Для восстановления разрушенных техногенным воздействием экосистем требуются комплексные мероприятия, направленные на одновременное восстановление всех её компонентов.

На базе принципов системности и адаптивности была создана под руководством И.Б. Арчеговой концепция природовосстановления [23, 24]. Природовосстановление – деятельность, направленная на ускоренное восстановление разрушенных техногенным воздействием природных экосистем Севера, максимально соответствующих по типу разрушенным, с учётом специфики климатических условий и типа традиционного хозяйства коренного населения. В рамках концепции разработана схема практических приёмов, включающая 2 этапа. На первом этапе, интенсивном, в короткие сроки (3–5 лет) с применением базового приёма – посева местных многолетних трав по фону органических и минеральных удобрений – формируется травянистая экосистема и биогенно-аккумулятивный (новый плодородный) слой почвы. При загрязнении нарушенной территории нефтью на этом же этапе используют дополнительные специальные биологические приёмы (внесение микробиологических препаратов, биосорбентов). Основным критерием завершения интенсивного этапа является формирование травянистого сообщества с общим проективным покрытием растений не менее 70% и морфологически оформленной почвой, характерной для луговых экосистем. Таким образом, на интенсивном этапе происходит ускорение восстановительного процесса за счёт исключения первой инициальной (пио-

нерной) сукцессионной стадии путём создания более продвинутой стадии – сомкнутого травянистого сообщества. На втором этапе, «ассимиляционном», агрорежим снимается, и в процессе самовосстановительной сукцессии сформированная на первом этапе травянистая экосистема постепенно замещается лесной или тундровой. Эффективность применения схемы природовосстановления в условиях севера таёжной и тундровой зон Республики Коми подтверждена применением на практике [10, 25–27].

В рамках концепции природовосстановления разработана и с положительным эффектом испытана нами оптимизированная технология восстановления лесных экосистем [28, 27]. В противовес традиционной лесной рекультивации, сконцентрированной на восстановлении только древесного яруса, она направлена на восстановление лесной экосистемы как целостного единства основных её компонентов. Показано, что эффективность восстановления лесной экосистемы на нарушенных землях севера таёжной зоны достигается сочетанием агроприёмов интенсивного этапа (внесение удобрений, посев многолетних трав) с посадкой крупномерных саженцев сосны обыкновенной, берёзы пушистой, лиственницы сибирской, высаживаемых с комом земли, что обеспечивает высокую приживаемость древесных растений, их активный рост при одновременном развитии травянистого покрова, обеспечивающего закрепление техногенного субстрата и формирование почвы, как компонента лесной экосистемы. Таким образом, агротехническими приёмами достигается ускорение не только стадии формирования травянистого сообщества, но и стадии замещения травянистого сообщества лесным.

Итак, интенсификация добычи недроресурсов в Республике Коми, произошедшая в XX веке, привела к росту нарушенных земель. Суровые природные климатические условия, определившие высокую степень уязвимости экосистем к техногенным воздействиям и медленное самовосстановление растительности и почв, требовали разработки специальных приёмов, ускоряющих восстановительный процесс на нарушенных природных объектах. С 80-х гг. XX века в тундровой и на севере таёжной зон Республики Коми начинается активная разработка практических приёмов биологической рекультивации с учётом специфики биоклиматических условий Севера и потребностей традиционного хозяйствования. Исследователями подобран

ассортимент многолетних трав, технологии их посева и ухода. Даны детальные рекомендации по восстановлению нефтезагрязнённых земель. Особое внимание уделено микробиологической очистке от остаточного нефтезагрязнения с помощью выделенных эффективных штаммов микроорганизмов-нефтедеструкторов.

Разработка практических приёмов биологической рекультивации привела к формированию новой теоретической базы процесса восстановления нарушенных земель – концепции природовосстановления. На её основе разработана двухэтапная схема практических приёмов восстановления разрушенных техногенным воздействием экосистем. Принципиальной целью природовосстановления является ускоренное восстановление природного (вторичного) биогеоценоза, максимально соответствующего ненарушенному, что способствует сохранению целостности биосферы с присущим ей биоразнообразием как системы высшего порядка. Иными словами, термин означает содействие ускорению природных процессов (первых этапов восстановительной сукцессии), которые без вмешательства человека протекают длительное время. В схеме природовосстановления впервые в единую систему объединён весь цикл восстановления до конечной его цели – вторичной экосистемы, близкой к зональному типу. Природовосстановительные мероприятия должны вести к восстановлению экосистемы в полном объёме (а не отдельных её компонентов), соответствовать конкретным географическим зональным природным условиям, поддерживать развитие традиционных форм хозяйствования населения.

Природовосстановление рассматривается в контексте проблем природопользования и не может быть отделено от него. Природопользование и природовосстановление представляют собой два блока системы, определяемой традиционно как «человек – природа». Система тогда непротиворечиво развивается, когда оба названных блока сбалансированы, то есть неизбежные в процессе потребления природных ресурсов нарушения природной среды уравновешиваются адекватным восстановлением нарушенных экосистем.

Работа выполнена при поддержке Правительства Республики Коми и РФФИ, проект № 3-04-98818 «Ускоренное восстановление лесных экосистем на посттехногенных территориях таёжной зоны Республики Коми».

Литература

1. Уоллворк К. Нарушенные земли. М.: Прогресс, 1979. 269 с.
2. Краткий толковый словарь по рекультивации земель / Отв. ред. С. С. Трофимов, Л. В. Моторина. Новосибирск: Наука. Сиб. отд., 1980. 34 с.
3. Спиригин В.И. Социально-экономическая эффективность природоохранных мероприятий в Коми АССР // Эколого-экономические аспекты природопользования на европейском северо-востоке СССР. Сыктывкар, 1990. С. 25–34. (Труды Коми НЦ УрО АН СССР, №111).
4. Охрана окружающей среды в Коми АССР // Стат. сб. Сыктывкар: Госкомстат, 1991. 180 с.
5. Охрана окружающей среды Республики Коми в 1995 г. // Стат. сб. Сыктывкар: Госкомстат РК, 1996. 76 с.
6. Государственные доклады о состоянии окружающей природной среды Республики Коми за 1992 – 2010 гг.
7. Статистический ежегодник Республики Коми. Сыктывкар: Комистат, 2008. С. 29.
8. Акульшина Н.П., Лобовиков Н.Н., Менгалимов Х.Я. Опыт фитомелиорации эродированных почвогрунтов на трассе магистрального нефтепровода Воей-Уса–Ухта // Растительные ресурсы. 1981. Т. XVII. Вып. 2. С. 175–183.
9. Лобовиков Н.Н., Акульшина Н.П. Технология биологической рекультивации нарушенных земель на Европейском Севере. Сыктывкар, 1990. 14 с.
10. Восстановление земель на Крайнем Севере. Сыктывкар, 2000. 152 с.
11. Влияние разработки россыпных месторождений Приполярного Урала на природную среду. Сыктывкар, 1994. 167 с.
12. Дегтева С.В., Симонов Г.А. Рекультивация земель на Севере. Вып. 2. Фиторекультивация отвалов отработанных россыпей в условиях Приполярного Урала. Сыктывкар. 1995. 40 с.
13. Чалышева Л.В., Гладков В.П., Гардиевская З.Г. Естественное зарастание нефтезагрязненных земель и опыт их рекультивации в условиях Севера // Эколого-экономические аспекты природопользования на Европейском Северо-Востоке. Сыктывкар, 1990. С.74-82. (Тр. Коми НЦ УрО РАН, № 114).
14. Рекультивация земель на Севере (методическое пособие). Сыктывкар, 1994. 36 с.
15. Рекультивация земель на Севере. Вып. 1. Рекомендации по рекультивации земель на Крайнем Севере. Сыктывкар, 1997. 34 с.
16. Требования к технологиям рекультивации загрязненных нефтью земель в условиях Севера. Сыктывкар, 2004. 134 с.
17. Регламент по приемке нарушенных и загрязненных нефтью земель после проведения восстановительных работ. Сыктывкар. 2001. 32 с.

18. Маркарова М.Ю., Арчегова И.Б., Полшведкин В.В. Микробиологическая очистка загрязненных нефтью водоемов и резервуаров // Химия в интересах устойчивого развития. 1998. Вып. 6. С. 343–348.

19. Маркарова М.Ю. Опыт применения биопрепарата «Универсал» для рекультивации нефтезагрязненных земель // Экологические работы на месторождениях нефти тимано-печорской провинции. Матер. III науч.-практ. конф. Ухта. 2004. С. 229–233.

20. Природоохранные работы на предприятиях нефтегазового комплекса. Часть 1. Рекультивация загрязненных нефтью земель в Усинском районе Республики Коми. Сыктывкар. 2006. 208 с.

21. Экологические основы оптимизированной технологии восстановления нефтезагрязненных природных объектов на Севере. Сыктывкар, 2007. 140 с.

22. Биологическая рекультивация на Севере (вопросы теории и практики). Сыктывкар. 1992. 104 с.

23. Арчегова И.Б., Дегтева С.В., Евдокимова Т.В., Кузнецова Е.Г. Концепция природовосстановления

нарушенных экосистем Севера // Республика Коми: экономическая стратегия вхождения в XXI век: Матер. науч. конф. Сыктывкар. 1996. С. 135–138.

24. Арчегова И.Б. Эффективная система природовосстановления – основа перспективного природопользования на Крайнем Севере. Сыктывкар. 1998. 12 с. (Научные доклады / Коми НЦ УрО РАН; Вып. 412)

25. Посттехногенные экосистемы Севера. СПб.: Наука. 2002. С. 159.

26. Экологические основы восстановления экосистем на Севере. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 80 с.

27. Экологические принципы природопользования и природовосстановления на Севере. Сыктывкар, 2009. 176 с.

28. Лиханова И.А., Арчегова И.Б., Хабибуллина Ф.М. Восстановление лесных экосистем на антропогенно нарушенных территориях подзоны крайнесеверной тайги европейского северо-востока России. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 103 с.

Влияние компонентов питательной среды и условий культивирования на рост *Trametes versicolor* в мицелиальной культуре

© 2014. А. А. Широких^{1,2}, д.б.н., в.н.с., профессор, Г. Ф. Зарипова², аспирантка, И. А. Устюжанин¹, к.с.-х.н., зав. лабораторией, А. А. Злобин³, к.х.н., доцент, И. Г. Широких^{1,3}, д.б.н., зав. лабораторией, профессор,
¹Научно-исследовательский институт сельского хозяйства
 Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
²Вятский государственный гуманитарный университет,
³Вятский государственный университет,
 e-mail: irgenal@mail.ru

В связи с необходимостью поиска и выявления новых видов продуцентов биологически активных соединений были изучены два различных по эколого-географическому происхождению штамма ксилотрофного базидиомицета *Trametes versicolor*. Установлены оптимальные для роста коллекционного штамма *T. versicolor* БИН 2263 и местного изолята *T. versicolor* К-12 параметры температуры (24 и 28°C соответственно), кислотности (рН 5,5) среды, а также количество посевного материала (2 блока/50 мл) для инокуляции жидкой глюкозо-пептонной среды. Выявлены источники азота (пептон) и углерода (галактоза, сахароза, глюкоза), при которых накопление биомассы гриба *T. versicolor* происходит наиболее эффективно. Установлено, что экономический коэффициент при выращивании *T. versicolor* на дисахариде и гексозах выше (59–66%), чем на пентозе (39–44%). Трофические предпочтения гриба в отношении минерального азота различны на уровне штаммов: лучший рост коллекционной культуры БИН 2263 наблюдали на среде с сульфатом аммония (5,95±0,15 г/л), а изолята К-12 – на среде с нитратом калия (4,63±0,14 г/л). Показано, что при культивировании в глубинных условиях изученные штаммы гриба синтезируют экзо- и эндополисахариды, которые представляют собой гликопротеины, основным мономером которых является глюкоза. Полученные данные могут быть использованы для оптимизации среды и способов культивирования *T. versicolor* с целью получения мицелиальной биомассы для производства лечебно-оздоровительных продуктов питания и БАДов отечественного производства.

It is necessary to find new types of biologically active compounds producers. This was the reason of studying two xylophilic basidiomycete strains *Trametes versicolor* with different ecological-geographical origin. We have found out the temperatures optimal for growing the collector strain *T. versicolor* BIN 2263 and the local isolate *T. versicolor*, K-12 (24 and 28°C, respectively), as well as acidity level (pH 5.5). The amount of inoculum (2 unit / 50 mL) to inoculate liquid glucose-peptone medium was also stated. Nitrogen source (peptone) and carbon source (galactose, sucrose, glucose) were identified which contribute to fungus *T. versicolor* biomass growth in the most efficient way. It has been established that the economic factor of growing *T. versicolor* on disaccharide and hexose is higher (59–66%) than that on pentose (39–44%). The fungus's trophic preference of mineral nitrogen differs according to the strain: the best growth of the collector culture BIN 2263 was observed on the medium with ammonium sulphate (5,95 ± 0,15 g / l), and the best growth of isolate K-12 – on the medium containing potassium nitrate (4 63 ± 0,14 g / l). It is shown that when cultured under deep conditions the researched fungal strains synthesize exo- and endo-polysaccharides polysaccharides, which are glycoproteins with glucose as the basic monomer. The data obtained can be used to optimize the environment and cultivation methods of *T. versicolor* in order to get mycelial biomass for domestic production of therapeutic foods and dietary supplements.

Ключевые слова: *Trametes versicolor*, культивирование мицелия, выход биомассы, полисахаридный состав, моносахара.

Keywords: *Trametes versicolor*, mycelia culturing, biomass yield, polysaccharide composition, monosaccharides.

Неблагоприятная экологическая обстановка оказывает на здоровье людей крайне негативное воздействие: возрастает количество опасных заболеваний, прежде всего сердечно-сосудистых и онкологических, наблюдается снижение иммунитета и сокращение продолжительности жизни. Неотъемлемой частью

единой комплексной программы преодоления сложившейся ситуации является создание эффективных лечебно-оздоровительных продуктов с выраженным профилактическим противоопухолевым, антибактериальным, противовирусным действием, способных улучшать качество и увеличивать продолжитель-

ность жизни. В связи с этим введение в культуру новых видов продуцентов для получения функциональных и лечебно-оздоровительных пищевых продуктов становится всё более актуальной задачей.

Перспективным источником функциональных продуктов питания являются высшие базидиальные грибы – представители класса Basidiomycetes. Профилактические и лечебные препараты из базидиомицетов способствуют адаптации человека к неблагоприятным факторам, повышая, с одной стороны, сопротивляемость организма, оказывая на него общеукрепляющее и тонизирующее действие и, с другой стороны, ускоряя выведение из него радионуклидов, тяжёлых металлов, различных токсинов [1]. В культивируемых базидиомицетах обнаружены вещества, стимулирующие иммунную систему, обладающие противоопухолевой, антибактериальной, противовирусной и противогрибковой активностью, способные регулировать кровяное давление, понижать содержание холестерина и сахара в крови [2]. Один и тот же вид базидиального гриба может синтезировать целый спектр биологически активных веществ, что обеспечивает перспективу создания комплексных продуктов, сочетающих значительную питательную и лечебно-оздоровительную ценность.

В фармакологическом отношении хорошо изучены ряд представителей траметоидных трутовиков. На основе компонентов гриба *Trametes versicolor* разработан противораковый препарат «Крестин» [3]. Вид *T. pubescens* используется для производства отечественного препарата «Трамелан» – источника полисахаридов (бета-гликанов) [4]. Очевидно, что потенциал получения лечебно-оздоровительных средств на основе грибов рода *Trametes* ещё далеко не исчерпан [5]. Разработка способов их культивирования, а также изучение новых штаммов, различных по своему эколого-географическому происхождению, и выявление среди них способных к интенсивному росту мицелиальной биомассы и накоплению биологически активных полисахаридов представляет интерес в связи с необходимостью расширения ассортимента БАДов и функциональных продуктов питания отечественного производства.

Цель работы – изучение влияния компонентов питательной среды и условий выращивания на накопление биомассы мицелия *Trametes versicolor*, характеристика состава полисахаридов у штаммов различного экологического происхождения.

Объекты и методы

Условия эксперимента. В работе использовали две культуры гриба *T. versicolor* (L:Fr.) Pil (= *Coriolus versicolor* (Fr.) Quel.: штамм БИН 2263 из коллекции Ботанического института им. В. Л. Комарова РАН (БИН, г. Санкт-Петербург) и местный изолят *T. versicolor* К-12 из базидиоспоры плодового тела, собранного на территории Нововятского дендропарка (г. Киров). Идентификация выполнена И. В. Змитровичем (БИН, г. Санкт-Петербург).

Грибы выращивали на глюкозо-пептонной среде, г/л: глюкоза – 20,0; пептон – 1,0; дрожжевой экстракт – 2; K_2HPO_4 – 1; $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ – 0,2; $(NH_4)_2SO_4$ – 5,0. Для оценки влияния на рост *T. versicolor* различных источников углерода и азота глюкозу в составе питательной среды последовательно заменяли на сахарозу, ксилозу и галактозу, пептон – на желатин, KNO_3 и $(NH_4)_2SO_4$.

Инкубацию вели в колбах Эрленмейера, объёмом 250 мл при заполнении средой в количестве 50 мл, стационарно и/или на качалке (180 об./мин.). Засев проводили путём помещения в колбу с жидкой средой агаровых блоков, диаметром 5 мм, вырезанных из периферической части колоний, выращенных на агаризованном сусле. Культуры выращивали в течение 10 сут. при комнатной температуре. Накопление биомассы определяли гравиметрически после фильтрования жидкой культуры через бумажный фильтр и его высушивания при 105°C до постоянного веса.

Для сравнения эффективности утилизации субстрата при росте грибов использовали экономический коэффициент Y , который определяли как:

$$Y = X - X_0 / S_0 - S,$$

где X и X_0 – начальное и конечное накопление биомассы (г/л), S_0 и S – начальное и конечное содержание субстрата (редуцирующих сахаров) (г/л) в культуральном фильтрате.

Содержание редуцирующих сахаров в культуральном фильтрате устанавливали по реакции с 2,4,6-тринитрофенолом (пикриновой кислотой) фотометрическим методом при 490 нм.

Влияние температуры на рост гриба изучали в чашках Петри на среде с агаризованным сусликом. Посев гриба осуществляли уколом в центр агаровой пластинки. Радиальную скорость роста (Kr) определяли по формуле:

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

где d_1 и d_2 – диаметр колоний (мм) в начальный (t_1) и конечный (t_2) моменты времени измерения соответственно (час.). Измерения проводили в 3-кратной повторности.

Выделение и определение состава полисахаридов. Для выделения экзополисахаридов культуральную жидкость отделяли от биомассы центрифугированием при 9000 g в течение 10 мин. и упаривали в 3-4 раза, осаждали этиловым спиртом (1:1), оставляли при 4°C до полного осаждения, осаждённые полисахариды отделяли центрифугированием, диализовали, отделяли центрифугированием, упаривали до минимального объёма и подвергали лиофильной сушке [6].

Для извлечения внутриклеточных полисахаридов измельчённый мицелий заливали дистиллированной водой в соотношении 1:10, кипятили 12 час. на водяной бане, центрифугировали при 9000 g 10 мин. Полученный супернатант упаривали в 3-4 раза, обрабатывали этиловым спиртом (1:1), выпавший полисахарид диализовали, переосаждали этиловым спиртом (1:2) и лиофилизировали.

Количественное определение полисахаридов проводили фенол-серноокислотным методом [7]. Количественное определение белка осуществляли методом Лоури с реактивом Фолина [8]. Моносахаридный состав полисахаридов определяли после их кислотного гидролиза 2M раствором трифторуксусной кислоты, содержащей в качестве внутреннего стандарта мио-инозит (0,1 мг/мл), в течение 3 час. при 100°C. Моносахаридные остатки восстанавливали боргидридом натрия, переводили в перацетаты полиолов [9], растворяли в хлороформе и определяли с помощью хромато-масс-спектрометрии (ГЖХ-МС). ГЖХ-МС проводили на хроматографе G2589A (Agilent Tech., США) с капиллярной колонкой HP-5MS (0,25 мм×30 м, Hewlett-Packard). Газ-носитель – гелий (1 мл/мин., деление потока 20:1). Температура испарителя – 250°C. Градиент температур 175(1 мин.) → 250°C со скоростью подъёма температуры – 3°C/мин. Масс-спектрометр: 5973 INERT (Agilent Tech., США); развёртка от m/z 44 до m/z 500; энергия ионизирующих электронов – 70 eV, температура интерфейса – 230°C, частота сканирования 1 скан/сек. Идентификацию ацетатов полиолов проводили по временам удерживания и библиотечным масс-спектрам соответствующих производных стандартов моносахаридных остатков. Количественное содержание моносахаридов определяли, используя соответствующие коэффициенты отклика детектора.

Статистическую обработку результатов проводили стандартными методами с применением программ EXCEL и STATGRAPHICS Plus.

Результаты и обсуждение

В предварительных экспериментах была изучена динамика потребления глюкозы и накопления биомассы гриба *T. versicolor* при выращивании на жидкой глюкозо-пептонной среде. Сопоставление полученных данных позволило выявить оптимальную продолжительность культивирования – 10 сут., при которой биомасса грибного мицелия и экономический коэффициент (отношение биомассы к потреблённому субстрату) достигали максимума, после которого – на 14 сут. – отмечали уже достоверное снижение того и другого показателя.

В результате замены глюкозы в составе питательной среды на эквивалентное количество сахарозы и галактозы выход мицелиальной массы за 10 сут. увеличивался на 29 и 48% у штамма БИН 2263 и на 16 и 20% у местного изолята К 12 (табл. 1). Расчёт экономических коэффициентов также показал большую, в сравнении с глюкозой, эффективность сахарозы и галактозы при выращивании *T. versicolor*. Ксилроза уступала другим исследованным источникам углерода как по эффективности утилизации обоими штаммами, так и по накоплению биомассы штаммом К12. Сопоставление наших результатов с литературными данными показало, что и ранее отмечалось лучшее, в сравнении с пентозами, усвоение грибами рода *Trametes* гексоз и дисахаридов [10]. Несмотря на имеющиеся место различия в пищевых потребностях отдельных штаммов, лучшими для введения в состав питательной среды для *T. versicolor* углеродными субстратами являются глюкоза и сахароза. Галактоза, даже при выявленной нами более высокой эффективности усвоения, из-за своей более значительной стоимости вряд ли может быть рекомендована к широкому использованию в составе питательных сред. В целом, способность усваивать источники углерода в значительной степени зависит от конкретного штамма одного и того же вида гриба, что указывает на необходимость подбора состава углеродного питания для каждого перспективного штамма.

Тестирование гриба на средах с различными источниками азота, напротив, лишь подтвердило высокую эффективность пептона, обеспечившего максимальное накопление биомассы (6,2-6,6 г/л) исследованными штаммами *T. versicolor*. Пептоны представ-

Таблица 1

Влияние различных источников углерода и азота на параметры роста мицелиальной культуры *T. versicolor*

Источник углерода	Штамм	Биомасса, г/л	Потребленный сахар, г/л	Экономический коэффициент, %
Глюкоза	БИН 2263	3,26±0,1	5,62	58
	К 12	3,24±0,1	6,35	51
Сахароза	БИН 2263	4,45±0,1	7,06	63
	К 12	3,75 ±0,1	5,68	66
Ксилоза	БИН 2263	3,28±0,1	8,4	39
	К 12	2,52±0,1	5,7	44
Галактоза	БИН 2263	4,2±0,2	7	60
	К 12	3,88±0,1	6,16	63
Источник азота				
Пептон	БИН 2263	6,16±0,1	5,92	96
	К 12	6,61±0,12	12,95	66
Желатин	БИН 2263	3,71±0,09	8,68	43
	К 12	5,95±0,1	13,25	45
Нитрат калия	БИН 2263	4,79±0,1	7,92	61
	К 12	4,63±0,14	13,6	63
Сульфат аммония	БИН 2263	5,95±0,15	9,02	66
	К 12	3,39±0,12	6,44	53

ляют собой продукты неполного ферментативного гидролиза белков; в их состав входят высоко- и низкомолекулярные пептиды, а также свободные аминокислоты. Кроме того, в состав пептидов входят ростовые вещества, вследствие чего они широко используются как органические источники азотного питания для широкого круга высших базидиальных грибов [11–13]. В сравнении с пептоном эффективность утилизации минерального азота исследуемыми штаммами была более низкой. Штамм БИН 2263 лучше усваивал

аммонийный азот, тогда как штамм К 12 отдавал предпочтение нитратной форме. Это тоже совпадает с имеющимися представлениями о том, что отношение к минеральному азоту у представителей рода *Trametes* изменяется на уровне штаммов [14].

