



*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4301

№ 4



**ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ**

**МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ,
МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ**

**МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ**

**ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ**

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
РИСК
И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
БЕЗОПАСНОСТЬ**

**ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА**

АГРОЭКОЛОГИЯ

**СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**РЕГИОНАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



**Теоретическая
и прикладная
ЭКОЛОГИЯ**
№ 4, 2015

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.

Журнал включён в каталог периодических изданий Ульрих (Ulrich's Periodicals Directory) и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ)

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

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор

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

Зам. главного редактора

В.В. Гутенёв, д.т.н., профессор,
первый зам. председателя Комитета
Государственной Думы РФ по промыш-
ленности, лауреат Государственной и
Правительственной премий РФ

Зам. главного редактора

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

Зам. главного редактора

И.