Для каждого из штаммов *T. versicolor*, различающихся по своему эколого-географическому происхождению, наряду с изучением трофических потребностей, определяли оптимальные условия роста. Так, в отношении оптимальных и предельных температур для роста и накопле-

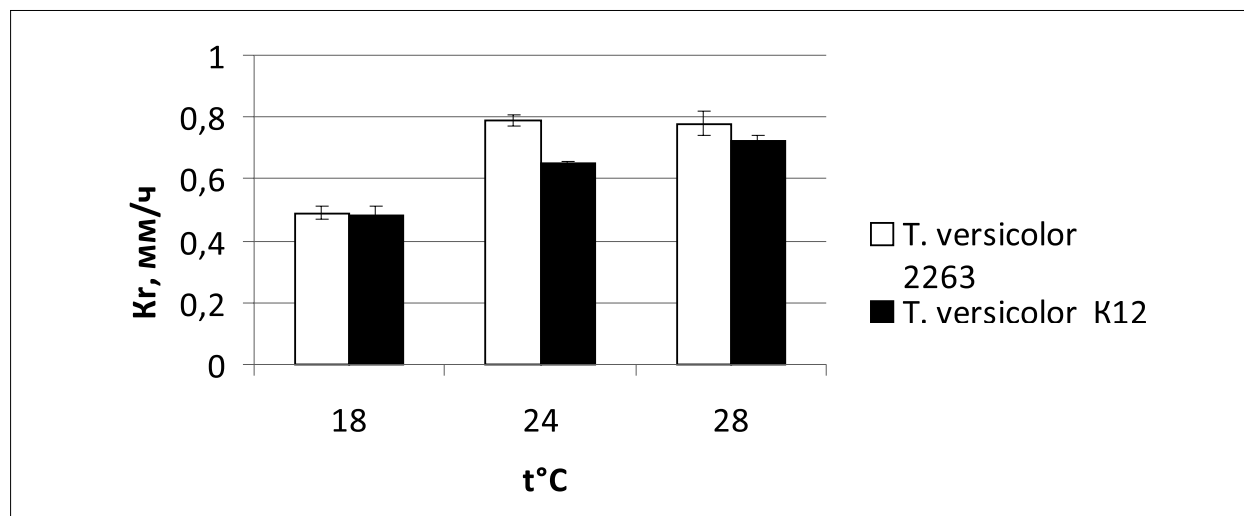


Рис. 1. Радиальная скорость роста (Kr) двух штаммов гриба *T. versicolor* в зависимости от температуры.

ния биомассы мицелия базидиомицетов рода *Trametes* анализ литературных данных указывает на то, что они связаны с различным географическим происхождением штаммов, исследуемых авторами [10, 11]. В наших экспериментах выращивание гриба при температурах + 4, 18, 24 и 28°C показало, что для алтайского штамма БИН 2263 наиболее оптимальной является температура 24°C, а для местного штамма *T. versicolor* K12 – 28°C (рис. 1).

При 4°C незначительный рост был зафиксирован только у штамма *T. versicolor* 2263.

Одной из предпосылок получения качественной грибной биомассы является оптимальное значение концентрации водородных ионов питательной среды. Часто в пределах вида для отдельных штаммов значение оптимального pH варьирует и требует индивидуального подбора для отдельно взятого перспективного штамма [11].

Для обоих исследуемых штаммов *T. versicolor* оптимальное для роста и накопления биомассы в условиях глубинного культивирования значение кислотности среды составило pH 5,5 (рис. 2).

Установлено, что в процессе роста оба штамма подкисляют среду. На седьмой день культивирования реакция культуральной жидкости варьировала в пределах от 4,5 до 6,5 ед. pH, в зависимости от исходного значения pH среды. Известно, что для аэробных организмов в процессе роста кислород является одним из лимитирующих факторов. С другой стороны, повышение содержания растворённого кислорода путём перемешивания вызывает травмирование мицелиальных культур.

В зависимости от способа культивирования изменялся характер роста гриба. Так, при

стационарном культивировании рост гриба происходил в виде формирования сплошной складчатой плёнки, а при выращивании на качалке – в виде отдельных мицелиальных глобул. Размер глобул варьировал от 0,1 до 0,5 см. Крупные глобулы, от 0,3 см и более, имели внутри полость, причиной чему, очевидно, являлся лизис мицелия в анаэробных условиях.

Сравнение накопления биомассы за 7 сут. штаммами *T. versicolor* 2263 и K12 в качалочной (0,169±0,009 и 0,2164±0,002 г) и стационарной (0,2367±0,03 и 0,2549±0,008 г) культурах показало, что более благоприятные условия создаются при выращивании гриба стационарно. Качалочный рост *T. versicolor* ингибировал накопление биомассы по сравнению со стационарным в большей степени у штамма БИН 2263 (на 29%), чем у штамма K12 (на 15%).

Для выявления оптимального количества посевного материала исследуемые штаммы *T. versicolor* выращивали в жидкой культуре, производя засев 1, 2 или 3-я блоками из периферической части колоний, полученных на агаризованном сусло-агаре. Определение через 7 сут. биомассы гриба, выращенного в стационарных условиях, показало, что у штамма БИН 2263 она увеличивалась пропорционально исходному количеству внесённых в колбу блоков, тогда как у штамма K12 разница между накоплением биомассы в вариантах с 2-я и 3-я блоками оказалась несущественной (рис. 3).

Таким образом, в результате проведённых исследований нами установлены оптимальные параметры температуры, кислотности и аэрации среды, а также количество посевного материала для внесения в жидкую питательную

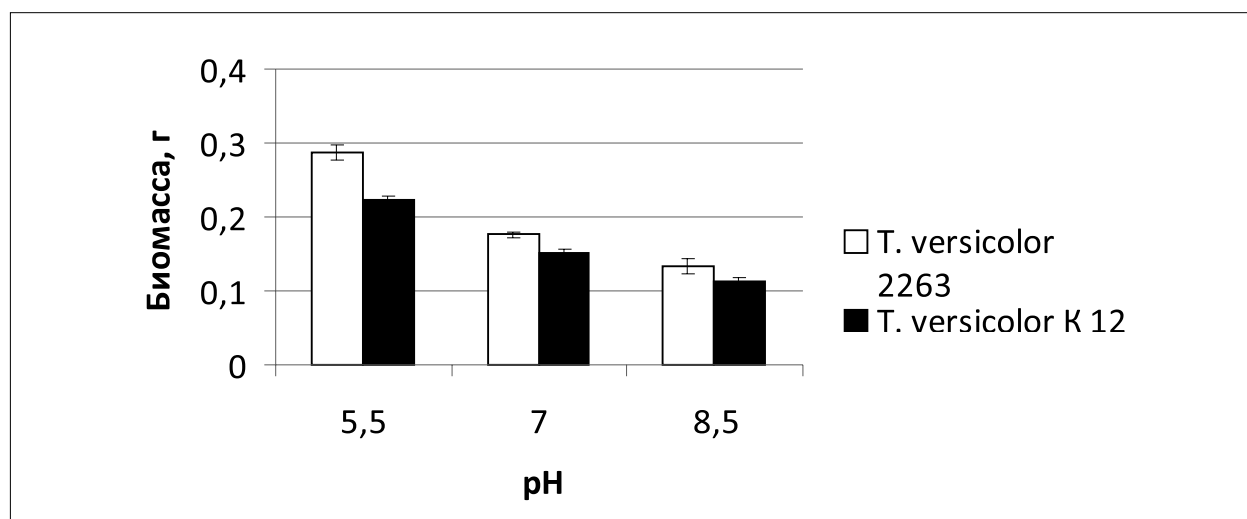


Рис. 2. Накопление биомассы двумя штаммами гриба *T. versicolor* в зависимости от pH среды.

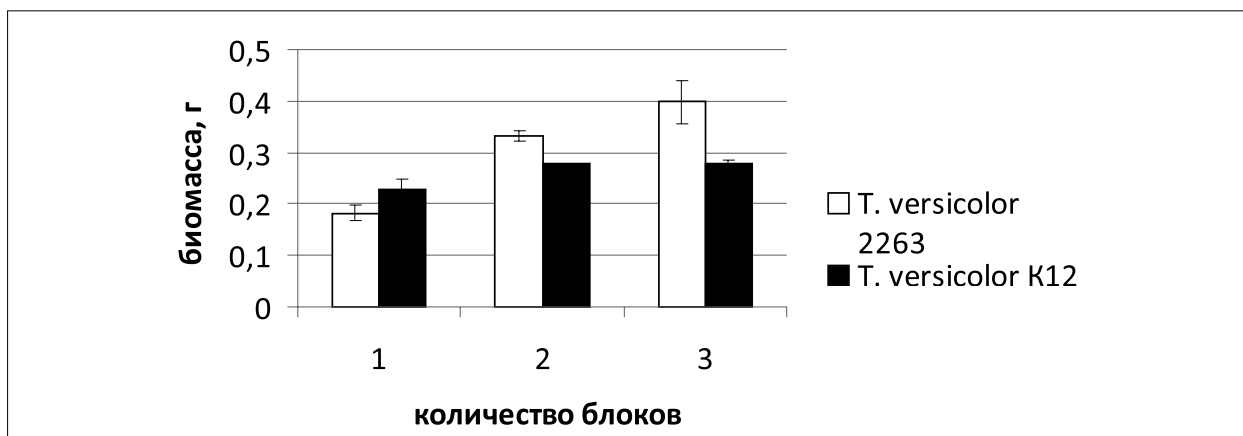


Рис. 3. Накопление биомассы двумя штаммами гриба *T. versicolor* в зависимости от исходного количества посевного материала.

среду при выращивании двух штаммов гриба *T. versicolor*.

Наряду с оценкой влияния различных абиотических факторов на накопление мицелиальной биомассы *T. versicolor*, проводили сравнительное изучение состава полисахаридов у различных по своему эколого-географическому происхождению штаммов. В результате извлечения внеклеточных полисахаридов из культуральной жидкости гриба после отделения биомассы центрифугированием было установлено, что местный изолят К12 продуцирует экзополисахариды (ЭКП) в течение более продолжительного (до 10 сут. включительно) периода роста, тогда как коллекционный алтайский штамм БИН 2263 достигает максимума биосинтетической активности уже к 7 сут. роста. Поскольку известно, что активный синтез полисахаридов у базидиомицетов начинается после того, как закончится фаза экспоненциального роста [3], можно полагать, что штамм БИН 2263 растёт более быстро, чем местный изолят К12. Так, на 7-е сутки в культуральной жидкости штамма БИН 2263 количество ЭКП в 2,4 раза превосходило содержание ЭКП, образованных штаммом К12. А к 10-м суткам концентрация ЭКП в культуральной жидкости штамма К12,

наоборот, превышала в 1,3 раза аналогичный показатель для штамма БИН 2263, биосинтетическая активность которого, по-видимому, уже начала снижаться, вследствие истощения ресурса и гибели мицелия (табл. 2).

Максимальное содержание эндополисахаридов (ЭНП) к 7 сут. культивирования обнаружено в биомассе штамма К12. В мицелии штамма БИН 2263 содержание ЭНП в этот же срок было на 33,7% ниже. При более продолжительной ферментации (10 сут.), по мере увеличения биомассы мицелия, процентное содержание в нем ЭНП снижалось от 1,15 до 0,20% для штамма К12 и от 0,86 до 0,32% для штамма БИН 2263. В результате продуктивность синтеза ЭНП в обеих культурах *T. versicolor* была выше на начальном этапе роста и у штамма К12 (2,35 мг/л сут.) на 59% ниже, чем у штамма БИН 2263 (3,97 мг/л сут.).

Известно, что физиологически активные полисахариды *T. versicolor* ковалентно связаны с белком [3]. Полипептиды содержат большое количество аспарагиновой кислоты и глутаминовой кислоты. В составе внеклеточных и внутриклеточных полисахаридов базидиомицета обнаружено некоторое количество белка, которое изменялось в зависимости от штамма гриба и снижалось с увеличением

Таблица 2

Образование полисахаридов *T. versicolor* в зависимости от штамма гриба и продолжительности его жидкофазной ферментации

Штамм	ЭКП, мг/л	Продуктивность биосинтеза ЭКП, мг/л сут.	ЭНП, % от биомассы	Продуктивность биосинтеза ЭНП, мг/л сут.
7 сут.				
К12	20,13	2,87	1,15	2,35
БИН 2263	48,37	6,91	0,86	3,97
10 сут.				
К12	63,74	6,37	0,20	1,0
БИН 2263	47,34	4,73	0,32	0,89

Таблица 3

Содержание белков, связанных с полисахаридами *T. versicolor*

Штамм	Белок, связанный с фракциями, %			
	ЭКП		ЭНП	
	7 сут.		10 сут.	
К12	0,37	0,53	0,16	не опр.
БИН 2263	0,61	0,35	0,18	0,14

продолжительности его культивирования (табл. 3).

Наличие белка в составе полисахаридных фракций гриба *T. versicolor* позволяет отнести их к глюкопротеинам.

ГЖХ-МС анализ экзо- и эндополисахаридов *T. versicolor* в виде ацетатов полиолов показал, что они являются гетерогликанами с различным соотношением моносахаридов (глюкозы, маннозы, ксилозы, галактозы). Основным компонентом углеводного состава полисахаридов являются остатки глюкозы. Результаты анализа моносахаридов мицелия и культуральной жидкости исследованных штаммов *T. versicolor* в основном совпадают с данными литературы для других ксилотрофных базидиомицетов [15]. На долю остатков глюкозы приходится наиболее значительный процент от общего количества моносахаридов – до 45,6 и 49,1% в мицелиальной биомассе, до 22,1 и 24,4% – в культуральной жидкости штаммов БИН 2263 и К12 соответственно (табл. 4). В качестве минорных компонентов в углеводном составе гриба *T. versicolor* отмечены остатки ксилозы, маннозы и галактозы.

Относительное содержание остатков ксилозы в экзополисахаридной фракции в среднем ниже, чем глюкозы в 3,6 раза для штамма К12 и в 5,6 раза для штамма БИН 2263. Ещё ниже содержание остатков ксилозы по отношению к количеству остатков глюкозы во внутриклеточных полисахаридах: в 33 раза у штамма К12 и в 23 раза у штамма БИН 2263. По относительному содержанию ман-

нозы и галактозы эндо- и экзополисахариды трутовика отличаются менее значительно, чем по ксилозе. Анализ полученных данных показывает, что соотношение моносахаридных остатков в составе полисахаридов *T. versicolor* достаточно сильно варьирует в зависимости от экологического происхождения штамма, а также от продолжительности выращивания.

Заключение

В результате проведённых исследований выявлены источники азота и углерода, при которых накопление биомассы гриба *T. versicolor* происходит наиболее эффективно. Максимальный выход мицелиальной биомассы (6,63 г/л для *T. versicolor* К-12 и 6,16 г/л для *T. versicolor* БИН 2263) и наиболее высокие значения экономических коэффициентов (66 и 96% соответственно для *T. versicolor* К-12 и БИН 2263) получены при выращивании гриба на среде с пептоном в качестве единственного источника азота.

Эффективность использования источников углерода штаммами гриба *T. versicolor* БИН 2263 и К 12 снижалась в ряду исследованных субстратов: галактоза>сахароза>глюкоза>ксилоза, как в отношении накопления мицелиальной биомассы, так и по данным расчета экономических коэффициентов.

Установлены оптимальные для роста коллекционного штамма *T. versicolor* БИН 2263 и местного изолята *T.versicolor* К-12 параметры температуры (24 и 28°C), кислотности сре-

Таблица 4.

Моносахаридный состав полисахаридов гриба *T. versicolor*

Моносахарид	<i>T. versicolor</i> К12		<i>T. versicolor</i> БИН 2263	
	7 сут.	10 сут.	7 сут.	10 сут.
Содержание в экзополисахаридах, %				
Ксилоза	4,8	9,3	1,5	5,0
Манноза	3,8	4,8	8,2	10,4
Глюкоза	22,0	24,4	10,1	22,1
Галактоза	4,9	5,7	7,6	8,3
Содержание в эндополисахаридах, %				
Ксилоза	0,5	1,5	0,7	1,8
Манноза	7,0	3,5	11,0	3,9
Глюкоза	16,2	49,1	20,1	45,6
Галактоза	4,5	1,5	6,8	1,2

ды (рН 5,5), а также количество посевного материала (2 блока/50 мл) для инокуляции жидкой глюкозо-пептонной среды.

Проведённые исследования показали, что изучаемые базидиомицеты синтезируют при культивировании в глубинных условиях экзополисахариды, которые представляют собой гликопротеины, основным мономером которых являются остатки глюкозы.

Полученные данные могут быть использованы для оптимизации среды и способов культивирования *T. versicolor* с целью получения мицелиальной биомассы для производства лечебно-оздоровительных продуктов питания и БАДов отечественного производства.

Литература

1. Бабицкая В.Г. Грибные пищевые добавки // Микробиология и биотехнология XXI ст.: Матер. Междунар. конф. Минск. 2002. С. 202–203.
2. Wasser S.P., Akavia E. Regulatory issues of mushrooms as functional foods and dietary supplements: Safety and efficacy // *Mushr. Functional Foods*. 2008. P. 199–226.
3. Jian Cui, Yusuf Chisti Polysaccharopeptides of *Coriolus versicolor*: physiological activity, uses, and production // *Biotechnology Advances*. 2003. 21(2). P. 109–122.
4. Актуальные проблемы гепатологии и перспективы применения препарата Трاملан. Информационный обзор // Медицинская картотека. 2009. 1 (130). С. 29–34.
5. Горшина Е.С. Биотехнологические препараты лекарственных грибов рода *Trametes* // Усп. медицинской микологии / Под общ. ред. Ю.В. Сергеева. М.: Нац. академия микологии, 2005. Т. V. С. 246–249.
6. Бабицкая В.Г., Щерба В.В., Пучкова Т.А., Смирнов Д.А. Факторы, влияющие на образование полисахаридов *Ganoderma lucidum* // Прикл. биохим. и микробиол. 2005. Т. 41. № 2. С. 194–199.
7. Грушенко М.М., Аникиенко Т.С., Резников В.М. Лигноуглеводные комплексы древесины / Под ред. В.Н. Сергеевой. Рига: Зинатне, 1978. 70 с.
8. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with Folin phenol reagent // *J. Biol. Chem.* 1951. V. 193. №1. P. 265–275.
9. York W.S., Darvill A.G., McNeil M.A., Stevenson T.T., Albersheim P. Isolation and characterization of plant cell walls and cell-wall components // *Meth. Enzymol.* 1985. V. 118. P.3–40.
10. Антоненко Л. О., Клечак І.Р. Технологічні особливості глибинного культивування базидіальних грибів роду *Coriolus* // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2011. 6/6(54). С. 4–13.
11. Горшина Е.С. Глубинное культивирование грибов рода *Trametes* Fr. с целью получения биологически активной биомассы. Автореф. ... канд. биол. наук. 2003. Москва. 31 с.
12. Дунаевский Я. Е., Дун Чжан, Матвеева А.Р., Белякова Г.А., Белозерский М.А. Деградация белковых субстратов ксилотрофными базидиомицетами // Микробиология. 2006. Т. 75. № 1. С. 46–51.
13. Кожемякина Н.В., Гурина С.В., Ананьева Е.П. Глубинное культивирование некоторых базидиомицетов // Современная микология в России. М.: Национальная академия микологии, 2008. Т. 2. С. 330.
14. Ying-Ming Liao. Nutritional and environmental conditions for the growth of *Coriolus versicolor*, a wood decaying and medical fungus // *Jour. agric. Res. China*. 1990. Т. 39. V. 3. P. 190–230.
15. Щерба В.В., Бабицкая В.Г. Углеводы глубинного мицелия ксилотрофных базидиомицетов // Прикл. биохим. и микробиол. 2004. Т. 40. № 6. С. 634–638.

Почвенные водоросли и цианобактерии государственного природного заповедника «Нургуш»

©2014. Л. В. Кондакова^{1,2}, д.б.н., зав. кафедрой, О. С. Пирогова¹, аспирант,
¹Вятский государственный гуманитарный университет,
²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
 e-mail: kaf_eco@vshu.kirov.ru

Проведено сравнительное изучение разнообразия почвенных водорослей и цианобактерий луговых и лесных фитоценозов государственного природного заповедника «Нургуш». Выявлено 102 вида водорослей и цианобактерий. Альгофлора почв заповедника отражает зональный характер. Процентное соотношение основных отделов почвенных водорослей и цианобактерий (ЦБ) близко к процентному их соотношению для почв Кировской области согласно сводным данным по Кировской области. Видовой состав альгофлоры различается в зависимости от типа фитоценоза и типа почвы. Видовое разнообразие микрофототрофов луговых фитоценозов богаче лесных сообществ. В пойменных луговых фитоценозах зелёные водоросли составляют 45,7% видового разнообразия, жёлто-зелёные – 27,1%, ЦБ – 18,6%. Это согласуется с литературными данными, что в экотопах с сомкнутым растительным покровом преобладают зелёные и жёлто-зелёные водоросли. В альгофлоре суходольного луга в видовом отношении доминируют зелёные водоросли (43,6 %) и ЦБ (30,9 %). В спектре жизненных форм преобладают теневыносливые (Х-форма) и требовательные к влажности виды (С-, Х-форма) и виды-убиквисты (Сh-форма). В лесных фитоценозах заповедника и охранной зоны (сосновый лес) выявлено 63 вида водорослей и ЦБ. Доминантами сообществ являются представители Chlorophyta и Xanthophyta. Преобладают водоросли теневыносливые, влаголюбивые, толерантные к действию неблагоприятных факторов. Коэффициенты Сьеренсена-Чекановского почв разных типов лесных фитоценозов составляют от 0,46 до 0,52. В осенних пробах биоценозов пойменных почв большую роль играют диатомовые водоросли и цианобактерии, что связано с завершением сукцессии альгоценоза и повышенной влажностью.

Comparative study of soil algae and cyanobacteria of meadow and forest communities of the State nature sanctuary “Nurgush” was made. 102 species of algae and cyanobacteria were identified. Soil algoflora of reserve has a zonal character. The percentage of the main divisions of soil algae and cyanobacteria (CB) is close to the percentage of their amount to the soil of the Kirov region according to the data aquired on the Kirov region. The species composition of algoflora varies according to the type of phytocenoses and soil types. Species diversity of micro-phototrophs in meadow phytocenoses is richer that in forest communities. In floodplain meadow phytocenoses green algae account for 45.7% of the species diversity, yellow-green – 27.1%, CB – 18.6%. This complies with the published data that in ecotopes with closed vegetation green algae and yellow-green algae dominate. In upland meadow algoflora species of green algae (43.6%) and CB (30.9%) dominate. Among life-forms shade-tolerant life forms (X-form), moisture demanding species (C, X-shape), and species-ubiquists (Ch-form) dominate. In forest plant communities of the reserve and in the buffer zone (pine forest) 63 species of algae and CB were identified. Dominant communities are represented by Chlorophyta and Xanthophyta. Algae which are shade-tolerant, moisture-loving, tolerant to adverse factors predominate. Serensena-Czekanowski index of forest communities soils of different types ranges from 0.46 to 0.52. In autumn samples of bio-coenoces of floodplain soils diatoms and cyanobacteria are prominent, which is determined by the completion of algocoenosis succession and high humidity.

Ключевые слова: государственный природный заповедник «Нургуш», фитоценоз, альгофлора, почвенные водоросли, цианобактерии, жизненная форма.

Keywords: “Nurgush”, phytocoenosis, algoflora, soil algae, cyanobacteria, life form.

Введение

Почвенные водоросли являются фототрофным компонентом почвенной микрофлоры и вносят существенный вклад в жизнь биогеоценозов. Водоросли являются единственной группой продуцентов наземных экосистем, у которых продукция во много раз превышает их биомассу. Выявление их видового состава актуально в рамках изучения биоразнообразия заповедных территорий и в экологическом мониторинге региона.

Сведений по альгофлоре заповедных территорий России немного. Достаточно полно изучена альгофлора почвенных водорослей Центрально-Чернозёмного заповедника [1, 2], выявлено 142 вида почвенных водорослей. Изучалась альгофлора Байкальского заповедника [3], выявлено 140 видов и разновидностей водорослей. Отмечено, что среди зелёных водорослей преобладают представители семейств хлорококковых и хламидомонадовых, а среди ЦБ – ностоковые и осцилляториевые. В работе [4] приведены списки почвенных водорослей

из отдела Chlorophyta Лазовского заповедника Приморского края, указано 26 видов водорослей из порядка хлорококковых и 5 из порядка хлоросарциновых. Отмечено, что для развития этих водорослей наиболее благоприятными экотопами являются открытые, светлые, достаточно увлажнённые участки. В работах [5, 6] имеются сведения о наиболее характерных и доминирующих видах водорослей зональных смешанных лесов Лазовского заповедника Приморского края и Дальневосточного Уссурийского заповедника. Сведения о почвенных водорослях охраняемых территорий Северо-Западного Кавказа (территория Кавказского государственного природного биосферного заповедника) приведены в работе [7], выявлено 65 видов почвенных водорослей. Проведены исследования почвенных водорослей Южно-Уральского государственного природного заповедника и национального парка «Башкирия» [8, 9]. В лесных фитоценозах заповедника было выявлено 44 вида водорослей. Ведущими являлись отделы Chlorophyta (51%) и Cyanobacteria (43%). В почвенных образцах национального парка было выявлено 88 видов и внутривидовых таксонов водорослей. Ведущими являлись отделы Cyanobacteria (63%) и Chlorophyta (19%). Изучается альгофлора охраняемых природных территорий, в том числе национального парка «Югыд-Ва» республики Коми [10, 11].

Наши исследования проведены в государственном природном заповеднике (ГПЗ) «Нургуш», который располагается в излучине правого берега р. Вятки в её среднем течении (рис. 1). Площадь заповедника 5653 га, что составляет 0,02% территории Кировской области. Охранная зона заповедника расположена на боровой террасе и составляет 7998 га. Река Вятка ограждает заповедник с севера, востока и юга, с запада – цепочка пойменных озер и р. Прость. Территория заповедника сложена современными аллювиальными отложениями. Рельеф заповедника типично пойменный, сложен множеством грив и межгривных понижений, обилием озёр-стариц. Лесопокрытая территория составляет 87,4% площади заповедника. Практически повсеместно леса имеют густой подлесок и обильный подрост из липы. Богатый травостой на пойменных лугах и крупных полянах является результатом длительного влияния хозяйственной деятельности человека. Территория заповедника долгие годы использовалась населением как сенокосные угодья и пастбища. Флора заповедника включает 484 вида сосудистых растений [12].

Цель работы: изучить флористический состав и количественные показатели альгофлоры фитоценозов ГПЗ «Нургуш».

Объекты и методы

Пробы почв для анализа были отобраны в 2008–2010 гг. с участков пойменного разнотравно-злакового луга (аллювиальная дерновая среднесуглинистая почва на современном аллювии), суходольного разнотравно-злакового луга (почва дерново-подзолистая легкосуглинистая), дубового леса (почва аллювиальная дерновая тяжелосуглинистая на современном аллювии), липового леса (почва аллювиальная дерновая глинистая на современном аллювии), вязово-липового леса (почва аллювиальная дерновая глинистая), соснового леса (средне-подзолистая песчаная почва) с глубины 0–5 см. В октябре 2012 г. были отобраны пробы в 6 пойменных биогеоценозах заповедника (пойменный разнотравно-злаковый луг таволго-мятликово-костровый, пойменный злаково-разнотравный луг кострово-осоковотаволговый, липово-дубовый лес, дубовый лес, осиново-липовый лес, ивовый лес).

Отбор проб и изучение видового и количественного состава альгофлоры проводили в соответствии с требованиями микробиологических исследований [13]; численность

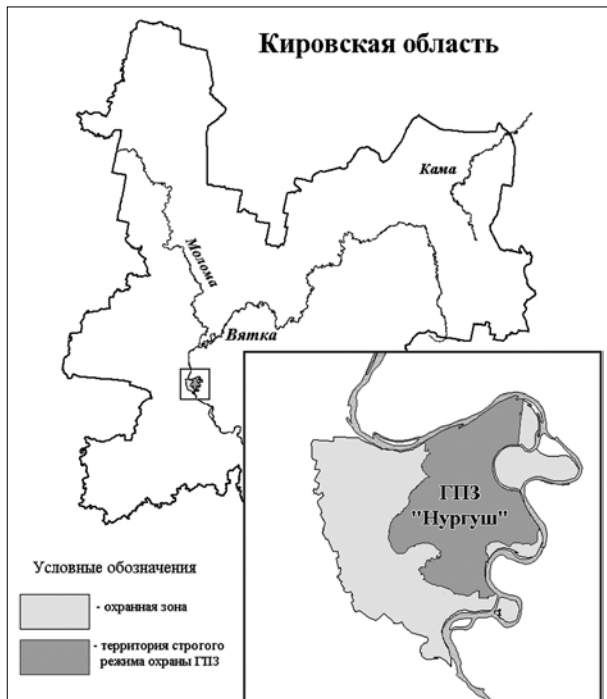


Рис. 1. Географическое положение государственного природного заповедника «Нургуш».

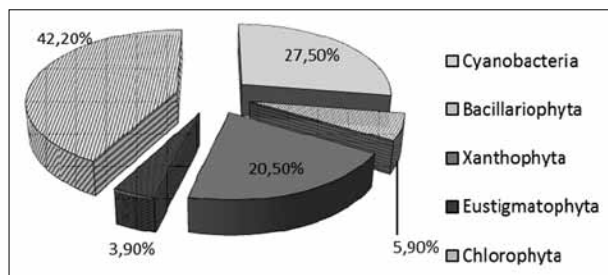


Рис. 2. Соотношение основных отделов альгофлоры ГПЗ «Нургуш».

клеток определяли методом прямого микроскопирования [14].

Результаты и их обсуждение

В изученных почвах заповедника выявлено 102 вида, в том числе. Cyanobacteria – 28, Bacillariophyta – 6, Xanthophyta – 21, Eustigmatophyta – 4, Chlorophyta – 43 (рис. 2).

Видовой состав альгофлоры различается в зависимости от фитоценоза и типа почвы. В почвах заповедника отмечено значительное видовое разнообразие жёлто-зелёных водорослей, по определению Э. А. Штиной [15] «индикаторов чистых почв». Процентное соотношение основных отделов почвенных водорослей заповедника к процентному соотношению альгофлоры по Кировской области по сводным данным [16] представлено в таблице 1.

Таксономическая структура водорослей заповедника приведена в таблице 2.

Пропорции флоры для лесной зоны по сводным данным [17] составляют: виды/роды=2,4; виды/семейства=4,0; роды/семей-

ства=1,7. Приведённые нами данные в ГПЗ «Нургуш» имеют близкие значения: $v/p=2,2$; $v/c=3,3$; $p/c=1,5$.

Альгофлора луговых фитоценозов представлена 83 видами (табл. 3). Наиболее богата в видовом отношении альгофлора пойменного разнотравно-злакового луга. По числу видов преобладают зелёные водоросли – 45,7%. Жёлто-зелёные водоросли составляют 27,1%, ЦБ – 18,6%. Согласно литературным данным, в экотопах с сомкнутым растительным покровом преобладают зелёные и жёлто-зелёные водоросли [18]. Доминантами сообщества являлись *Nostoc punctiforme*, *Phormidium autumnale*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Pleurochloris pyrenoidosa*, *P. commutata*, *Monodus subglobosa*, *Eustigmatos magnus*, *Botrydiopsis eriensis*, *Hantzschia amphioxys*. Экологический анализ альгофлоры пойменного луга выявил высокий процент эдафотрофных видов – 97,1. Спектр жизненных форм – $X_{20}Ch_{12}C_{11}P_{11}H_8V_6hydr_2$. Преобладают теневыносливые и требовательные к влажности виды (X-, C-форма) и виды-убииквисты (Ch-форма), способные при благоприятных условиях разрастаться на поверхности почвы. Отмечено разнообразие представителей P-формы – нитевидных ЦБ, обладающих ксероморфной структурой и тяготеющих к голым участкам почвы.

Видовое разнообразие водорослей суходольного луга представлено 55 видами (табл. 3, рис. 3). В данном сообществе доминирующие позиции в видовом отношении занимают зелёные водоросли (43,6%) и ЦБ (30,9%). Доминантами сообщества являлись *Nostoc linckia*, *Phormidium autumnale*, *Ph. formosum*,

Таблица 1

Состав водорослей в почвах ГПЗ «Нургуш» и Кировской области (1 – число видов, 2 – процент)

Объект	Cyanobacteria		Chlorophyta		Xanthophyta и Eustigmatophyta		Bacillario-phyta		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Сводные данные по Кировской обл. [16]	166	27,7	239	39,9	122	20,4	66	11,0	599*	100
ГПЗ «Нургуш»	28	27,5	43	42,2	25	24,5	6	5,9	102	100

* – встретились представители других отделов

Таблица 2

Систематический спектр водорослей ГПЗ «Нургуш»

Отдел	Число таксонов			
	Порядков	Семейств	Родов	Видов
Cyanobacteria	2	7	9	28
Chlorophyta	9	13	22	43
Xanthophyta	3	6	10	21
Eustigmatophyta	1	1	2	4
Bacillariophyta	2	4	5	16
Всего	17	30	48	102

Коэффициент аридности *Cyanophyta/Chlorophyta*=0,64.
Отношение *Cyanophyta/Xanthophyta*=1,13.

Таблица 3

Видовой состав водорослей под луговыми фитоценозами ГПЗ «Нургуш»

Фитоценозы	Число видов водорослей											
	Cyanophyta		Bacillariophyta		Xanthophyta		Eustigmatophyta		Chlorophyta		Всего	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Пойменный разнотравно-злаковый луг	13	18,6	6	8,6	15	21,4	4	5,7	32	45,7	70	100
Суходольный разнотравно-злаковый луг	17	30,9	4	7,3	6	10,9	4	7,3	24	43,6	55	100
Всего в луговых фитоценозах	22	26,5	6	7,2	18	21,7	4	4,8	33	39,8	83	100

Примечание: 1 – число видов; 2 – процент.

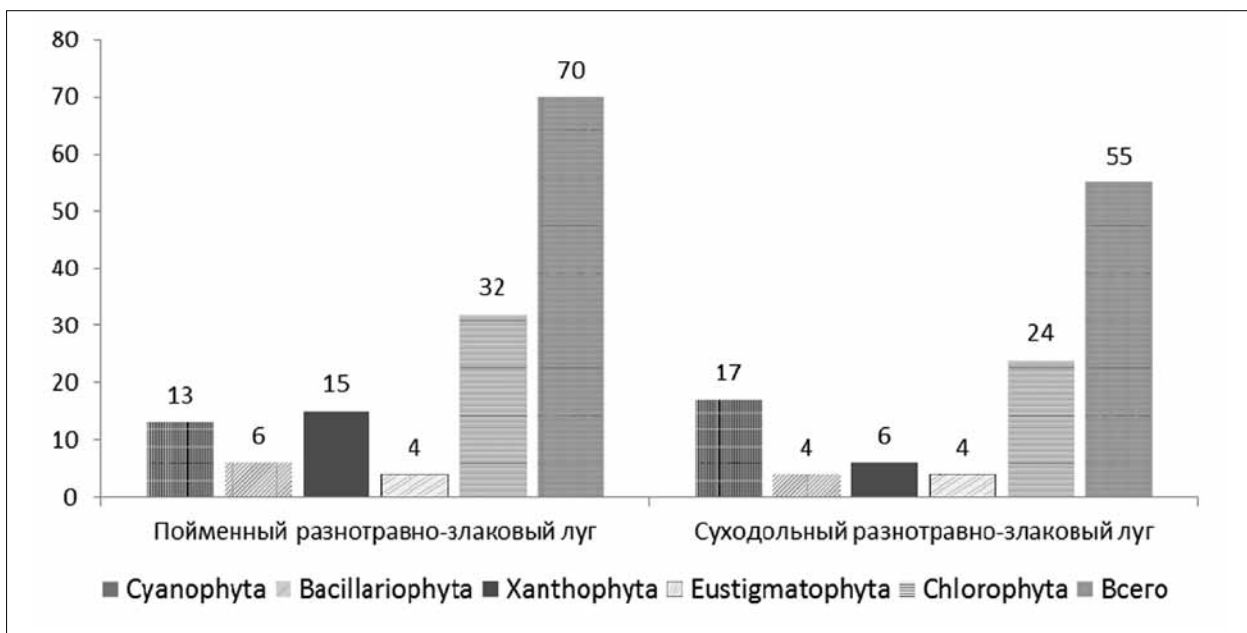


Рис. 3. Видовой состав почвенных водорослей и цианобактерий под луговыми фитоценозами ГПЗ «Нургуш» (по оси ординат – число видов).

Eustigmatos magnus, *Pleurochloris pyrenoidosa*, виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Klebsormidium flaccidum*.

Эдафотфильные виды суходольного луга составляют 98,2% от флористического богатства. Спектр жизненных форм: $C_{16}X_{12}P_{10}Ch_7H_5B_4hydr_4$. На первое-второе места выходят виды теневыносливые, обитающие и в толще почвы, и формирующие при благоприятных условиях тонкие слизистые плёнки на её поверхности. С-форма включает и азотфиксаторы, представленные на изучаемом лугу видами: *Cylindrospermum licheniforme*, *C. muscicola*, *Nostoc punctiforme*, *N. linckia*, *N. paludosum*, *Tolypothrix tenuis*.

Коэффициент флористической связи Сьеренсена-Чекановского пойменного и суходольного лугов равняется 0,64, что указывает на умеренное сходство сравниваемых флор.

В лесных фитоценозах заповедника и охранной зоны (сосновый лес) выявлено 63 вида водорослей (табл. 4, рис. 4).

На видовое разнообразие почвенных водорослей существенное влияние оказывают свойства почвы [19, 20]. Во всех почвах изученных лесных фитоценозов преобладают зелёные и желто-зелёные водоросли. Это согласуется с литературными данными о видовом составе водорослей лесных почв [18, 19, 21–27].

Наименьшее видовое разнообразие водорослей отмечено в липовом лесу, что, вероятно, связано с большей затенённостью почвы данного участка из-за развитого подлеска и обилия папоротника страусника обыкновенного. Доминантами сообщества являлись жёлто-зелёные и зелёные водоросли: *Monodus coccomyxa*, *Eustigmatos magnus*, *Pleurochlo-*

Таблица 4

Видовой состав водорослей под фитоценозами лесной растительности ГПЗ «Нургуш»

Фитоценозы	Число видов водорослей											
	Cyanophyta		Bacillariophyta		Xanthophyta		Eustigmatophyta		Chlorophyta		Всего	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Сосновый лес	7	18,4	2	5,3	5	13,2	1	2,6	23	60,5	38	100
Дубовый лес	7	18,9	1	2,7	9	24,3	2	5,4	18	48,7	37	100
Липовый лес	1	4,2	1	4,2	8	33,3	1	4,2	13	54,1	24	100
Вязово-липовый лес	12	37,5	2	6,3	3	9,4	1	3,1	14	43,7	32	100
Всего видов	16	25,4	3	4,8	13	20,6	2	3,2	29	46,0	63	100

Примечание: 1 – число видов; 2 – процент.

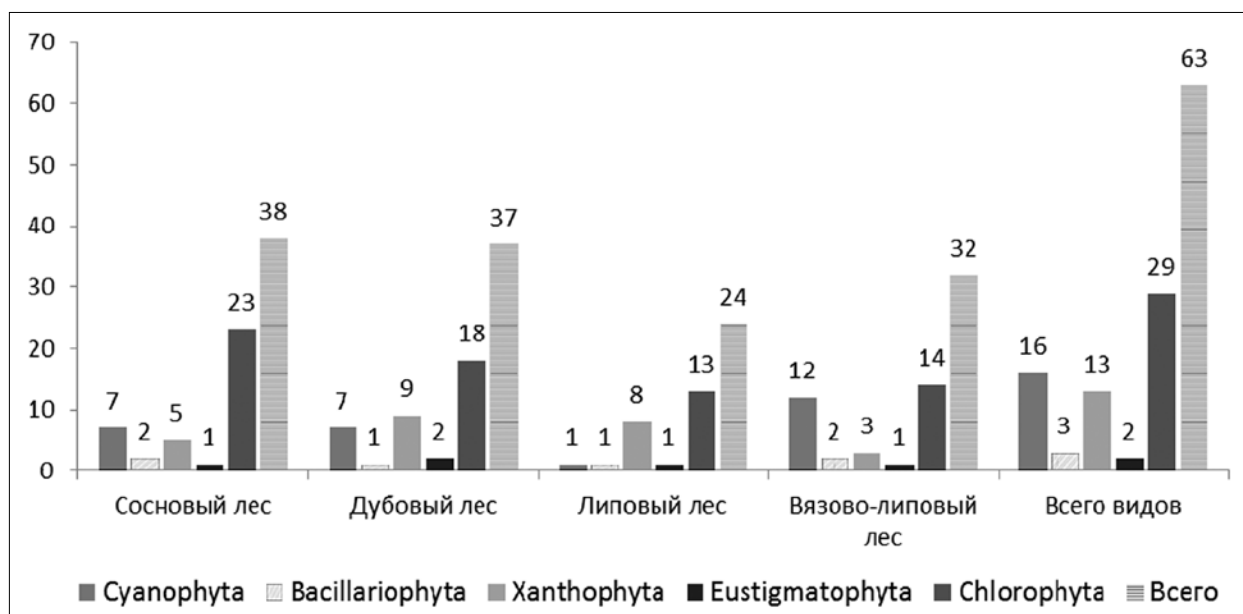


Рис. 4. Видовой состав почвенных водорослей и цианобактерий под лесными фитоценозами ГПЗ «Нургуш» (по оси ординат – число видов).

ris lobata, *P. commutata*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus chodatii*. Состав жизненных форм: $X_8C_6Ch_6P_1H_1V_1amph_1$. Характерными являются представители X-, C- и Ch-форм – видов теневыносливых, влаголюбивых, устойчивых к действию неблагоприятных факторов.

Более богатое в видовом отношении сообщество водорослей выявлено в дубовом и вязово-липовом лесах. Доминантами сообщества водорослей дубового леса являлись *Chlamydomonas gloeogama*, *Bracteacoccus minor*, *Klebsormidium flaccidum*, *Monodus pyreniger*, *M. coccomyxa*, *Xanthonema exile*. Спектр жизненных форм – $X_{11}Ch_9C_6P_5H_4V_1hydr_1$. В вязово-липовом лесу, по сравнению с другими лесными фитоценозами, отмечено большее разнообразие видов зелёных водорослей. В состав видов доминирующего комплекса входят ЦБ, зелёные и жёлто-зелёные водоросли: *Nostoc punctiforme*, *Phormidium formosum*,

виды рода *Chlamydomonas*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus minor*, *Klebsormidium nitens*, *Botrydiopsis arhiza*, *Botrydiopsis eriensis* и *Xanthonema bristolianum*. Состав жизненных форм: $C_9P_8Ch_7X_3H_2V_2amph_1$. Преобладают виды влаголюбивые, устойчивые к неблагоприятным условиям.

Сообщество почвенных водорослей соснового леса характеризуется преобладанием зелёных водорослей (62,2%). Доминантами являлись *Chlamydomonas gloeogama*, *Ch. elliptica*, *Chlorella vulgaris*, *Chlorococcum sp.*, *Coccomyxa confluens*, *Stichococcus bacillaris*. В данном сообществе отмечено меньшее, чем в липовом и дубовом лесах заповедника, разнообразие жёлто-зелёных водорослей, чувствительных к антропогенной нагрузке. Спектр жизненных форм соснового леса: $C_{14}Ch_9X_4P_3H_3V_2amph_1hydr_1$. Преобладают водоросли теневыносливые, влаголюбивые, толерантные к действию неблагоприятных факторов.

Таблица 5

Коэффициенты Сьеренсена-Чекановского почв лесных фитоценозов ГПЗ «Нургуш»

Фитоценозы	Дубовый	Липовый	Вязово-липовый	Сосновый
Дубовый		0,49	0,52	0,49
Липовый			0,46	0,49
Вязово-липовый				0,51
Сосновый				

Таблица 6

Почвенные водоросли лесных фитоценозов ГПЗ «Нургуш»

Отдел	Виды водорослей	По данным [21]	Лесные фитоценозы ГПЗ «Нургуш»
Cyanobacteria	<i>Nostoc linckia</i> (Roth) Born. et Flah. f. <i>muscorum</i> (Ag.) Elenk.	+	+
	<i>Nostoc punctiforme</i> (Kütz.) Hariot	+	+
	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.	+	+
	<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Rambenh. ex Gom.) Anagn. et Kom.	+	+
Bacillariophyta	<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) Mann in Round et al.	+	+
	<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	+	+
	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. in Cleve et Grun.	+	+
Xanthophyta + Eustigmatophyta	<i>Eustigmatos magnus</i> (B. Petersen) Hibberd	+	+
	<i>Pleurochloris pyrenoidosa</i> Pasch.	+	+
	<i>Botrydiopsis arhiza</i> Borzi	+	+
	<i>Monodus subterranea</i> (B. Petersen) Hibb.	+	–
	<i>Characiopsis borziana</i> Lemm.	+	–
	<i>Characiopsis minutissima</i> Pasch.	+	+
Chlorophyta	<i>Chlamydomonas debaryana</i> Gorosch. var. <i>atactogama</i> (Korsch.) Gerloff	+	–
	<i>Ch. elliptica</i> Korsch. in Pascher	+	–
	<i>Ch. globosa</i> Snow	+	+
	<i>Ch. gloeogama</i> Korsch. in Pascher var. <i>gloeogama</i>	+	+
	<i>Radiosphaera dissecta</i> (Korsch.) Starr	+	–
	<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Menegh.	+	+
	<i>Bracteacoccus minor</i> (Chodat) Petrova	+	+
	<i>Kentrosphaera bristolae</i> G. M. Smith	+	–
	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer. var. <i>vulgaris</i>	+	+
	<i>Chloroplana terricola</i> Hollerb.	+	–
	<i>Coccomyxa solorinae</i> Chod.	+	+
	<i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kütz.) Silva et al.	+	+
	<i>Stichococcus minor</i> Näg.	+	+
Всего		26	19

Коэффициенты Сьеренсена-Чекановского почв лесных фитоценозов указаны в таблице 5. Значение коэффициента показывает умеренное сходство сравниваемых альгофлор.

Отмечено 26 видов водорослей [21], которые встречаются в почвах лесных экосистем более чем в 25 местонахождениях. Большинство из этих видов отмечено и в почвах изученных нами лесных экосистем (табл. 6).

Количественный анализ альгофлоры почв изученных фитоценозов представлен в таблице 7.

В осенних пробах фитоценозов (кроме осиново-липового леса) основную численность водорослей составляли диатомеи. Их численность колебалась от 27 до 140 тыс. кл. в 1 г абс. сух. почвы. В фитоценозе осиново-липового леса основную численность клеток составляли безгетероцистные цианобактерии – 392 тыс. кл. в 1 г почвы. Зелёные и жёлто-зелёные водоросли в осенних пробах при прямом микроскопировании не были обнаружены. Массовое развитие диатомей в осенний период при благоприятной влажности – сезонное явление, наблюдаемое нами и отмеченное в литературе.

Таблица 7

Количество клеток водорослей в почвах пойменных биоценозов ГПЗ «Нургуш»

№	Фитоценоз	Тип почвы	Количество клеток (тыс. кл./1 г почвы)			Доминанты
			Суанобактерия	Вациллиарифиты	Всего	
1	Липово-дубовый лес клеверо-снытево-костровый	Аллювиальная дерновая суглинистая на современном аллювии	–	28,6±4,8	28,6±4,8	<i>Pinnularia borealis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
2	Дубняк чинно-подмаренниково-снытево-клеверный	Аллювиальная дерновая суглинистая на современном аллювии	–	27,3±3,8	27,3±3,8	<i>Pinnularia borealis</i> , <i>Luticola mutica</i>
3	Ивняк горцево-двуклосточниково-осоковый	Аллювиальная дерновая	–	140,3±16,1	140,3±16,1	<i>Pinnularia borealis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i>
4	Пойменный разнотравно-злаковый луг таволгомятливо-костровый	Аллювиальная дерновая суглинистая	–	57,7±10,4	57,7±10,4	<i>Pinnularia borealis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
5	Осиново-липовый лес хвощово-будрово-снытевый	Аллювиальная дерновая суглинистая	391,7±82,3	54,1±7,5	445,8±89,8	<i>Plectonema sp.</i> , <i>Pinnularia borealis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
6	Пойменный злаково-разнотравный луг кострово-осоково-таволговый	Аллювиальная дерновая средне-суглинистая	–	121,4±19,4	121,4±19,4	<i>Pinnularia borealis</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i>

– не встречено.

Заключение

Альгофлора почв фитоценозов ГПЗ «Нургуш» разнообразна и отражает зональный характер. Процентное соотношение основных отделов почвенных водорослей близко к сводным данным по Кировской области. Альгофлора почв заповедника различается в зависимости от типа фитоценоза и типа почвы. Под травянистой растительностью видовое разнообразие богаче лесных фитоценозов. В почвах заповедника отмечен более высокий процент жёлто-зелёных водорослей. Альгофлора пойменного луга имеет низкое видовое разнообразие азотфиксирующих видов ЦБ, характерных для пойменных почв. Предположительно это связано с загрязнением пойменных почв во время разлива р. Вятки и требует дополнительного изучения. В осенних пробах пойменных почв заповедника доминантами сообществ являются диатомовые водоросли, составляя от 27 до 140 тыс. клеток на 1 грамм почвы.

Литература

1. Штина Э.А. Особенности сообществ водорослей в мощных черноземах Центрально-Черноземного заповедника // Тр. Центр.-Чернозем. заповедника. 1965. Т. 9. С. 146–155.

2. Носкова Т.С. Сезонная динамика водорослей в мощном черноземе Центрально-Черноземного заповедника // Микробиологические основы повышения плодородия почвы. Таллинн, 1978. С. 80–82.

3. Перминова Г.Н., Гутишвили И.С., Китаев Е.В. Почвенные водоросли фитоценозов Байкальского заповедника // Водоросли, лишайники, грибы и мохообразные в заповедниках РСФСР. М., 1989. С. 17–25.

4. Андреева В.М., Чаплыгина О.Я. Почвенные хлорококковые и хлоросарциновые водоросли Лазовского заповедника (Приморский край) // Новости систематики низших растений. Л., 1989. Т. 26. С. 7–17.

5. Костиков И.Ю. Альгогруппировки некоторых почв Уссурийского заповедника (Приморский край, Россия) // Альгология. 1994. Т. 4. № 4. С. 40–44.

6. Костиков И.Ю. Почвенные водоросли Лазовского заповедника (Дальний Восток, Россия) // Альгология. 1993. Т. 3. № 1. С. 62–66.

7. Криворотов С.Б., Володина О.В. К изучению почвенных водорослей охраняемых территорий Северо-Западного Кавказа // Успехи современного естествознания. 2003. № 12. С. 92–93.

8. Дубовик И.Е., Шарипова М.Ю., Закирова З.Р. Сине-зелёные водоросли почв особо охраняемых природных территорий Предуралья и Южного Урала // Почвоведение. 2007. Т. 40. № 2. С. 184–188.

9. Рахматуллина И.В. Биоразнообразие цианобактериально-водорослевых ценозов в зоне рекреации

территории национального парка «Башкирия». Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа. 2008. 16 с.

10. Патова Е.Н. Водоросли в почвах и водоёмах бассейна р. Подчерем на территории национального парка «Югд-ва» // Состояние природных комплексов особо охраняемых территорий Урала: Тез. докл. науч.-практ. конф. Сыктывкар. 2000. С. 122–123.

11. Патова Е.Н. Первые сведения о сине-зелёных водорослях Ненецкого заповедника // Новости систематики высших растений. СПб: Наука, 2001. Т. 34. С. 34–38.

12. Тарасова Е.М., Кондрухова С.В., Целищева Л.Г. Государственный природный заповедник «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 90–97.

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

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

15. Штина Э.А. Почвенные водоросли как экологические индикаторы // Ботанический журнал. 1990. Т. 75. № 4. С. 441–452.

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

17. Кузяхметов Г.Г. Водоросли зональных почв степи и лесостепи / Под ред. Б.М. Миркина. Уфа: РИО БашГУ, 2006. 286 с.

18. Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.

19. Lund B.J.W.G. Observations on soil algae // *New Phytologist.*, 1947. V. 46. № 1. P. 35–60.

20. Lukesova A. Soil algae in Brown Coal and Lignite Post-Mining areas in Central Europe (Czech Republic and Germany) // *Restoration Ecology.* 2001. V. 9. № 4. P. 341–350.

21. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 148 с.

22. Новаковская И.В., Патова Е.Н., Новаковский А.Б. Почвенные водоросли еловых лесов и изменение их группировок в условиях аэротехногенного загрязнения. Сыктывкар, 2006. 32 с. (Научные доклады / Коми научный центр УрО РАН; Вып. 487)

23. Новаковская И.В., Патова Е.Н. Почвенные водоросли еловых лесов и изменения в условиях аэротехногенного загрязнения. Сыктывкар, 2011. 128 с.

24. Starks T.L., Shubert L.E., Trainor F.R. Ecology of soil algae: a review // *Phycological.* 1981. V. 20 (1). P. 65–80.

25. Lukesova A., Hoffmann L. Soil algae from acid rain impacted forest areas of the Krusne hory Mts. 1. Algal communities // *Vegetatio.* 1996. V. 125. P. 123–136.

26. Myers P.E., Davis J.S. Recolonization of soils by algae in a northcentral Florida pine forest after controlled fire and soil sterilization // *Nova Hedwigia.* 2003. V. 76. P. 207–219.

27. Maltseva I.A. Soil algae of forest ecosystems of steppe area of Ukraine // *Algae in terrestrial ecosystems: Abstracts International Conference.* Kaniv. 2005. P. 49.

Численность, биомасса и размеры клеток бактерий в ризосфере и ризоплане некоторых растений

© 2014. И. П. Пинчук, к.б.н., н.с., Н. П. Кириллова, д.б.н., профессор, Л. М. Полянская, д.б.н., профессор, Д. Г. Звягинцев, д.б.н., профессор, Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, e-mail: lpolyanskaya@mail.ru

Изучены численность, биомасса и размеры клеток бактерий в ризосфере и ризоплане шести различных видов высших растений на дерново-подзолистой почве. Установлено, что эти показатели выше в прикорневой зоне растений, чем в почве без растений. Определены размеры превышений для конкретных случаев. Рассчитанные ризосферный и эдафосферный эффекты подтвердили, что прикорневая зона растений благоприятна для роста и развития бактерий. В исследовании использовали прямой микроскопический метод. Показано, что метод сканирования корневой поверхности правильнее использовать при расчете численности бактерий в ризоплане растений, чем пересчёт на массу почвы с корней.

Number, biomass and size of bacterial cells were studied in the rhizosphere and rhizoplane of six different species of higher plants. These indexes are higher in the root zone of plants than in soil without plants. Average size of the bacterial cells in rhizoplane and rhizosphere increases, as compared with the soil by root exudates. Calculated rhizospheric and edaphospheric effects confirmed that the basal area is favorable for growth and development of bacteria. Number of rizo-planes was calculated by the method of root surface scanning. It was shown that this method is correct to use in the calculation of number of bacteria in rizo-planes plants.

Ключевые слова: почва, растение, корень, ризосфера и ризоплана, клетки бактерий, численность и размеры.

Keywords: soil, plant, root, rhizosphere and rizo-planes, bacterial cells, number and sizes.

В течение жизни высшие растения находятся в сложных взаимоотношениях с микроорганизмами, населяющими почву, и зависят друг от друга. Органическое вещество, производимое зелёными растениями в процессе фотосинтеза, поглощается микроорганизмами – гетеротрофами. Корневые выделения обогащают почву в прикорневой зоне органическими веществами, за счёт которых развиваются микроорганизмы. Через корневую систему выделяются почти все виды органических соединений, а также физиологически активные вещества, CO₂ и минеральные вещества, которые необходимы растениям для их жизнедеятельности [1, 2].

Несмотря на бурное развитие техники, проблема изучения микроорганизмов в корнеобитаемом слое остаётся в значительной мере неразрешённой. Ризоплана – двухмерное пространство – зона, в которой микроорганизмы находятся на поверхности корня, а ризосфера – трёхмерное пространство, почва, которая расположена в непосредственной близости от поверхности корня, однако толщина этого слоя определяется разными авторами совершенно

по-разному. Численность можно сравнивать в одной размерности – или в объёме, который пропорционален весу корня и весу почвы, или на единицу поверхности корня или почвы.

Расчёт поверхности корня путём непосредственных измерений чисто теоретически был возможен [3], но на практике им мало кто пользовался ввиду трудоёмкости задачи и отсутствия автоматизации процесса [4]. Современный уровень развития компьютерных технологий предоставляет такую возможность [5]. Например, для древесных растений с помощью специальных сканеров уже можно проводить измерения не только общей длины корней, но и их расположение в трёхмерном пространстве, непосредственно на месте, без изъятия из почвы и строить 3D-модели роста корня [6]. Можно применить этот подход для измерения поверхности травянистых растений в экспериментах с ризопланой. Так как растения изымаются из почвы, то вместо специального сканера можно воспользоваться обычным сканером, и анализ сканированного материала провести в программах, распознающих образ и вы-

числяющих площади и периметры контуров, полученных при распознавании [7].

Целью работы было оценить специфику зон влияния различных растений на бактерии в ризоплане и ризосфере.

Методика

Для проведения эксперимента нами были взяты экземпляры шести различных видов высших растений: алоэ лекарственное (*Aloe arborescens* Mill.) (образец был взят из вегетационного сосуда – дерново-подзолистая почва), герань лесная (*Geranium sylvaticum* L.), ежа сборная (*Dactylis glomerata* L.), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinalis* Wigg.), пырей ползучий (*Eletrigia repens* (L.) Nevski.), сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.).

Образцы со 2 по 6 были взяты в городе Обнинске Калужской области. Почва – дерново-подзолистая сильноокультуренная, горизонт А пахотный.

Для анализа ризосферы использовали следующую процедуру [8]. Корни вынимали из почвы с минимальными повреждениями, осторожно встряхивали для удаления крупных частиц почвы и помещали в колбы со 100 мл стерильной воды. После лёгкого встряхивания образец разделялся на два части. Почва, отделившаяся после лёгкого встряхивания, является ризосферной (на расстоянии 3 мм от корня), а собственно сами корни – ризопланой [9]. В качестве контроля исследовали почву без растений, увлажнённую до 60% от полной влагоёмкости. Количество отмытой с корней почвы определяли гравиметрическим методом после фильтрования суспензии через бумажный фильтр с синей лентой. Во всех вариантах опытов определяли также массу корней, их длину и площадь поверхности.

Для предварительной обработки образцов почвы перед микробиологическим анализом применяли ультразвуковое диспергирование на низкочастотном диспергаторе типа УЗДН_1 (Россия) – 22 кГц, 0.44 А, 2 мин.

При определении численности и размеров бактерий использовали метод «каскадной» фильтрации [10]. Через фильтр пропускали окрашенную акридином оранжевым (1: 10000, в течение 2–3 мин.) суспензию, учитывали клетки бактерий в 30-и полях зрения, условно принимая размеры клеток, равными диаметру пор фильтра, на котором они осаждались. В расчётах принимали, что клетки имеют шаровидную форму [11].

Численность клеток ризопланы рассчитывали на площадь поверхности корня. Для этого была разработана следующая методика. Корни отмывались от почвы (почва использовалась для каскадной фильтрации), на сканер они помещались после удаления избытка влаги для предотвращения слипания корней. Все они были тщательно распределены на поверхности сканера и затем отсканированы в стандартной компьютерной программе. Отсканированные изображения были обработаны в программе ArcMap 10.0, модуля Image Classification [7]. Эта программа позволяет распознавать образы и рассчитывать их размеры.

При расчёте площади поверхности корня использовали формулу площади цилиндра $S = 2\pi r l$, где r – радиус корня и l – длина корня (мм).

Формула для расчёта численности бактерий:

$$N_b = a \times 1,13 \times 10^7 \quad [9].$$

При расчётах численности бактерий (a) по обычной методике сухой вес бактериальной клетки объёмом $0,1 \text{ мкм}^3$ принимается равной $2 \times 10^{-14} \text{ г}$ [12]. В настоящей работе сухую биомассу рассчитывали, учитывая размеры клеток бактерий. Биомассу клеток вычисляли по формуле:

$$V_b = \frac{3}{4} \pi r^3 \times 2 \times 10^{-14} \div 0,1 \times N_b$$

где b – размер каждой фракции, r – радиус, N – численность, V – биомасса.

Средний объём одной клетки рассчитывали по формуле:

$$V = \frac{V_{\text{общ}}}{N_{\text{общ}} \times a},$$

где $V_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ – биомасса и численность всех фракций, a – плотность одной клетки, $a = 1 \times 10^{-12} \text{ г/см}^3$, V – средний объём одной клетки.

Статистическую обработку результатов проводили с использованием программ STATGRAPHICS и STATISTICA. Среднее квадратическое отклонение (δ_{n-1}) для значений численности бактерий в образце не превышало 5–10%.

Результаты исследований

Общая численность клеток бактерий, определённая методом «каскадной» фильтрации в почве, ризосфере и ризоплане растений, представлена на рисунке 1. У растений (ежа сборная, сныть обыкновенная, герань лесная, одуванчик лекарственный) показано, что

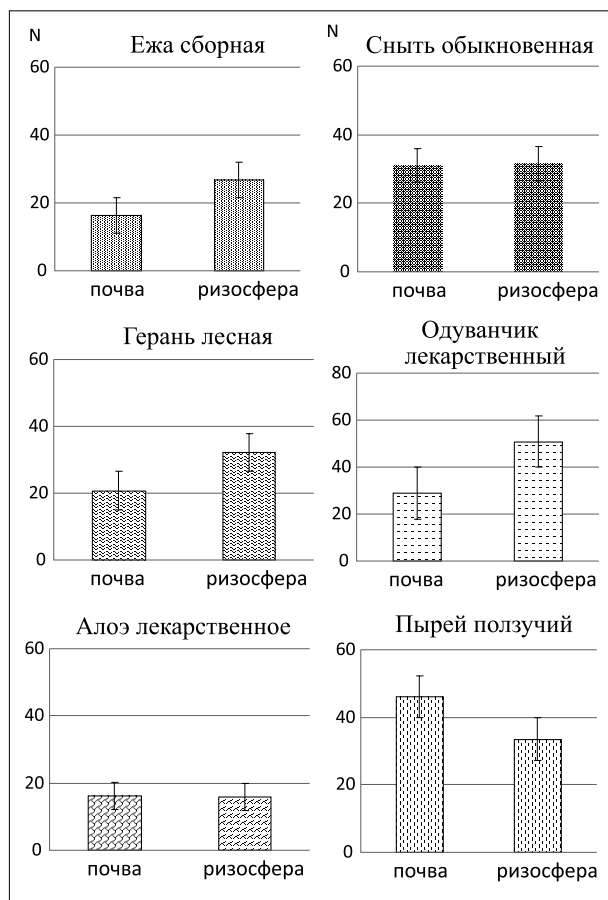


Рис. 1. Численность клеток бактерий, определённая методом каскадной фильтрации в почве, ризосфере в изученных растениях: ежа сборная, сныть обыкновенная, герань лесная, одуванчик лекарственный, алоэ лекарственное, пырей ползучий, $N=10^7$ кл/г.

суммарная численность клеток бактерий возрастает в ризосфере по сравнению с почвой. Однако это возрастание очень небольшое (в 1,5–2 раза). Наибольшая численность микроорганизмов наблюдается в ризосфере одуванчика лекарственного, при этом она резко возрастает по сравнению с контрольной почвой

(с 29 до 51×10^7 клеток бактерий/г почвы). Из этого можно заключить, что прикорневая зона одуванчика лекарственного наиболее благоприятна для обитания сапротрофных бактерий [13].

Численность микроорганизмов в ризосфере по сравнению с почвой меньше у растений алоэ лекарственное и пырей ползучий. Для пырея ползучего в почве она составляет 46×10^7 клеток бактерий/г почвы, а для ризосферы – 34×10^7 клеток бактерий/г.

Численность микроорганизмов была подсчитана традиционным методом в расчёте на 1 г почвы ризопланы (рис. 2). Растения по возрастанию численности клеток в ризоплане расположились в следующем порядке – ежа сборная, одуванчик лекарственный, герань лесная (16×10^7 клеток бактерий/г), алоэ лекарственное, пырей ползучий (25×10^7 клеток/г почвы) и сныть обыкновенная (42×10^7 клеток /г). Максимальная численность наблюдается в ризоплане сныти обыкновенной, наименьшая – в ризоплане ежи сборной, то есть различие в 2,5 раза.

Результаты численности бактериальных клеток, рассчитанные на поверхность корней, представлены на рисунке 3. Растения расположились в другом порядке – ежа сборная ($0,03 \times 10^7$ клеток/мм²), пырей ползучий и алоэ лекарственное ($0,005-0,007 \times 10^7$ клеток/мм²), сныть обыкновенная ($0,01 \times 10^7$ клеток/мм²), герань лесная ($0,02 \times 10^7$ клеток/мм²) и одуванчик лекарственный ($0,1 \times 10^7$ клеток/мм²). По данным пересчёта на поверхность наибольшая численность наблюдалась в ризоплане одуванчика лекарственного и превышала численность у алоэ почти в 15 раз.

Была рассчитана удельная поверхность корней растений в см²/г (рис. 4). Наибольшую площадь составляют корни ежи сборной, это

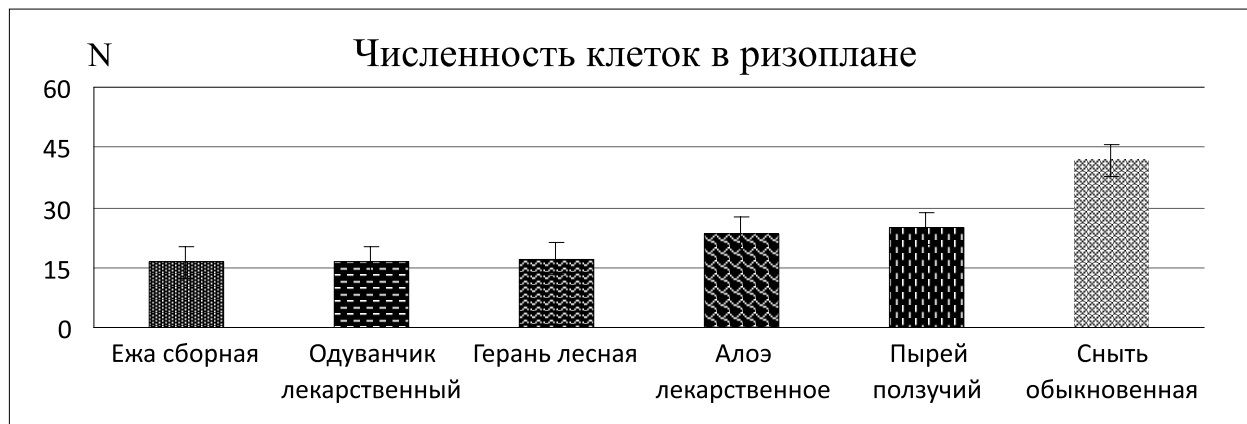


Рис. 2. Численность клеток бактерий, определённая методом каскадной фильтрации и подсчитанная традиционным методом (на вес почвы), $N=10^7$ кл/г.

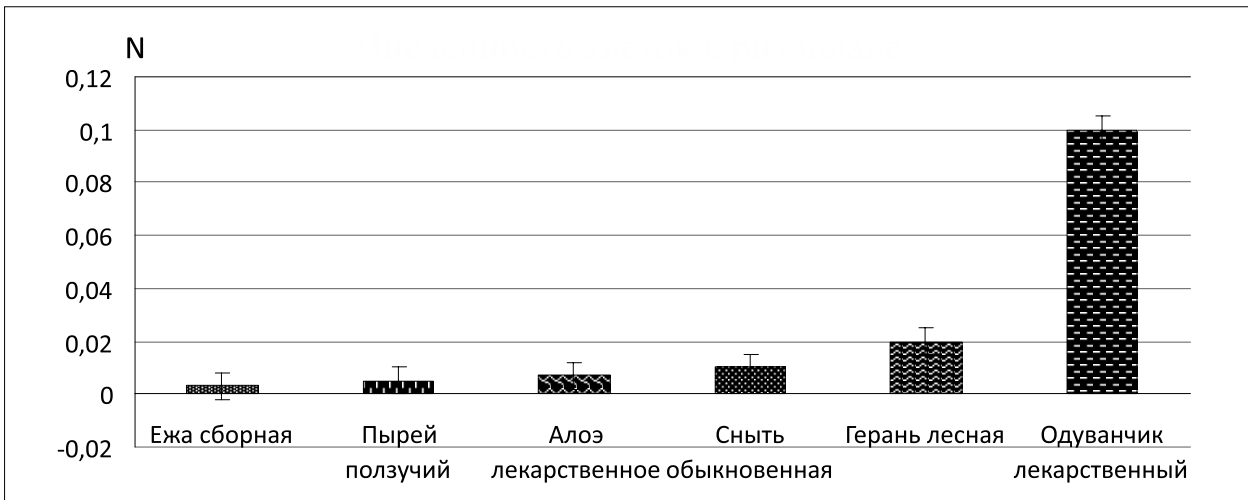


Рис. 3. Численность клеток бактерий, определённая методом каскадной фильтрации и рассчитанная на поверхность корней растений, $N=10^7$ кл./мм².

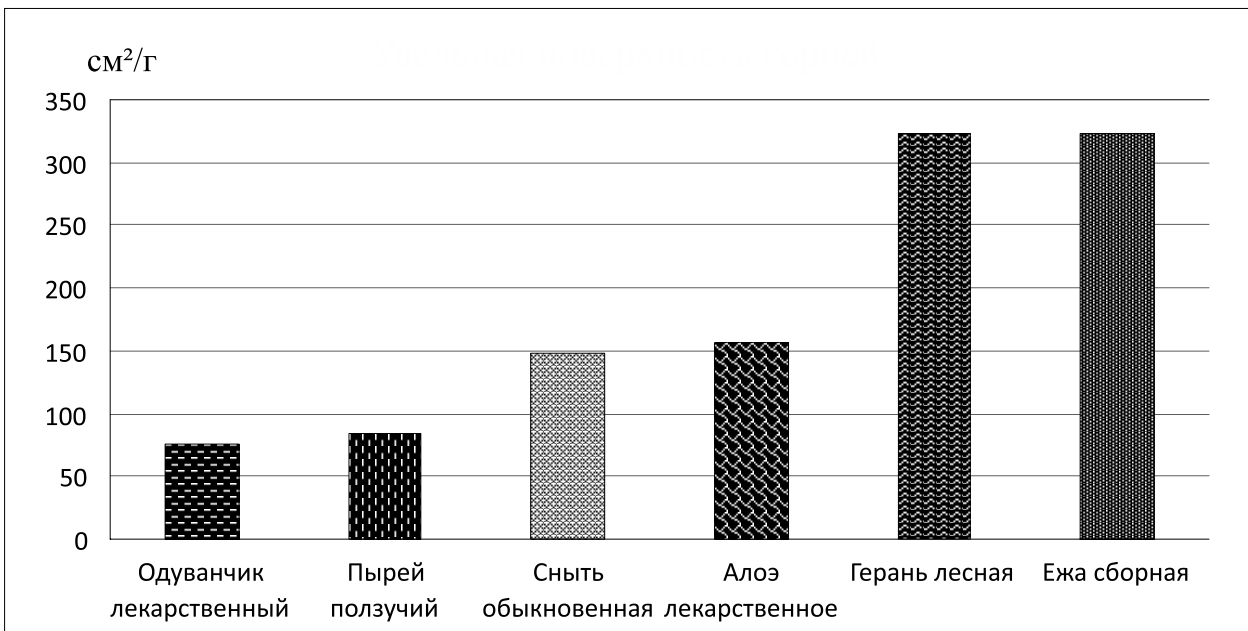


Рис. 4. Удельная поверхность корней растений.

объясняется наличием разветвлённой мочковатой корневой системы, большая площадь также наблюдается и у герани лесной, что объясняется крупным разветвлённым корневищем [14].

Для возможности сравнения численности клеток в ризосфере и ризоплане полученные данные были пересчитаны в процентах от максимального значения (одуванчик лекарственный) (рис. 5). Клетки бактерий в прикорневых зонах всех растений в ризосфере составляют 40–60% от численности бактерий в прикорневой зоне одуванчика, а в ризоплане 5–10%.

Для всех растений были рассчитаны ризосферный (отношение численности бактерий в ризоплане к численности бактерий в ризосфере) и эдафосферный эффекты (отношение

численности бактерий в ризосфере к численности бактерий в почве без растений). Для всех растений ризосферный эффект (рис. 6 а) значительно больше единицы, то есть все они оказывают сильное влияние на ризосферные микроорганизмы. При этом наибольший ризосферный эффект 393 обнаружили у одуванчика лекарственного, наименьший 22 – у ежи сборной. Такие высокие значения ризосферного эффекта показали герань лесная (124) и алоэ лекарственное (88). Поскольку эти растения обладают наиболее сильными лекарственными свойствами, то данное распределение по ризосферному эффекту логически обосновано.

Далее был посчитан эдафосферный эффект (рис. 6 б). Он значительно отличается от

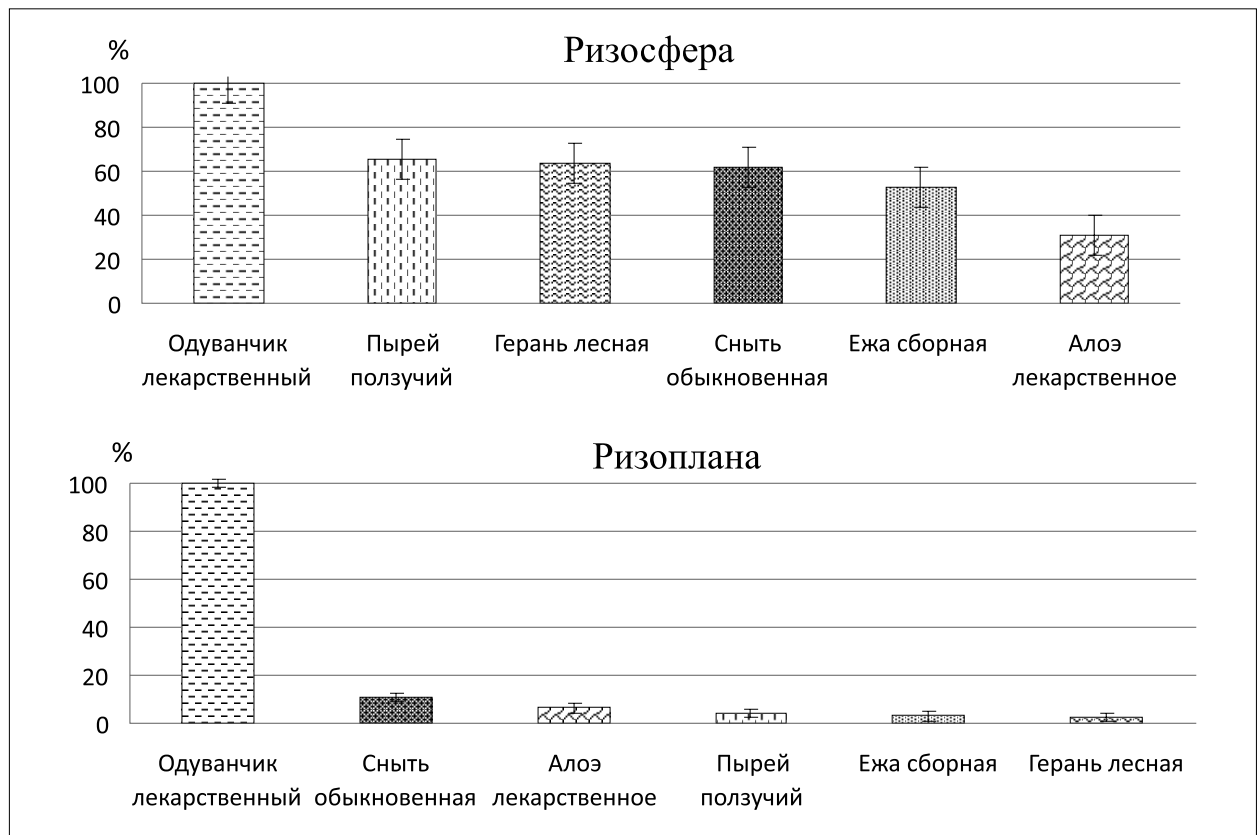


Рис. 5. Распределение численности клеток бактерий в ризосфере и ризоплане растений в процентах от максимального значения.

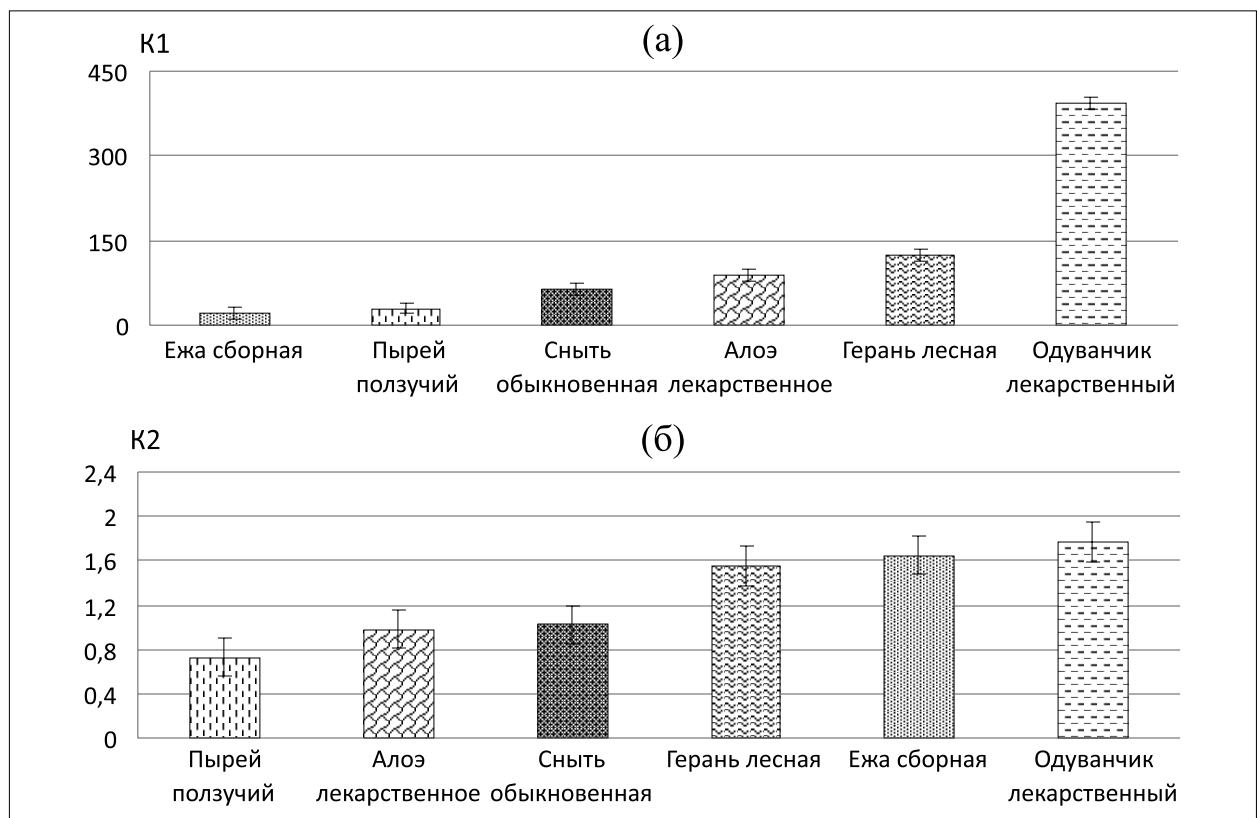


Рис. 6. Ризосферный (а) и эдафосферный (б) эффекты. $K1 = \frac{Ч_{рп}}{Ч_{рс}}$, $K2 = \frac{Ч_{рс}}{Ч_{п}}$.



Рис. 7. Диаметры клеток в почве, ризосфере и ризоплане изученных растений.

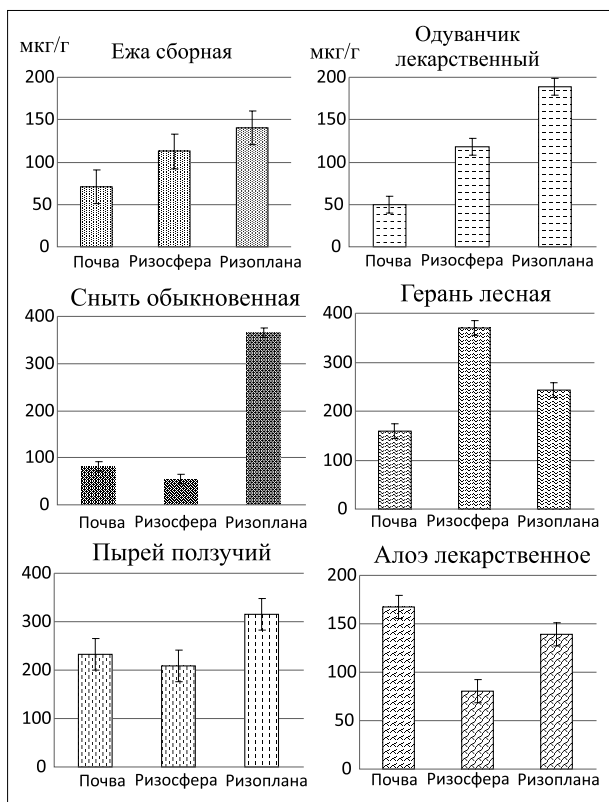


Рис. 8. Биомасса клеток в почве, ризосфере и ризоплане растений.

ризосферного; на порядок ниже и приблизительно равен 1-2, следовательно, по мере удаления от корня влияние корневых выделений снижается [9].

Был проведён анализ ранговых распределений для того, чтобы выяснить, какой из двух методов расчёта численности микроорганизмов в ризоплане растений лучше использовать. За стандарт было взято распределение численности бактерий в ризосфере. Значения численности в ризоплане, рассчитанные на массу почвы и поверхность корня, сравнивались с этим стандартом. Стандартная ошибка меньше при расчёте численности на поверхность корня (0,73), чем на вес почвы (1,00). Следовательно, согласно статистическим данным, целесообразнее рассчитывать численность микроорганизмов на поверхность корня.

Данные по средним диаметрам одной клетки представлены на рисунке 7. В прикорневых зонах всех растений, за исключением алоэ лекарственного, диаметр одной клетки больше в ризоплане. Можно сделать вывод, что корневые выделения этих растений положительно влияют на рост и развитие бактерий. У растения алоэ лекарственное прослеживается снижение диаметра в ризосфере и ризоплане по сравнению с контрольной почвой.

Таким образом, данные по размерам клеток бактерий подтверждают данные по ризосферному эффекту – корневые выделения высших растений оказывают положительное влияние на бактерии, обитающие в ризосфере и ризоплане растений.

Была рассчитана общая биомасса клеток бактерий, данные представлены на рисунке 8. Биомасса клеток увеличивается от почвы к ризоплане у следующих растений: ежа сборная, одуванчик лекарственный, сныть обыкновенная, пырей ползучий, тогда как у герани лесной биомасса максимальна в ризосфере, а у алоэ лекарственного биомасса максимальна в почве.

В таблице приведены значения среднего радиуса и среднего объёма одной клетки в почве, ризосфере и ризоплане растений. В ризоплане всех растений, за исключением алоэ лекарственного, средние размеры клеток значительно больше, чем в почве и ризосфере. Полученные данные в ризоплане растений отличаются от литературных данных по размерам клеток в ризоплане пшеницы 0,32 мкм [9]. Утверждение, что почвенные бактерии крупнее бактерий, обитающих в прикорневой зоне растения, нам кажется необоснованным, так как корни растений выделяют большое

Таблица

Средний радиус и средний объём бактерий в почве, ризосфере и ризоплане растений

	R (мкм)	V(мкм ³)		R (мкм)	V(мкм ³)
Алоэ лекарственное			Одуванчик лекарственный		
почва	0,62	1,00	почва	0,34	0,17
ризосфера	0,49	0,50	ризосфера	0,38	0,23
ризоплана	0,52	0,60	ризоплана	0,66	1,20
Герань лесная			Пырей ползучий		
почва	0,57	0,77	почва	0,49	0,50
ризосфера	0,65	1,13	ризосфера	0,52	0,60
ризоплана	0,69	1,40	ризоплана	0,66	1,20
Ежа сборная			Сныть обыкновенная		
почва	0,47	0,44	почва	0,40	0,26
ризосфера	0,46	0,40	ризосфера	0,34	0,17
ризоплана	0,60	0,90	ризоплана	0,60	0,90

количество питательных веществ, что создаёт благоприятную среду для роста и развития клеток бактерий.

Заключение

Было показано, что растения создают благоприятные условия для развития бактерий в прикорневой зоне. Размеры клеток и их численность и биомасса в ризоплане существенно превышают таковые в почве без растений. Это также подтверждают рассчитанные ризосферный и эдафосферный эффекты. Для расчёта численности клеток в ризоплане растений логичнее использовать такие характеристики, как длина и площадь поверхности корней.

Литература

1. Иванов В. П. Растительные выделения и их значение в жизни фитоценозов М.: Наука, 1973. С. 108–188.
2. Красильников Н. А. Микроорганизмы почвы и высшие растения М.: Издательство Академии Наук СССР, 1958. С. 275–41.
3. Böhm W Methods of studying root systems ecological studies n° 33 / Ed. by Billing W.D., Golley F., Lange O.L., Olson J.S. Berlin. Germany. Springer. 1979. 188 p.
4. Звягинцев Д.Г., Кожевин П.А., Кириллова Н.П. Экологическая характеристика микрофлоры ризосферы // Проблемы почвоведения. М.: Наука, 1980. Р. 64–68.
5. Barthélémy D., Caraglio Y. Plant architecture: a dynamic, multilevel and comprehensive approach to plant

form, structure and ontogeny // Ann Bot. 2007. № 99. Р. 375–407.

6. Nielsen C.C.N., Hansen J.K., Root C.S.A Root biomass prediction models in six tree species and improvement of models by inclusion of root architectural parameters // Plant Soil. 2006. V. 280. Р. 339–356.

7. Программа ArcMap 10.0: <http://esri-cis.ru/products/arcgis-for-desktop/detail/key-features/>.

8. Timonin M.I. The interaction of higher plants and soil microorganisms. Microbial populations of rhizosphere of seedlings of certain cultivated plants // Can. J. Res. 1940. V. 18. Р. 307–317.

9. Кириллова Н.П. Динамика численности микробных популяций в системе почва-растение в условиях модельных опытов. Дисс. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 1983. 134 с.

10. Полянская Л.М., Городничев Р.Б., Звягинцев Д.Г. Размеры клеток бактерий в почвах, определяемые методом «каскадной» фильтрации // Известия РАН. Серия биологическая. 2013. № 1. С. 144–151.

11. Горбачева М.С. Развитие бактерий и грибов в черноземе при разных условиях аэрации. Дисс. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 2013. 135 с.

12. Кожевин П.А., Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Динамика развития различных микроорганизмов в почве // Микробиология. 1979. Т. 48. № 4. С. 490–494.

13. Schutz K., Carle R., Schieber A. Taraxacum – A review on its phytochemical and pharmacological profile // Journal of Ethnopharmacology. 2006. V. 107. Р. 313–323.

14. Губанов И.А., Крылова И.Л., Тихонова В.Л. Дикорастущие полезные растения СССР М.: Мысль, 1976. 222 с.

Онтогенез и мониторинг ценопопуляции *Epipactis palustris* (L.) Crantz с позиции охраны вида

© 2014. Е. И. Чупракова, аспирант, Н. П. Савиных, д.б.н., зав. кафедрой,
Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: botany@vshu.kirov.ru

В настоящее время исследование популяционной биологии и особенностей онтогенеза *Epipactis palustris* остаётся актуальным в связи с охраной вида. Целью работы стало изучение онтогенеза *E. palustris* для мониторинга и оценка состояния его ценопопуляции в подзоне южной тайги. В ходе работы изучена ценопопуляция *E. palustris*, произрастающая в пределах особо охраняемой природной территории «Низевский бор». Исследования проводили с использованием общепринятых методик изучения ценопопуляций. Онтогенез изучали на основе собственных наблюдений и анализа литературных источников. В результате исследований выработана собственная методика по выделению онтогенетических состояний у парциальных образований дремлика болотного, основанная на характеристике листьев и междоузлий. Описаны онтогенетические состояния парциальных образований *E. palustris*. В ходе мониторинга ценопопуляции вида выяснили, что пространственная структура не изменялась, в возрастном спектре изменения незначительные. Стабильность её поддерживается активным вегетативным возобновлением и захватом территории, длительным сохранением подземных органов. Существование данной ценопопуляции обусловлено особыми условиями экотопа. Поэтому для сохранения вида и поддержания его стабильности необходима полная сохранность всей природной экосистемы.

Currently population biology and ontogenesis of the species *Epipactis palustris* remains topical in connection with the protection of the species. The aim is to study the ontogenesis of *E. palustris* for monitoring and assessment of its coenopopulation in the southern taiga subzone. We studied the cenopopulation of *E. palustris* which grows within the specially protected area «Nizevsky pinewood». The study was performed using conventional techniques for studying coenopopulations. Ontogenesis was studied on the basis of our own observations, as well as the analysis of literary sources. During the study we have developed our own methodology for the allocation of age states of partial formations of *E. palustris*, based on the characteristics of leaves and internodes. The age state of partial formations of *E. palustris* is described. During monitoring the coenopopulation of the species it was found out that the spatial structure has not changed, as for the age range, the changes are minor. Its stability is maintained by means of active vegetative renewal and capture territory, as well as by means of prolonged retention of underground organs. The coenopopulation's existence is determined by special conditions of the ecotope. Therefore, for the preserving the species and maintaining its stability the full safety of the whole natural ecosystem is required.

Ключевые слова: онтогенез, онтогенетические состояния, ценопопуляция, *Epipactis palustris*.

Keywords: ontogenesis, age state, cenopopulation, *Epipactis palustris*.

Введение

Семейство *Orchidaceae* – одно из крупнейших среди однодольных покрытосеменных – в последнее время привлекает внимание многих исследователей. Орхидеи отличаются своеобразной морфологией и особенностями жизненного цикла. Эта древняя группа растений включает значительное число редких и исчезающих видов, которые чутко реагируют на антропогенные воздействия и одними из первых выпадают из состава растительных сообществ [1, 2].

Однако многие аспекты популяционной биологии и своеобразия онтогенеза орхидных северо-востока европейской части России в этом плане изучены недостаточно; имеются лишь работы об эколого-фитоценологических

особенностях *Cypripedium calceolus* L. и *C. guttatum* Sw. [3], *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. [4] и редких видов орхидных Печоро-Ильчского заповедника [5] в Республике Коми. Эти вопросы требуют дальнейшего детального изучения.

Поэтому объектом наших исследований стал *Epipactis palustris* (L.) Crantz (сем. *Orchidaceae*) – дремлик болотный – «редкий вид» с III категорией охраны, внесённый в Красную книгу Кировской области [6], Среднего Урала [7] и других регионов России, а также в Красную книгу Украины [8], в связи с чем особенно необходим контроль за состоянием популяций этого растения.

Целью работы стали изучение онтогенеза *E. palustris* для мониторинга и оценка состояния его ценопопуляции в подзоне южной тайги.

Объекты и методы исследования

Изучена ценопопуляция (ЦП) *E. palustris*, произрастающая в окрестностях села Низево (Фалёнский район Кировской области) в пределах особо охраняемой природной территории «Низевский бор» [9]. При изучении ЦП использовали метод постоянных площадей с закладкой учётных площадок размером 1 м² по случайному принципу. Счётной единицей в популяционных исследованиях приняли парциальное образование (ПО) в виде одноосного надземного побега, поскольку особь представляет собой сложный индивид с длительно существующими геофильными участками побегов в виде резидов корневища. Определить границы особи практически невозможно, особенно с учётом охранного статуса вида. В качестве основных параметров для характеристики ЦП определяли численность ПО с баллами по оценке численности [10], площадь и среднюю плотность ПО на 1 м², возрастную и пространственную структуры ЦП. Для выявления эколого-фитоценотической приуроченности вида проводили геоботанические описания по общепринятым методикам [11, 12].

Онтогенез *Epipactis palustris* изучали на основе собственных наблюдений в течение 2009–2012 гг. и анализа литературных источников. Кроме того, проанализированы гербарные образцы ведущих отечественных гербариев: ИВИВ, LE, МОСП и гербарные коллекции Вятского государственного гуманитарного университета.

Жизненную форму *E. palustris* характеризовали по И. Г. Серебрякову [13] с учётом современных представлений [14]. Выделение и морфологическое описание онтогенетических состояний дремлика выполняли на основе собственной методики. Она основана, главным образом, на характеристике листьев и междоузлий, поскольку структура надземных побегов неизменна.

У *E. palustris* отмечено 7 типов листьев, относящихся к трём группам согласно И. Г. Серебрякову [15]:

1) низовые листья:

- I типа – чешуевидные листья корневища;
- II типа – переходный лист (катафилл) в зоне возобновления;
- III типа – влагалищный лист с неразвитой листовой пластинкой;

2) листья срединной формации:

- I типа – переходный влагалищный лист с недостаточно развитой листовой пластинкой с округлой верхушкой;

- II типа – хорошо развитые влагалищные листья с заострённой верхушкой;

- III типа – сидячие небольшие листья, переходные к брактелям;

3) листья верховой формации – брактель соцветия.

В качестве маркерных признаков онтогенетических состояний использовали следующие параметры: относительный размер листа срединной формации I типа; число листьев срединной формации II типа и их форма (ланцетная и широко-ланцетная); число листьев срединной формации III типа; степень выраженности междоузлий (длинные и короткие, формирующие ложную мутовку); длина первого междоузлия соцветия; число цветков в соцветии.

Результаты и их обсуждение

E. palustris – поликарпик; многолетнее явнопольцентрическое вегетативно-подвижное длиннокорневищное летне-зелёное травянистое растение; криптофит (геофит) по Х. Раункиеру [16]. Характеризуется активным вегетативным расселением и размножением, полной нормальной специализированной морфологической дезинтеграцией путём переживания старых участков корневища.

Онтогенез. Согласно концепции дискретного описания онтогенеза Т. А. Работнова [17], А. А. Уранова [18, 19] и их последователей [20, 21] у *E. palustris* изучить онтогенез практически невозможно из-за особенностей биологии. Особи семенного происхождения в природных условиях удаётся обнаружить крайне редко. Мы не нашли ни семенных особей, ни протокормов данного растения в местах исследования. Кроме того, дремлик активно размножается вегетативно, с глубоким омоложением [22]. Поэтому часто обнаруживали особи с развитым корневищем, нарастающим не менее 5 лет, но с надземными побегами разного биологического возраста. Это многолетнее растение в условиях культуры живёт не менее 20 лет [23], что усложняет качественное изучение его онтогенеза одним исследователем. В силу выше сказанного выделение онтогенетических состояний проводили по ряду признаков наземных побегов.

Латентный период. Коробочки содержат значительное количество мелких светло-коричневых летучих семян, напоминающих в общей массе пух. Семена рассеиваются в конце августа – сентябре. По данным Ziegenspeck [24], семена начинают прорастать в первую

же осень при участии грибов-симбионтов, и к весне уже образуется протокорм.

Прегенеративный период. В соответствии с описаниями начальных стадий онтогенеза орхидных И. В. Блиновой [25], мы не обнаружили ни протокормов, ни проростков дремлика болотного. Каких-либо чётких сведений об этих этапах онтогенеза в литературе также не нашли.

Особи и ПО в составе ценопопуляции различаются по строению и, видимо, биологическому возрасту. В соответствии с разработанной методикой сочли возможным выделить следующие онтогенетические состояния ПО *E. palustris*.

Ювенильные ПО (рис. 1А) имеют побег с переходным листом срединной формации I типа небольшого размера, два–четыре листа срединной формации II типа ланцетной формы. Междоузлия на верхушке побега короткие, формируют ложную мутовку.

Имматурные ПО (рис. 1Б) имеют более крупный, чем у ювенильных, переходный лист срединной формации I типа, четыре листа срединной формации II типа ланцетной формы. Междоузлия на верхушке побега также короткие.

У ранних виргинильных ПО (рис. 2А) достаточно крупный переходный лист срединной формации I типа и пять листьев срединной формации II типа широко-ланцетной формы. Междоузлия на верхушке побега по-прежнему короткие, формируют ложную мутовку.

Поздние виргинильные ПО (рис. 2Б) имеют крупный переходный лист срединной формации I типа и 5–6 листьев срединной формации II типа широко-ланцетной формы. Междоуз-

лия на верхушке побега удлиняются, поэтому листья рассредоточены, ложная мутовка отсутствует.

Генеративный период. Выделение онтогенетических состояний в этом периоде достаточно затруднительно, поскольку отсутствуют чёткие отличительные признаки. Мы попытались различать генеративные ПО по форме листа срединной формации II типа, числу листьев срединной формации III типа, длине первого междоузлия соцветия и размерам самого соцветия.

Раннегенеративные ПО (рис. 3А) имеют крупный переходный лист срединной формации I типа, обычно пять крупных широко-ланцетных листьев срединной формации II типа и один лист срединной формации III типа. Соцветие образовано малым количеством цветков или цветковые почки не реализовались вообще. Первое междоузлие соцветия недлинное.

Среднегенеративные ПО (рис. 3Б) имеют крупный переходный лист срединной формации I типа, 5 крупных широко-ланцетных листьев срединной формации II типа и один–два листа срединной формации III типа. Первое междоузлие соцветия очень длинное. Цветков достаточно много. Соцветие длинное, в виде рыхлой кисти.

У позднегенеративных ПО (рис. 3В) небольшой переходный лист срединной формации I типа, три–четыре (реже 5) ланцетных листьев срединной формации II типа и один лист срединной формации III типа. Первое междоузлие соцветия недлинное, цветков в соцветии мало.

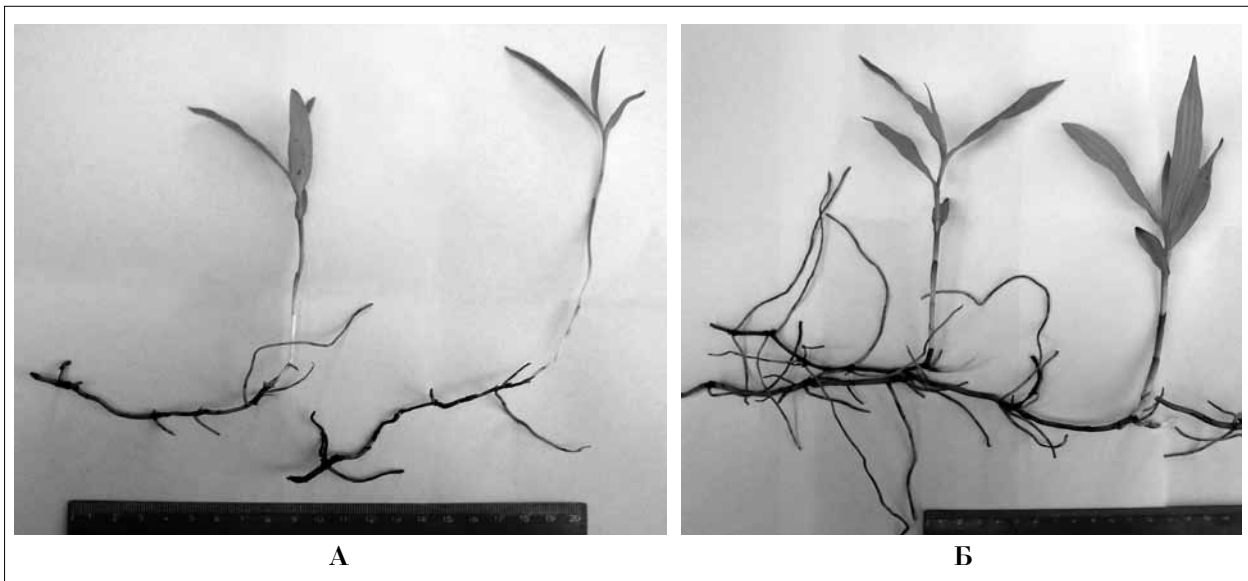


Рис. 1. Ювенильные (А) и имматурные (Б) парциальные образования дремлика.



Рис. 2. Раннее (А) и поздние виргинильные (Б) парциальные образования дремлика.

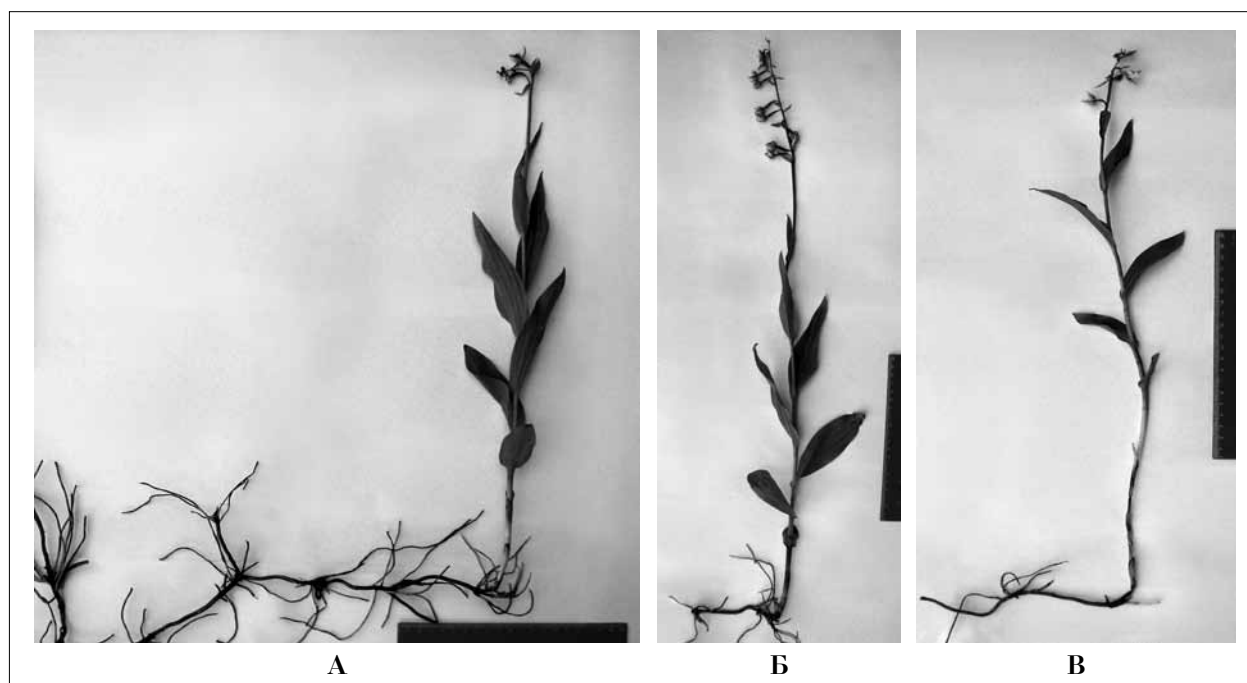


Рис. 3. Ранне- (А), средне- (Б) и позднегенеративные (В) парциальные образования дремлика.

Постгенеративный период. ПО в этом периоде имеют небольшой переходный лист срединной формации I типа, 4–5 листьев срединной формации II типа широко-ланцетной формы, тёмно-зелёной окраски и жёстких на ощупь. Междоузлия на верхушке побега становятся очень короткими, образуя плотную ложную мутовку. Соцветие отсутствует (рис. 4).

Мониторинг ценопопуляции. Изученная в 2010–2011 гг. ценопопуляция *E. palustris* – единственная крупная ценопопуляция этого растения в Кировской области – расположена в подзоне южной тайги (пойма реки Чепцы). Произрастает в пределах болотистого комплекса – пушицево-вахтово-сфагнового с пятнами *Epipactis palustris* и *Bistorta major* S. F. Gray, среди заболоченного редколесья.



Рис. 4. Субсенильное парциальное образование дремлика.

В верхнем ярусе доминирует *Pinus silvestris* L., возрастом около 60 лет, а также – *Picea abies* (L.) Karst., *Betula pendula* Roth., *Salix caprea* L. Сомкнутость крон древесного яруса – 0,2. В подросте – *B. pendula*, *P. abies*, *Duschekia fruticosa* (Rupr.) Pouzar. Кустарниковый ярус представлен *Salix caprea*. Сомкнутость крон данного яруса – 0,2. Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса составляет 65–70%. Обилие видов по шкале Браун-Бланке [26] представлено в таблице. Проективное покрытие мхов – 85%. Внеярусная растительность представлена лишайниками: *Evernia prunastri* (L.) Ach., *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Physcia* Fr., *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

В 2010 г. ценопопуляция была образована более чем 673 ПО (5 баллов оценки численности), учёт вел только на учётных площадках (10 м²). Общую численность данной ценопопуляции определить практически невозможно, так как она составила бы в пересчёте на общую площадь более 1000–2000 ПО. Средняя плотность составила 66,8 ПО на 1 м². Пространственная структура – равномерная. Возрастной спектр нормальный, двувёршинный, левосторонний. Доля ювенильных ПО (j) составила 15,3%, имматурных (im) – 28,4%, ранних виргинильных (v₁) – 26,2%, поздних виргинильных (v₂) – 9,5%, раннегенеративных (g₁) – 6,8%, среднегенеративных (g₂) – 10,4%,

позднегенеративных (g₃) – 3,3%, субсенильных (ss) – 0,1%.

В 2011 г. ценопопуляция содержала более чем 851 ПО (5 баллов оценки численности), учёт по-прежнему велся только на учётных площадках (11 м²). Средняя плотность составила 77,4 ПО на 1 м². Пространственная структура – равномерная. Возрастной спектр нормальный, двувёршинный, левосторонний. Доля ювенильных ПО (j) составила 25,4%, имматурных (im) – 26,4%, ранних виргинильных (v₁) – 19,4%, поздних виргинильных (v₂) – 5,8%, раннегенеративных (g₁) – 7,6%, среднегенеративных (g₂) – 12,7%, позднегенеративных (g₃) – 2,5%, субсенильных (ss) – 0,2%.

В 2012 г. проведена только визуальная оценка ценопопуляции. Результаты показали, что никаких существенных изменений не произошло ни в пространственной и возрастной структурах, ни в общей численности ценопопуляции.

Таким образом, в период наблюдения пространственная структура не изменялась. В возрастном спектре изменения незначительные (рис. 5). На численность ПО не повлияли даже неблагоприятные погодные условия: 2010 г. был аномально жарким и засушливым. Однако на следующий год численность не только не уменьшилась, а даже возросла. Уменьшились только размерные величины ПО, количество цветков в соцветии и семенная продуктивность, поскольку многие цветковые почки не реализовались. Тем не менее это не повлияло на общую численность ценопопуляции в 2012 г., что объясняется активным вегетативным возобновлением данного вида и адаптацией растения к особому биотопу с переменным увлажнением.

Заключение

Уникальность исследуемой ценопопуляции подтверждает необходимость охраны вида. Несмотря на обилие надземных побегов, создающих высокую плотность (до 100 и более ПО на 1 м²), ценопопуляция представлена, по-видимому, небольшим числом особей, в расчёте на целостный организм. Стабильность её поддерживается активным вегетативным возобновлением и захватом территории, длительным сохранением подземных органов. Существование данной ценопопуляции обусловлено, по-видимому, особыми условиями экотопа, представляющего собой подобие рефугиума. Многочисленность рассмотренной ценопопуляции – результат достаточных усло-

Обилие видов травяно-кустарничкового и мохового ярусов на площадках учёта

Виды	Обилие видов по годам исследования	
	2010 г.	2011 г.
Травяно-кустарничковый ярус		
<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	2	2
<i>Bistorta major</i> S. F. Gray	2	2
<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	3	3
<i>Comarum palustre</i> L.	r	r
<i>Oxycoccus palustris</i> Pers.	2	2
<i>Carex vesicaria</i> L.	2	2
<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	1	1
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soo	1	1
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	+	+
<i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	r	r
<i>Galium aparine</i> L.	r	r
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	r	r
<i>Thelypteris palustris</i> Schott	+	+
<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	r	r
<i>Pyrola rotundifolia</i> L.	+	+
<i>Geum aleppicum</i> Jacq.	+	+
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	r	r
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	+	+
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	r	r
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	r	r
<i>Typha latifolia</i> L.	r	r
<i>Rumex confertus</i> Willd.	r	r
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	+	+
Моховой ярус		
<i>Sphagnum palustre</i> L.	4	4
<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	+	+
<i>Mnium punctatum</i> Hedw.	+	+

Примечание: r – вид чрезвычайно редок, покрытие незначительное; + – вид редок, имеет малое проективное покрытие; 1 – особей много, но покрытие не велико, или особи разряжены, но покрытие большое; 2 – число особей велико, проективное покрытие 5–25%; 3 – число особей любое, проективное покрытие 25–50%; 4 – число особей любое, проективное покрытие 50–75%.

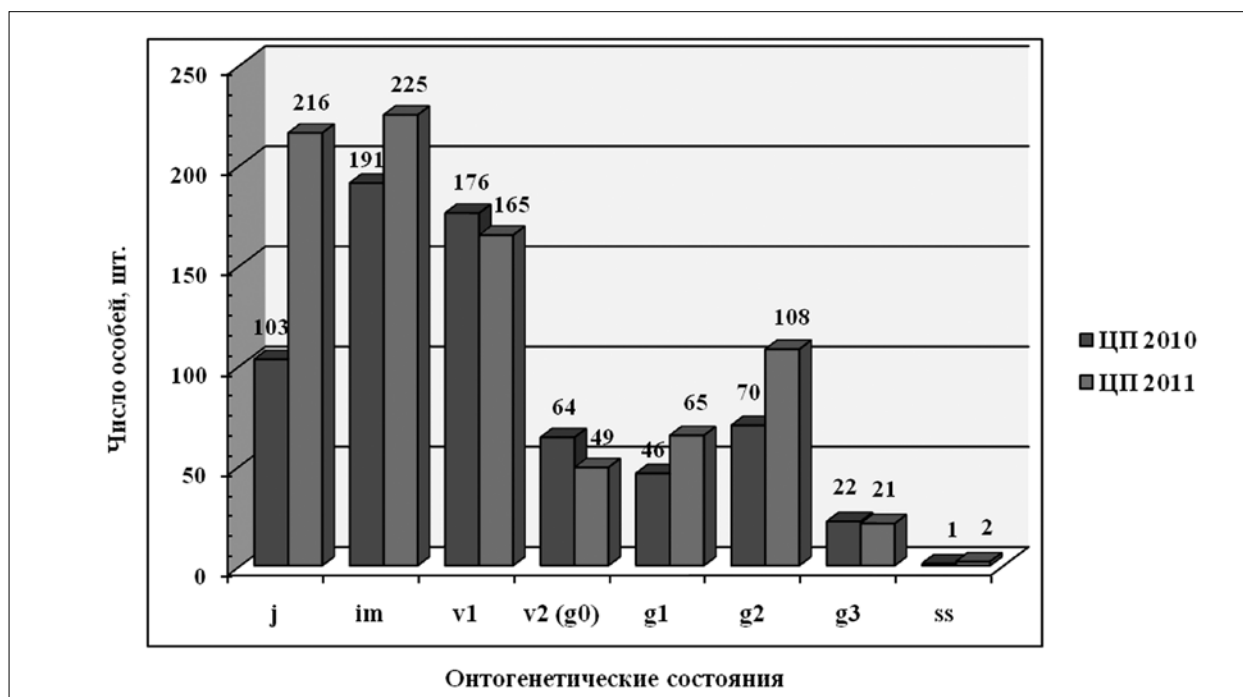


Рис. 5. Возрастной спектр ценопопуляции *E. palustris* в годы исследования.

вий для развития большого числа наземных побегов. При снижении влажности – основного лимитирующего фактора – закономерно снизится и численность ценопопуляции, и успешность существования особей. Поэтому единственным способом сохранения вида и поддержания его стабильности является полная сохранность всей природной экосистемы.

Исследование проведено при поддержке гранта РФФИ (проект 13-04-01057).

Литература

1. Татаренко И.В. Орхидные России: жизненные формы, биология, вопросы охраны. М. 1996. 207 с.
2. Баталов А.Е. Биоморфология, экология популяций и вопросы охраны орхидей Архангельской области: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М. 1998. 16 с.
3. Тетерюк Л.В., Мартыненко В.А., Полетаева И.И., Тетерюк Б.Ю. Биология и экология редких растений республики Коми. Екатеринбург. 2003. 180 с.
4. Валуйских О.Е. Популяционная биология *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. (*Orchidaceae*) на северной границе ареала: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 2009. 18 с.
5. Плотникова И.А. Эколого-биологические особенности и состояние ценопопуляций редких видов орхидных (*Orchidaceae*) в Печоро-Илычском заповеднике: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Сыктывкар. 2006. 18 с.
6. Красная книга Кировской области: животные, растения, грибы / Отв. ред. Л.Н. Добринский, Н.С. Корытин. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2001. 288 с.
7. Красная книга Среднего Урала (Свердловская и Пермская области): редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных и растений. Екатеринбург, 1996. 279 с.
8. Красная книга Украинской ССР. Киев. 1980. 281 с.
9. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2010 году: Региональный доклад / Под общ. ред. А.В. Албеговой. Киров: ООО «Трида плюс», 2011. 188 с.
10. Денисова Л.В., Никитина С.В., Загульнова Л.Б. Программа и методика наблюдений за ценопопуляциями видов растений «Красной книги СССР». М. 1986. 35 с.
11. Шенников А.П. Введение в геоботанику. Л. 1964. 285 с.
12. Нешатаев Ю.Н. Методы анализа геоботанических материалов: учебное пособие. Л. 1987. 192 с.
13. Серебряков И.Г. Жизненные формы высших растений и их изучение // Полевая геоботаника. Л.: Наука, 1964. Т. 3. С. 146–208.
14. Савиных Н.П. Методы биоморфологических исследований // Инновационные методы и подходы в изучении естественной и антропогенной динамики окружающей среды: Материалы всероссийской научной школы для молодежи (в 3 частях). Ч. 2. Семинары. Киров: ООО «Лобань», 2009. С. 16–21.
15. Серебряков И.Г. Морфология вегетативных органов высших растений. М. 1952. 391 с.
16. Raunkier C. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, 1934. 632 p.
17. Работнов Т.А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Тр. Бот ин-та АН СССР. Сер. III. Геоботаника. Вып. 6. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1950. С. 5–204.
18. Уранов А.А. Онтогенез и возрастной состав ценопопуляций (вместо предисловия) // Онтогенез и возрастной состав популяций цветковых растений. М.: Наука, 1967. С. 3–8.
19. Уранов А.А. Возрастной спектр фитоценопопуляций как функция времени и энергетических волновых процессов // Науч. докл. высш. школы. Биол. науки. 1975. № 2. С. 7–34.
20. Ценопопуляции растений (основные понятия и структура) / Отв. ред. А.А. Уранов, Т.И. Серебрякова. М.: Наука, 1976. 217 с.
21. Ценопопуляции растений (очерки популяционной биологии) / Отв. ред. Л.Б. Загульнова, Л.А. Жукова, А.С. Комаров и др. М.: Наука, 1988. 184 с.
22. Тимченко И.А. Структура ценопопуляций видов трибы *Neottieae* Lindl. (*Orchidaceae* Juss.) флоры Украины и тенденции их изменений в условиях синантропизации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1996. 21 с.
23. Работнов Т.А. Определение возраста и длительности жизни у многолетних травянистых растений // Успехи современной биологии. 1947. Т. 24. Вып. 4. С. 133–149.
24. Ziegenspeck H. *Orchidaceae* // Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas. Stuttgart. Bd. 1. 1936. P. 128–140.
25. Блинова И.В. К вопросу о классификации начальных стадий онтогенеза у орхидных // Вестник ТвГУ. Серия: Биология и экология. 2007. Вып. 6. С. 123–128.
26. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. Wien. New York, 1964. 865 p.

Экологическая оценка Сумароковского заказника Костромской области

© 2014. А. В. Баранов¹, д.б.н., профессор, А. В. Потапова¹, м.н.с.,
А. Н. Минаев², к.б.н., О. Н. Ситникова¹, м.н.с., Н. В. Соколов¹, с.н.с.,
¹ Костромской научно-исследовательский институт сельского хозяйства,
² Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН,
e-mail: info@kosmin.ru; moosefarmer@mail.ru

При помощи GPS-контроля определены наиболее посещаемые одомашниваемыми лосями угодья Сумароковского заказника. В этих угодьях на разном удалении от лосефермы были взяты пробы основных весенне-летних кормовых растений для лосей, почвы, воды в местах водопоя. В течение лактационного периода брали пробы молока лосих. Были проведены анализы собранных образцов на содержание тяжёлых металлов и пестицидов. Анализы показали, что уровень загрязнения почвы Сумароковского заказника и мест водопоя лосей минимален, содержание свинца, ртути, мышьяка и пестицидов в основных кормовых растениях лосей ниже ПДК. Содержание кадмия превышает ПДК в иве, осине и берёзе. Содержание загрязняющих веществ в молоке лосих минимально.

With the help of the GPS-control the areas most frequently visited by domesticated elks in the Sumarokovo wildlife sanctuary were defined. In this area at different distances from the elk farm, samples of main spring and summer forage plants, soil, and water in the watering places were taken. During the lactation period milk samples were also taken. Analyses of samples for the content of heavy metals and pesticides were made. The analyses showed that the level of soil pollution in the Sumarokovo wildlife sanctuary and at watering places of elks is minimal, level of lead, mercury, arsenic and pesticides in major elk forage plants is below the MRL. Cadmium content exceeds MRL in willows, aspens and birches. The content of pollutants in milk is minimal.

Ключевые слова: лоси, Сумароковский заказник, тяжёлые металлы, пестициды, кормовые растения, лосиное молоко.

Keywords: elks, the Sumarokovo wildlife sanctuary, heavy metals, pesticides, elk forage plants, elk milk.

Государственный природный заказник «Сумароковский» был создан в 1999 г. на основе Лосино-го комплекса Сумароковской лосефермы, существующей с 1963 г. Заказник расположен в Костромском и Красносельском районах Костромской области. Площадь заказника составляет 36 176 га. Из них 25 968 га (71,8%) – земли, включённые в состав ГПЗ «Сумароковский» без изъятия из хозяйственной эксплуатации, в том числе 66,6% (47,8% от общей площади заказника) – сельхозугодья.

Направление ветров таково, что на территорию заказника могут попадать выбросы ТЭЦ-2 г. Костромы, Костромской ГРЭС, она подвергается влиянию городской мусорной свалки площадью 40 га, находящейся в 8 км от лосефермы, рядом с деревней Семеново, выхлопных выбросов со стороны автотрасс областного и федерального значения (рис. 1). На территории заказника размещались шахтные пусковые установки ракет (ШПУ), которые в соответствии с договором СНВ были

подорваны, и в настоящее время стволы шахт залиты водой [1].

В почвах сельскохозяйственных предприятий, входящих в состав заказника, отмечается повышенное содержание свинца, кадмия и никеля, имеются сведения о связанных с этим заболеваниях крупного рогатого скота [2]. Согласно данным [3], в почве заказника отсутствуют остаточные следы пестицидов, загрязнения нефтепродуктами и тяжёлыми металлами. Концентрация выше среднефоновой по региону отмечена только для мышьяка.

Основным объектом изучения на территории заказника является лось европейский. На лосеферме сотрудниками отдела лосеводства Костромского НИИСХ изучались вопросы одомашнивания лося, кормления, содержания, доения, поведения, воспитания и ряд других. Разработаны и внедрены технология ведения лосеводства и технология создания лосеводческих хозяйств. В настоящее время разрабатывается система оценки племенных и продуктивных качеств

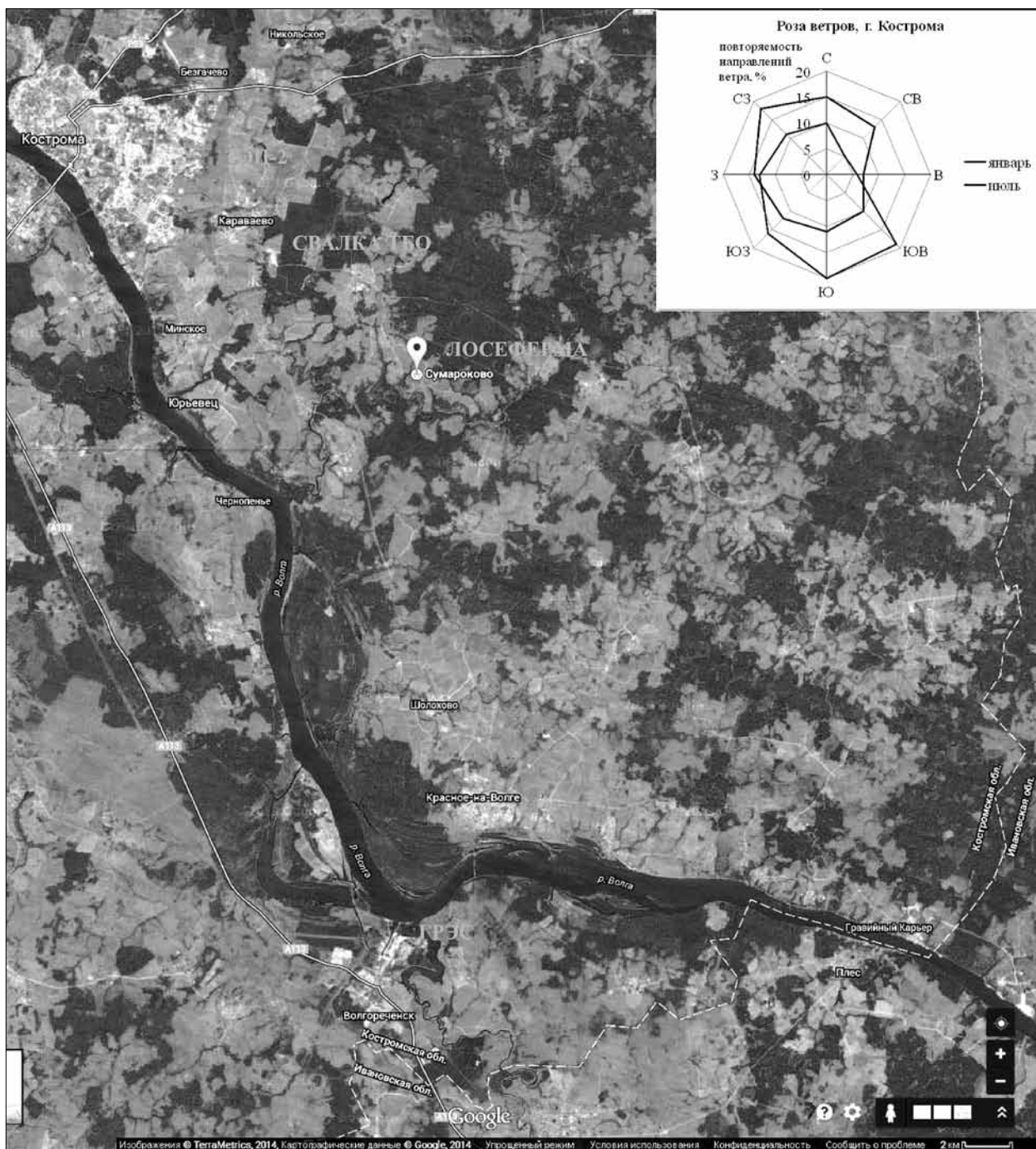


Рис. 1. Прилегающая к лосеферме территория и роза ветров.

одомашниваемых лосей, которая включает в себя оценку роста и развития, экстерьера и конституционных типов, оценку молочной продуктивности, поведения и генетических особенностей лосей [4].

Поскольку корма являются основным фактором, влияющим на состав молока, вопрос о содержании загрязняющих веществ в кормовых растениях лосей является весьма актуальным.

Нами были проведены исследования по оценке загрязнённости основных кормовых растений одомашниваемых лосей, мест водо-

поя и почвы тяжёлыми металлами и пестицидами, как факторов, влияющих на получение экологически чистого лосиного молока. Впервые прослежена динамика содержания тяжёлых металлов и пестицидов в молоке лосих в течение лактации.

Материал и методика исследований

Объектами исследований были почвы, вода с мест водопоя, кормовые растения лосей Сумароковской лосефермы, составляющие

основу весенне-летнего рациона, молоко лосих.

Была составлена карта перемещений лосей по территории Сумароковского заказника в течение вегетационного сезона за всё время ведения GPS-пеленгации. За период с 2005 по 2013 г. было получено свыше 900 000 локаций. Исходя из сведений о перемещениях одомашниваемых лосей, основное внимание при отборе проб уделялось лосеферме и прилегающим к ней наиболее посещаемым участкам (рис. 2).

При отборе образцов учитывали особенности пищевого поведения лосей: у травянистых растений отбирали, в зависимости от размера растения, верхнюю треть или две трети побега, с деревьев и кустарников срезали ветки диаметром до 5 мм. Содержание тяжёлых металлов (ТМ) в растительности определяли в соответствии с методическими указаниями ЦИНАО в лаборатории ФГБУ ГСАС «Костромская».

Пробы растений отбирали в летний период 2011–2012 гг. на территории самой лосефермы и на территории Сумароковского заказника на расстоянии 4–10 км от лосефермы и 1–3 км от населённых пунктов. Образцы растений собирали в сухую погоду, растения одного вида с разных пробных площадей соответствовали одной фазе. На территории самой лосефермы не произрастают ивы, поэтому ветви ивы с листьями, как излюбленный корм лосей, рубят на территории заказника и привозят для подкормки лосей на лосеферму. Нами были взяты образцы этих веток и проведены те же анализы, что и для других кормовых растений лосей.

Был также проведён анализ зерна овса, которым в запаренном виде подкармливают лосих во время дойки.

Образцы почвы отбирали на лугу у д. Сумароково, рядом с местом водопоя лосей и одновременно с растительными образцами в тех же точках методом прикопок, в соответствии с принятыми методиками, на глубину 10 см.

Физико-химический анализ почвы выполнен в агрохимической лаборатории ФГБНУ КНИИСХ по стандартным методикам.

Содержание в почве ТМ и пестицидов (гексахлорциклогексана и ДДТ) изучалось атомно-абсорбционным методом в ФГБУ ГСАС «Костромская».

В сентябре 2011 г. были отобраны пробы воды из ключа у д. Сумароково, используемой на лосеферме, и воды из р. Покши, рядом с лосефермой, в месте водопоя лосей. Содержание ТМ в воде определяли по ФР1.31.2007.04106,

ГОСТ Р 51212-98 и ПНД Ф 14.1:2.49-96, пестицидов – по ГОСТ Р 51209-98 в лаборатории ФГБУ ГСАС «Костромская».

Данные о состоянии окружающей среды на территории свалки бытовых отходов, находящейся в границах заказника и прилегающих участках, в том числе р. Сендега, влияния ТЭЦ-2 и Костромской ГРЭС предоставлены Департаментом окружающей среды и природы Костромской области.

Пробы сборного молока отбирались с июня по сентябрь 2011 г. Лактация у лосих началась в мае, но из-за малого объёма удоев взять пробы не представлялось возможным. Отбор проб проводили в соответствии с ГОСТ 3622-68. Анализ физико-химических параметров молока выполнен в ОГБУ «Костромская областная ветеринарная лаборатория». Содержание ТМ в молоке определяли по ГОСТ 30178-96, ГОСТ Р 51766-01, МУ 5178-90, пестицидов – по методике Клисенко в лаборатории ФГБУ ГСАС «Костромская».

Обработка полученных данных проведена с использованием программы Microsoft Excel 2010 и STATISTICA 6.0.

Результаты и обсуждение

GPS-мониторинг лосей Сумароковской лосефермы показал, что большую часть времени дойные лосихи проводят в радиусе 5 км от лосефермы. Периферийная часть заказника посещается значительно реже. Участки дойных лосих имеют общую точку – доильное помещение (рис. 2). Исходя из сведений о перемещениях одомашниваемых лосей, основное внимание при отборе проб уделялось лосеферме и прилегающим к ней участкам.

Исследуемая территория находится в европейско-западно-сибирской таёжно-лесной области подзолистых почв, подзоне дерново-подзолистых почв южной тайги, Среднерусской провинции дерново-подзолистых среднегумусированных почв.

Содержание ТМ тесно связано с показателями плодородия почв и зависит от окислительно-восстановительных и кислотно-основных свойств последних, водно-теплового режима и геохимического фона территорий [5]. Изученные образцы относятся к слабо- и среднекислым почвам, по гранулометрическому составу – к тяжёлым суглинистым. Уровень содержания гумуса в исследованных образцах 2,83–7,13%. Столь высокий уровень накопления органики объясняется микроус-

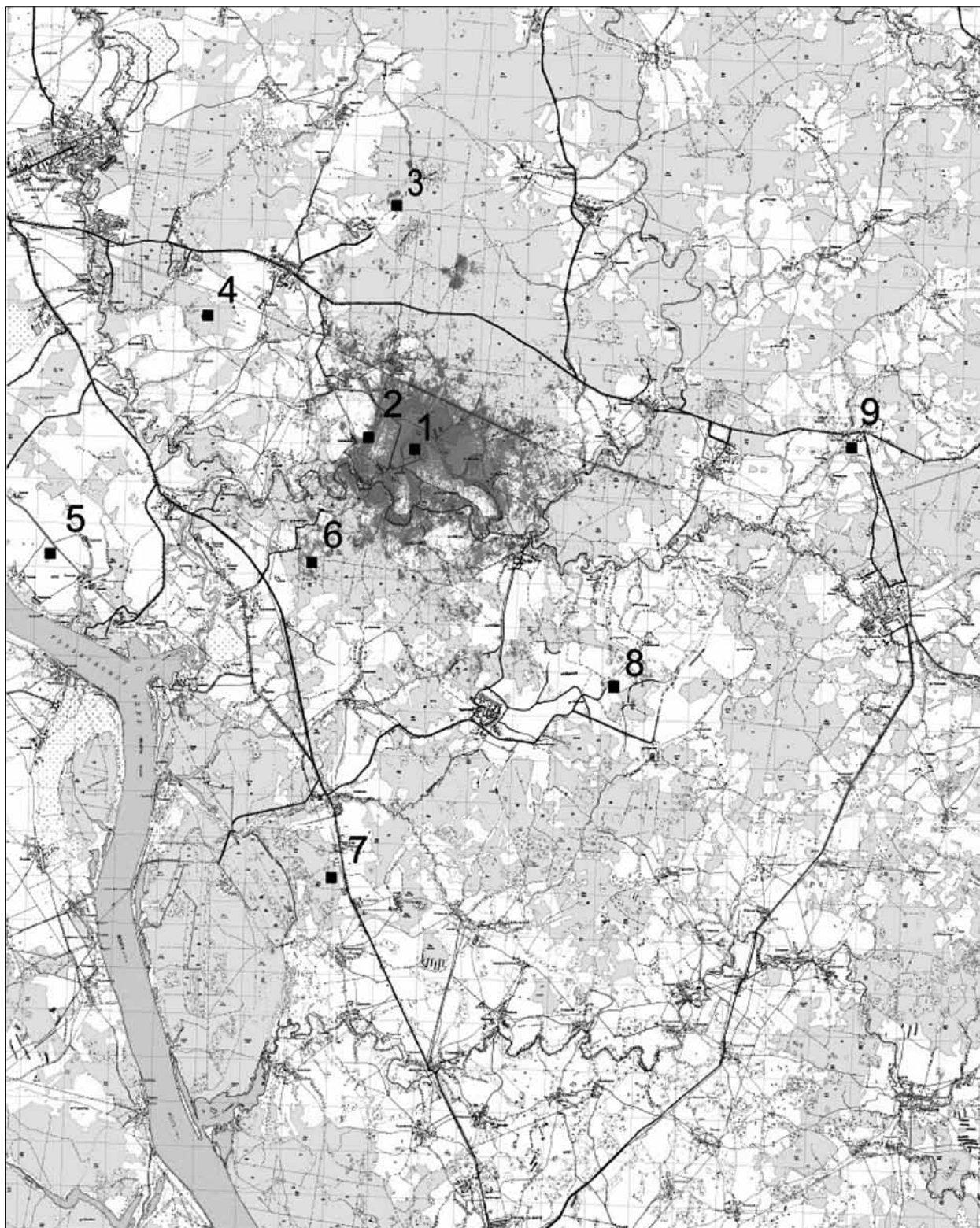


Рис. 2. Перемещение одомашниваемых лесей по результатам GPS-мониторинга и точки отбора проб: 1 – лосеферма; 2 – Александрово; 3 – Погост; 4 – Головленково; 5 – Пушкино; 6 – Боровиково; 7 – Лопаткино; 8 – Харитоново; 9 – Карабаново.

ловиями участков отбора почвенных образцов: залесённые участки и лес, представленные в основном лиственными породами с большим количеством лиственного опада, валежника и хорошо развитой лесной подстилкой.

Ёмкость поглощения (T) и сумма поглощённых оснований (S) характеризуют реакцию и буферные свойства почвы, и поэтому их определение имеет первостепенную важность при оценке устойчивости (буферности) почв

Таблица 1

Физико-химические показатели почвы Сумароковского заказника

Место отбора пробы	pH _{солевой}	Гидролитическая кислотность (Нд) мэкв/100 г	Сумма поглощённых оснований (S) мэкв/100 г	Ёмкость поглощения, мэкв/100 г	Гумус, %
Пойменный луг рядом с д. Сумароково	4,77	6,53	8,36	14,89	2,83
д. Головленково	4,7	12,165	10,575	22,74	4,88
Лосеферма (снаружи)	3,895	19,05	3,925	22,975	7,13
Лосеферма (внутри)	3,47	13,45	3,69	17,14	5,61
д. Пушкино	5,39	2,46	10,96	13,42	4,47
д. Погост	6,785	0,63	28,1	28,73	3,30
д. Боровиково	5,925	2,545	18,25	20,80	7,08
д. Харитоново	5,69	2,74	17,695	20,44	5,74
д. Лопаткино	3,78	7,935	1,11	9,05	2,43
д. Александрово	4,615	4,925	11,615	16,54	4,28
д. Карабаново	4,8	5,25	12,35	17,60	4,99
среднее	4,89±0,59	7,06±3,35	11,51±4,57	18,57±3,16	4,79±0,92
медиана	4,77	5,25	10,96	17,60	4,88

Таблица 2

Содержание загрязняющих веществ в почве Сумароковского заказника на глубине 0–10 см

Точка отбора пробы	Свинец (Pb), мг/кг	Кадмий (Cd), мг/кг	Ртуть (Hg), мг/кг	Мышьяк (As), мг/кг	Цинк (Zn), мг/кг	Медь (Cu), мг/кг	Никель (Ni), мг/кг	Кобальт (Co), мг/кг	Суммарный показатель концентрации аномальных химических элементов
ПДК	65	1	2,1	5	110	66	40	50	
Фон	15	0,12	0,1	2,2	45	15	30	10	
Пойменный луг	6,45	0,175	0,029	1,5	27,8	5,45	9,4	12,6	-1,58
Головленково	6,3	0,205	< 0,025	0,6	22,9	4,24	9,185	11,45	-2,35
Лосеферма (снаружи)	7,35	0,23	0,032	0,8	22,65	2,68	8,35	7,65	-2,18
Лосеферма (внутри)	6,85	0,115	0,034	2,40	–	–	–	–	-0,15
д. Пушкино	5,40	0,160	0,027	0,10	–	–	–	–	-0,99
д. Погост	4,54	0,140	0,033	5,30	–	–	–	–	1,21
д. Боровиково	8,44	0,360	0,026	2,25	–	–	–	–	1,85
д. Харитоново	6,35	0,250	0,027	4,25	–	–	–	–	1,71
д. Лопаткино	4,71	0,050	0,028	0,08	–	–	–	–	-1,95
д. Александрово	6,70	0,150	0,4	0,07	–	–	–	–	2,73
д. Карабаново	8,00	0,165	0,043	3,45	–	–	–	–	0,91
Среднее	6,46±0,73	0,18±0,05	0,07±0,07	1,89±1,07	24,45±3,29	4,12±1,57	8,98±0,63	10,56±2,93	-0,08±1,03
Медиана	6,45	0,17	0,03	1,5	22,9	4,24	9,19	11,45	0,91

Примечание: – нет данных.

к загрязнению ТМ [5]. Ёмкость поглощения дерново-подзолистых почв низкая и составляет в среднем 5–15 мг-экв на 100 г. В исследованных образцах она составляет 14,89 – 28,73 мг-экв на 100 г (табл. 1), что обусловлено высоким содержанием органического вещества.

Результаты исследований образцов почв на токсичные элементы представлены в таблице 2.

По всем изученным показателям почвенные пробы имеют значения концентраций загрязняющих веществ ниже предельно

допустимых. Содержание в почве загрязняющих веществ выше среднефоновое для европейской части России отмечено только по кадмию, что не представляет угрозы для здоровья населения и окружающей среды, так как находится ниже предельно допустимого. Во всех исследованных пробах почвы не было отмечено остаточных следов пестицидов.

Корреляционный анализ выявил значимую связь между содержанием в почве гумуса, свинца и кадмия: свинец – гумус $r=0,90$, кадмий – гумус $r=0,98$; свинец – кадмий $r=0,66$ при $p < 0,05$.

Величина суммарного показателя концентрации аномальных химических элементов составила менее 16 мг/кг, что свидетельствует о том, что загрязнение почв Сумароковского заказника в местах отбора проб минимально, и это благоприятно отражается на химическом составе потребляемых лосями растений.

Источниками воды для лосей Сумароковского заказника служат естественные источники – р. Покша, р. Сендега, мелкие реки, ключи, пруды, наполняемые дождевыми и талыми водами.

Результаты анализа водных источников показывают соответствие содержания в них ТМ и пестицидов принятым нормативам. В воде из ключа у д. Сумароково пестицидов и ТМ не выявлено, а в воде из реки Покши обнаружен свинец – 0,006 мг/дм³ (ПДК для Pb=0,01 мг/дм³).

Пробы воды из р. Сендега, протекающей рядом со свалкой ТБО и далее по территории заказника, соответствуют нормативам. Установлено локальное влияние свалки на состояние подземных вод в этом районе свалки, а именно превышение ПДК по запаху, содержанию аммиака, железа, марганца, бактериологическим показателям. Объективных данных о распространении очага загрязнения подземных вод за 40 лет эксплуатации свалки нет [6].

Сумароковский заказник расположен в подзоне еловой тайги, в лесах вторичного образования, со сменой первичных ельников смешанными и мелколиственными насаждениями. Из 36176 га территории заказника 7,5 тыс. га покрыты лесами. Насаждения заказника смешанные, преимущественно средневозрастные, с преобладанием берёзы, осины (85 %) и ели (10 %). Участие осины в составе насаждений повсеместно и составляет до пяти единиц. Подрост представлен преимущественно елью, и в основном редкий – до одной тыс. штук на один га. Подлесок представлен рябиной, крушиной

ломкой, черёмухой, жимолостью, малиной, бересклетом бородавчатым. Весь подлесок входит в состав рациона питания лосей. Основными кормовыми растениями для одомашниваемых лосей в нашем регионе в весенне-летний период являются кипрей, таволга, малина, берёза, ива, осина, рябина [7, 8].

В соответствии с СанПиН 2.1.7.573-96, временный максимально допустимый уровень (МДУ) химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных составляет в мг/кг корма: по свинцу – 5; по кадмию – 0,3; по ртути – 0,05; по мышьяку – 0,5; предельно допустимые остаточные количества (ДОК) пестицидов в кормах мг/кг: гексахлорциклогексан (ГХЦГ) – 0,05; ДДТ – 0,05.

В исследованных нами растительных кормах не обнаружено содержание мышьяка и ртути, за исключением следовых количеств в единичных пробах, пестицидов (ГХЦГ и ДДТ) за весь период наблюдений не выявлено.

Содержание свинца во всех образцах было ниже МДУ. Максимальный уровень токсиканта отмечен для ивы – 1,2 мг/кг и иван-чая – 1,06 мг/кг, который, однако, был ниже МДУ в 4,2 и 4,7 раза соответственно (табл. 3, рис. 3).

Содержание кадмия было выше МДУ в иве, осине, берёзе, достигая 8,3; 5,37; 6,77 МДУ в отдельных пробах. Можно отметить значительную изменчивость содержания кадмия для одного и того же вида растений в разных точках по сравнению с содержанием свинца (табл. 4, рис. 4).

По нашим данным, различные виды ив, произрастающие на обследованной территории, оказались наиболее активными накопителями ТМ, что согласуется с ранее проведёнными исследованиями [9, 10].

Корреляционный анализ не выявил значимой зависимости содержания ТМ в растениях от содержания валовых форм ТМ в почве. Однако ранговая корреляция Спирмена выявила значимую зависимость содержания мышьяка в малине, иве, берёзе от содержания кадмия в почве, соответственно 0,80; 0,73; 0,71 при $p < 0,05$. Содержание свинца в различных растениях изменялось одновременно: берёза–малина $r=0,77$; ива–рябина $r=0,83$; ива–осина $r=0,82$.

Кадмий – элемент, поступающий в воздух при сжигании топлива на ТЭЦ и с газовыми выбросами предприятий, производящих или использующих кадмий, входит в состав минеральных удобрений, используется в химической и металлургической промышленности. Причины повышенного содержания кадмия в

Содержание свинца, мг/кг в основных кормовых растениях лесей

Место отбора проб	Растения							
	иван-чай	малина обыкновенная	таволга вязолистная	ивы	рябина обыкновенная	осина обыкновенная	берёза бородавчатая	овёс
д. Пушкино	0,45	0,55	0,51	0,70		0,43	0,73	–
д. Карabanовo	0,39	0,20	0,18	–	–	–	–	–
д. Погост	0,22	0,48	–	0,11	–	–	0,83	–
д. Боровиково	0,75	0,49	–	0,28	–	–	0,50	–
д. Харитоновo	0,53	0,45	–	0,46	–	0,54	0,56	–
д. Лопаткино	–	–	0,16	0,48	0,68	0,60	0,51	–
д. Александровo	0,39	–	–	–	–	0,68	0,54	
Лосеферма (внутри)	–	0,42	–	0,31	0,48	–	0,64	0,26
Лосеферма (снаружи)	–	–	–	0,72	–	0,59	0,71	–
д. Головленково	1,06	0,45	0,57	1,2	0,8	0,64	0,5	–
Среднее	0,54± 0,21	0,43± 0,08	0,36± 0,21	0,53± 0,24	0,65± 0,18	0,58± 0,07	0,61± 0,08	
Медиана	0,45	0,45	0,35	0,47	0,68	0,60	0,56	

Примечание: – нет данных.

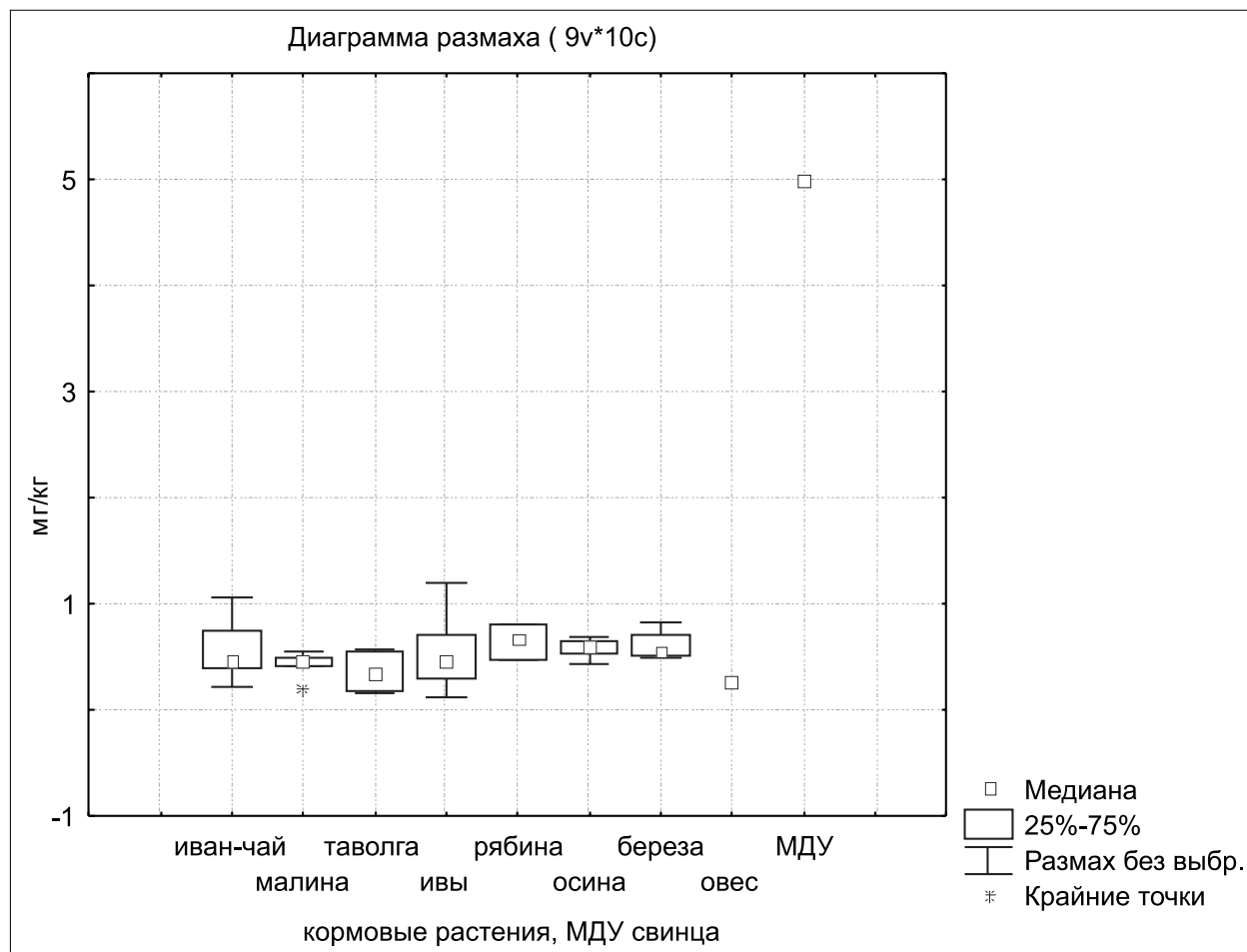


Рис. 3. Диаграмма размаха содержания свинца в основных кормовых растениях лесей в сопоставлении с МДУ свинца.

Таблица 4

Содержание кадмия в основных кормовых растениях лосей, мг/кг

Место отбора проб	Растения							
	иван-чай	малина обыкновенная	таволга вязолистная	ивы	рябина обыкновенная	осина обыкновенная	берёза бородавчатая	овёс
д. Пушкино	0,06	0,05	0,05	–	–	–	–	–
д. Карабаново	0,07	0,15	0,10	0,90	–	1,61	0,13	–
д. Погост	0,06	0,08	–	2,41	–	–	0,33	–
д. Боровиково	0,07	0,09	–	0,05	–	–	0,50	–
д. Харитоново	0,05	0,05	–	1,05	–	0,80	0,08	–
д. Лопаткино	–	–	0,08	0,87	0,24	0,42	0,34	–
д. Александрово	0,29	–	–	–	–	0,79	0,11	–
Лосеферма (внутри)	–	0,23	–	0,26	0,29	–	1,03	0,03
Лосеферма (снаружи)	–	–	–	2,49	–	0,67	2,03	–
д. Головленково	0,03	0,24	0,23	0,80	0,12	0,27	0,29	–
Среднее	0,09± 0,07	0,13± 0,06	0,11± 0,08	1,10± 0,62	0,22± 0,10	0,76± 0,37	0,54± 0,41	
Медиана	0,06	0,09	0,09	0,88	0,24	0,73	0,33	

Примечание: – нет данных.

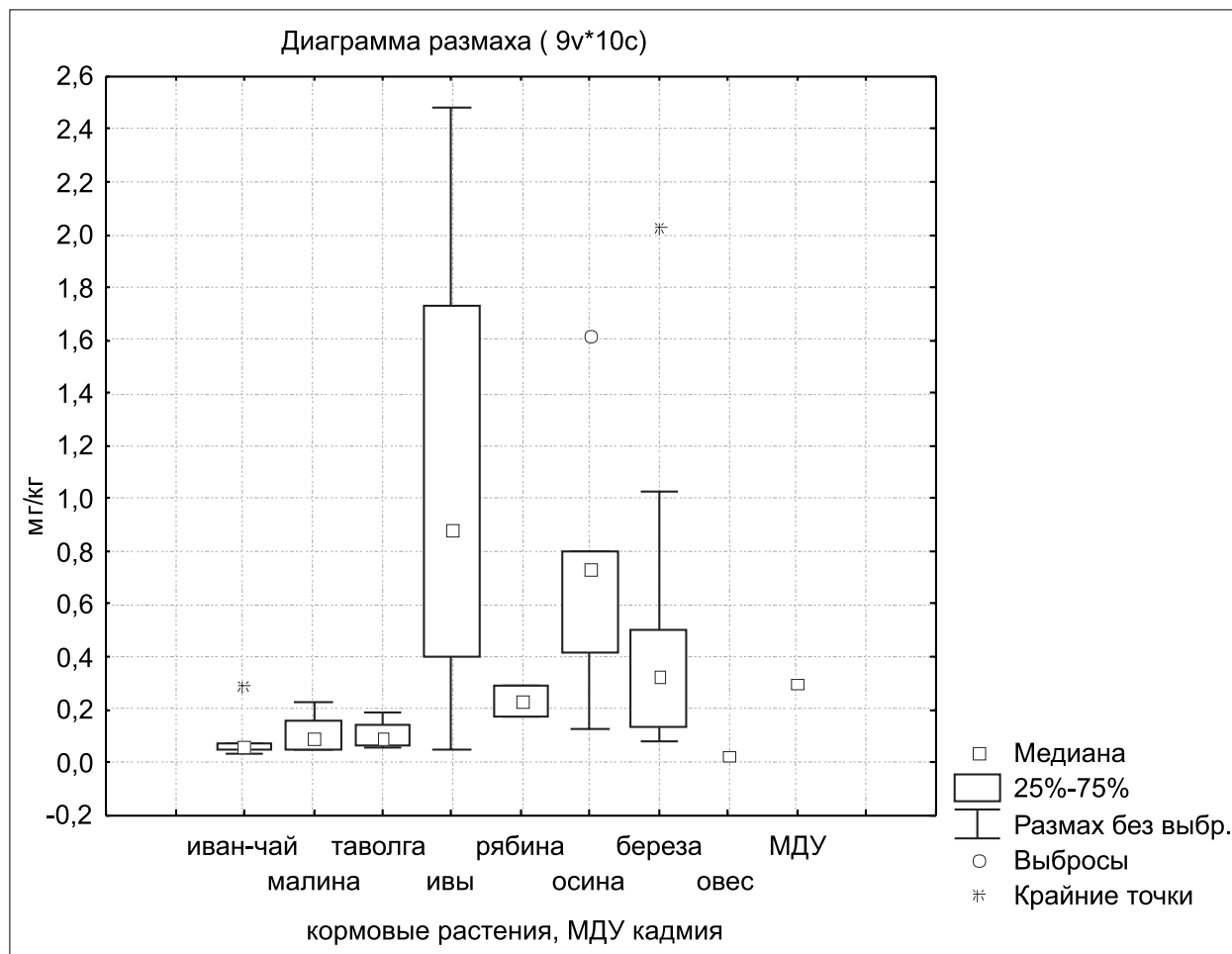


Рис. 4. Диаграмма размаха содержания кадмия в основных кормовых растениях лосей в сопоставлении с МДУ кадмия.

Таблица 5

Физико-химические показатели и содержание тяжёлых металлов в молоке лосих

Дата	Жир, %	Белок, %	СОМО, %	Кислотность, °Т	Плотность, кг/м ³	Свинец, мг/кг	Кадмий, мг/кг
15.06.	8,52	4,6	14	32,5	1043	0,0515	0,03
29.06.	9,58	4,9	14,9	32,5	1048	0	0,001
21.07	–	–	–	–	–	0,046	0,002
08.08.	11,26	3,7	14,04	32	1043,31	0,018	н/о
30.08.	11,09	3,6	13,5	27,5	1041	0,052	0,003
21.09.	11,64	4,5	12,8	25	1038	0,0516	0,0025
Среднее	10,42	4,3	13,85	29,9	1043	0,0365	0,0064
СТО	8-15	4,5	8,5	34,0-36,0	1043	0,1	0,03

растениях выявить не удалось, поскольку содержание кадмия в почве ниже ПДК, выбросы ТЭЦ-2, находящейся в 14 км, и Костромской ГРЭС, находящейся в 30 км от лосефермы, а также атмосферный воздух на прилегающей к свалке ТБО территории, по результатам регулярных отборов проб, по содержанию загрязняющих веществ не превышают ПДК [11].

Основным и особенным продуктом, получаемым от одомашниваемых лосих, является молоко, которое обладает ярко выраженными бактериостатическими и бактерицидными свойствами с высоким содержанием лизоцима. Химический состав лосиного молока существенно отличается от коровьего. Содержание жира может достигать 18%, а белка – 15%.

По сравнению с коровьим, в лосином молоке больше кальция, магния, фосфора, калия, марганца, железа, цинка и других элементов. В молоке лосих значительно меньше казеиновых белков и больше глобулиновых.

Учитывая эти показатели, лосиное молоко используется при лечении и профилактике некоторых заболеваний, таких, как язва желудка и луковицы двенадцатиперстной кишки, гастрит, лечении лимфогранулематоза, дисбактериоза у детей. Лосиное молоко рекомендуется при радиационном поражении, проведении лучевой и химиотерапии при злокачественных опухолях, при работе в особых условиях с тяжёлыми физическими нагрузками [12].

На лосеферме содержится в среднем от 11 до 16 дойных лосих. Период лактации лосих длится с апреля по сентябрь, в среднем 120 дней. Средний удой за лактацию составляет 200–300 л молока, среднесуточный удой – 1,7–2,2 л [12].

В результате проведённых исследований в течение лактации в пробах молока не выявлено превышения максимально допустимого уровня ТМ, определяемого Стандартом на лосиное молоко (СТО 50115317-001-2009) и со-

ответствующего Техническому регламенту на молоко и молочную продукцию. Содержание свинца и кадмия соответствует нормативам, а мышьяка, ртути, ГХЦГ и ДДТ не обнаружено (табл. 5).

Корреляционный анализ показал достоверную зависимость показателя плотности и СОМО ($r=0,9$, $p<0,05$) от содержания свинца. Достоверной зависимости содержания белка и жира от уровня тяжёлых металлов в молоке не выявлено.

Несмотря на повышенное содержание кадмия в основных кормовых растениях, его концентрация в молоке соответствует норме.

Заключение

Таким образом, проведённая экологическая оценка Сумароковского заказника показала, что загрязнение почвы по основным показателям минимально.

Содержание свинца, ртути, мышьяка и пестицидов в основных кормовых растениях лосей на территории заказника ниже ПДК, а содержание кадмия превышает ПДК в иве, осине и берёзе, которые отличаются высокими коэффициентами его накопления из почвы.

В молоке лосих не выявлено превышения содержания максимально допустимого уровня тяжёлых металлов, и поэтому его можно считать экологически безопасным и использовать как диетический, функциональный и лечебный продукт.

Литература

1. Добрецова Т. И. Проблемы ракетно-космической деятельности и проблемы экологической безопасности на территории Костромской области // Химическая безопасность и социально-экологические последствия технической деятельности: Материалы международного научно-общественного семинара (г. Балашиха, Московская область, Россия, 13-14 декабря 2004 г.). – М.:

2005. URL: <http://www.seu.ru/cci/lib/books/tehdeyat/sessia2/05.htm> (дата обращения 08.05.2013.).

2. Иванов В., Лебедева М., Каменчук В. Последствия антропогенного загрязнения для скота и их профилактика (продолжение) // Молочное и мясное скотоводство. 2004. № 2. С. 4–6.

3. Комплексное экологическое обследование территорий Костромского и Красносельского районов в границах государственного природного заказника «Сумароковский» и прилегающих территорий. Кострома: Центр экологии Верхневолжья, 2008. С. 4–95.

4. Баранов А. В., Джурович В. М., Соколов Н. В. Результаты и задачи научных исследований по одомашниванию лося // Научные основы производства сельскохозяйственной продукции: материалы науч.-практ. конф. Саранск, 2006. С. 388–391.

5. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. Новосибирск: Наука. Сиб отд-ние, 1991. 151с.

6. Бессонова М. П., Бырдин Д. В., Леонов С. Н. Терехова Н. А., Фомин М. И. Экспертная оценка воздействия свалки отходов города Костромы в районе д. Семёнково Костромского района на состояние подземных и поверхностных вод. Кострома: КРО ОО ВООП, 2008. 7 с.

7. Джурович В. М., Михайлов А. П., Кужбалова М. П. Химический состав, переваримость и использование летних кормов лосями // Труды ВСХИЗО. 1976. Вып. 119. С. 89.

8. Соколов Н. В., Соколов А. Н., Баранов А. В., Джурович В. М. Методические рекомендации по оценке кормовой базы и её корректировке в лосеводстве. Кострома. 2008. 23 с.

9. Прохорова Н. В., Матвеев Н. М., Павловский В. А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. Самара: Самарский университет, 1998. С. 47–48.

10. Ohlson M., Staaland H. Mineral diversity in wild plants: benefits and bane for moose // Oikos. 2001. 94. P. 442–454.

11. Проект нормативов предельно допустимых выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух для промплощадки Костромской ГРЭС. Кострома: Городской центр экспертиз-Экология, 2011. С. 63–64.

12. Баранов А. В., Соколов А. Н. Лосиное молоко и перспективы его применения // Аграрная наука Северо-Востока России. 2008. №1 (12). С. 109–112.

8 МЕЖДУНАРОДНЫЙ КОНГРЕСС ПО СИСТЕМАТИКЕ И ЭКОЛОГИИ МИКСОМИЦЕТОВ

В Чанчуне (Китайская народная республика) с 12 по 15 августа 2014 г. проходила работа 8 Международного конгресса по систематике и экологии миксомицетов.

Миксомицеты, или, как их ещё называют, слизевики, большую часть своей жизни существуют не как отдельные организмы, а в виде колонии клеток, объединившихся вместе и действующих сообща. Они «умеют» ползать, стремясь добраться до подходящей пищи или избежать воздействия раздражителя. Размер каждой отдельной клетки не более десятков микрометров, а колонии можно наблюдать уже невооруженным глазом. Когда вокруг миксомицета иссякают источники пищи, он «принимает решение» размножиться. При этом с ним происходят удивительные метаморфозы. Амебовидное тело вдруг превращается в плодовое тело, напоминающее по форме самый настоящий гриб со шляпкой и длинной ножкой. Благодаря внешнему сходству миксомицетов на этой стадии с грибами их долгое время причисляли именно к этому царству. Сложный способ взаимодействия клеток и умение образовывать сложно организованные структуры – плодовые тела – сформировались за очень долгую эволюционную историю слизевиков. Генетический анализ показал, что эти существа появились на планете как минимум 600 миллионов лет назад. Изучение миксомицетов в лабораторных условиях позволило установить у них массу удивительных свойств. Например, слизевики, стремясь добраться до пищи, способны «обучаться», находят выход из лабиринтов, умеют находить кратчайшее расстояние между двумя точками. Поэтому актуальность изучения миксомицетов связана не только с их важной ролью в современных филогенетических и таксономических построениях, но и с решением стоящих перед человечеством проблем – охраны биоразнообразия и обеспечения качества среды обитания человека.

Впервые ведущие специалисты в этой области собрались в Азии, ранее их встречи проходили лишь в странах Запада (США, Великобритания, Бельгия, Украина и др.). На этот раз организаторами конгресса выступили Академия прикладных наук Китая, Микологическое общество Китая, Цзилинский аграрный университет, Цзилинская ассоциация науки и технологий. Официальную под-

держку конгрессу оказали также Университет науки и технологии г. Чанчунь и компании Jiangsu Alphas Biological Technology Co. Ltd и Chengdu Rongzhen Mushrooms Co. Ltd. В работе конгресса участвовали учёные из Бельгии, Великобритании, Индии, Италии, Китая, Польши, России, США, Украины, Филиппин, Франции, Швейцарии, Японии. Наряду с представителями научно-исследовательских и учебных организаций на встречу приехали специалисты, чьи работы по миксомицетам не связаны непосредственно с их профессиональной деятельностью, являясь, скорее, научным хобби.

Церемония открытия конгресса происходила в конференц-зале библиотеки Цзилинского аграрного университета. Участников приветствовали руководители Микологического общества Китая, Центра прикладных исследований Министерства образования Китая и другие официальные лица. Председатель оргкомитета конгресса академик Ли Юй в своём вступительном слове напомнил собравшимся о важности сохранения биоразнообразия в условиях всё усиливающегося техногенного прессинга на окружающую среду и значении международного сотрудничества в этом глобальном вопросе. На пленарных заседаниях были заслушаны доклады:

1. Индира Калианасандарум (Индия). Исследование распространения и морфогенеза плодовых тел миксомицетов.

2. Кси Вонг (Китай). Обзор новых видов миксомицетов в Китае.

3. Паул Кирк (Великобритания). Биоинформатика и моя версия будущего систематики и номенклатуры в XXI веке.

4. Гарольд В. Келлер (США). Более полувека с миксомицетами.

5. Ли Юй (Китай). Миксомицетология: проблемы и перспективы.

В рамках тематических секций на конгрессе обсуждались проблемы экологии, биогеографии и видового разнообразия; таксономии и систематики; культивирования, ультраструктурной организации миксомицетов. Всего было заслушано 27 и обсуждено 20 стендовых докладов. Особое внимание слушателей привлекли сообщения, сделанные по результатам сравнительного изучения миксомицетов в тропических и умеренных областях

(Т. Кривомаз, Украина; М. Хаан, Бельгия), а также в городской среде. Так, в пределах мегаполиса Токио обнаружено 140 различных видов миксомицетов (Д. Матсумото, Япония). Сравнительному изучению комплексов миксомицетов в городских скверах и в лесных фитоценозах государственного заповедника «Нургуш» был посвящён доклад российских участников конгресса (А. Широких, И. Широких, г. Киров). В ряде докладов обсуждались вопросы возможного практического использования миксомицетов в робототехнике (Ли Юй, Китай), ремедиации сред, загрязнённых тяжёлыми металлами (Мелисса Х. Пекундо, Филиппины), продукции противопухолевых полисахаридов и антибиотиков (Кси Вонг, Китай).

Отдельное заседание было посвящено докладам самых молодых участников конгресса – аспирантов и магистрантов. Их работы в основном касались вопросов молекулярной филогении миксомицетов и результатов электронно-микроскопических исследований субклеточной организации слизевиков.

Для участников конгресса были организованы две научно-полевые экскурсии – однодневная (во время прохождения конгресса) и трёхдневная (после его окончания). В однодневной экскурсии её участники побывали в Национальном лесном парке Jingyuetan, который занимает площадь 90 кв. км, включая озеро, площадью 4,3 кв. км. Парк расположен всего в 9 км от центра города Чанчунь. Это крупнейший в Азии рукотворный лесной массив, который широко известен под названием «Городской лес Чанчуня». Здесь высажено более 30 видов древесных пород, таких, как *Pinus sylvestris* var. *mongolica*, *P. koraiensis*, *P. densiflora*, *Picea asperata*, *Abies fabri*, *Quercus mongolica*, *Juglans mandshurica* и многие другие. Сочетание леса, воды и хол-

мистых ландшафтов, а также чистый воздух привлекают сюда большое количество туристов ежегодно, но европейцы в этих местах – большая редкость. Участники экскурсии не только смогли произвести полевые сборы и пополнить свои коллекции новыми образцами, но и полюбоваться живописнейшей долиной цветущих лотосов, побывать на экзотическом продуктовом базаре.

Во время трёхдневной экскурсии можно было ознакомиться с многочисленной и разнообразной биотой горы Чанбай – одной из десяти священных гор Китая. Чанбай расположена на китайско-корейской границе и является природным резерватом, площадью более 200 тыс. га, который находится под охраной ЮНЕСКО. Гора представляет собой потухший вулкан, в кратере которого удивительным образом возникло озеро, получившее название Небесного. Это одно из самых высокогорных озёр в мире. Высота Чанбай составляет 2189 м, склоны у подножия покрыты дремучим лесом, имеются водопады и выходы горячих источников, что делает гору очень красивым местом для посещений. Среди предлагаемых развлечений для туристов особенно популярны рафтинг по горной речке и скоростной въезд на вершину на джипах.

Полные новых идей и впечатлений, участники конгресса выразили признательность организаторам встречи за дружескую деловую атмосферу, насыщенность программы, интересные научно-полевые экскурсии и приняли решение собраться на 9 Международный конгресс по систематике и экологии миксомицетов через три года в Японии.

**Зам. главного редактора журнала
«Теоретическая и прикладная экология»,
зав. лаб. биотехнологии
«НИИСХ Северо-Востока»
И. Г. Широких**

Правила для авторов

К публикации принимаются статьи в соответствии с тематикой журнала, объемом (включая подписи к рисункам, таблицы, аннотацию и список литературы) до 16 машинописных страниц.

В предлагаемых для публикации научных статьях должно содержаться: обоснование актуальности, четкая постановка целей и задач исследования, методика, результаты и их обсуждение, заключение или выводы.

Заглавие должно быть кратким (8–10 значащих слов), информативным и по возможности точно отражать содержание статьи.

Статья должна иметь индекс УДК.

К статье прилагается **аннотация** на русском и английском языках (объемом 100–250 слов). К статье прилагаются на русском и английском языках **ключевые слова (до 6 слов и словосочетаний)**. В английском переводе перед текстом аннотации помещается английское название статьи: инициалы и фамилия автора в английской транскрипции, название учреждения и почтовый адрес на английском языке.

Все материалы должны быть набраны в текстовом редакторе Word книжным шрифтом (14 кегль) с одной стороны листа бумаги стандартного формата (А4). На странице рукописи должно быть не более 30 строк, отпечатанных через 1,5 интервала, в каждой строке не более 65 знаков, включая пробелы между словами. Все поля рукописи должны быть не менее 20 мм. Размер абзацного отступа – 5 знаков.

Ссылки на литературу даются цифрами в квадратных скобках по порядку упоминания в тексте. Список литературы прилагается в конце статьи. Приводятся фамилии всех авторов и полное название цитируемой работы. Следует строго соблюдать следующий порядок библиографического описания.

Для журнальных статей:

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

2. Gautret P., De Wit R., Camoin G., Golibic S. Are environmental conditions recorded by the organic matrices associated with precipitated calcium carbonate in cyanobacterial microbialites? // Geobiology. 2006. V. 4. № 2. P. 93–107.

Для сборников научных трудов, материалов конференций и тезисов докладов:

1. Левин С. В., Гузев В. С., Асеева И. В., Бабьева И. П., Марфенина О. Е., Умаров М. М. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С. 5–46.

2. Мишарин С. И., Колесниченко А. В., Антипина А. И., Войников В. К. Влияние низких температур на синтез белков озимой ржи и пшеницы // 2-й Съезд Всерос. о-ва физиологов раст.: Тез. докл. Ч. 2. М. 1992. С. 139.

Для авторефератов диссертаций:

1. Ступникова И. В. Термостабильные белки злаков в период низкотемпературной адаптации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Иркутск: СИФИБР СО РАН. 2001. 20 с.

Для монографий:

1. Гублер Е. В., Генкин А. А. Применение непараметрических критериев статистики в медико-биологических исследованиях. Л.: Медицина, 1973. 141 с.

Таблицы не должны быть громоздкими. Каждая таблица должна иметь порядковый номер и название. Табличный материал приводится в тексте. Нумерация таблиц сквозная. Не следует повторять и пересказывать в тексте статьи цифры и данные, приведенные в таблицах.

Рисунки предоставляют с приложением подрисуночных подписей для всех рисунков на отдельной странице. Рисунки снабжаются всеми необходимыми цифровыми или буквенными обозначениями, пояснениями в подписях к ним. На обороте каждого рисунка карандашом указывается его номер и фамилия авторов.

Иллюстративные материалы выполняются в программах Corel DRAW, Adobe Photoshop, Adobe Illustrator. Электронный вариант каждой таблицы и рисунка записывается в отдельный файл в формате программы, в которой они были созданы. Подписи к иллюстрациям следует давать отдельным списком.

Фотоснимки (размером не менее 9x12 см) представляются с четким контрастным изображением и хорошо проработанными деталями. На обороте иллюстрации необходимо указать фамилию автора, название статьи и номер рисунка. Ксерокопии не принимаются.

Направляемая в редакцию статья должна быть подписана всеми авторами с указанием фамилии, имени и отчества (полностью) и содержать следующие данные: наименование организации, в которой выполнена работа, должность, ученая степень и звание, почтовый адрес, телефоны (рабочий и домашний) факс, адрес электронной почты автора (соавторов), отпечатанные на отдельном листе. В названиях учреждений не следует использовать сокращения.

Для публикации представляется электронный вариант (на магнитном носителе или пересылкой по электронной почте) и распечатка статьи в двух экземплярах. К статье прилагается экспертное заключение о возможности публикации материалов в открытой печати.

При несоблюдении этих требований статья не рассматривается редакцией и возвращается авторам на доработку.

Статьи проходят обязательное рецензирование. Рецензия авторам предоставляется. Решение о принятии их для публикации в журнале принимается на заседании редколлегии.

Экземпляр журнала с опубликованной статьёй авторам не высылается и распространяется только по подписке. Гонорар не выплачивается. Плата с аспирантов за публикацию рукописей не взимается. Электронный вариант и бумажная копия статьи автору не возвращаются.

8 МЕЖДУНАРОДНЫЙ КОНГРЕСС ПО СИСТЕМАТИКЕ И ЭКОЛОГИИ МИКСОМИЦЕТОВ,
ПОЛЕВЫЕ ЭКСКУРСИИ



Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004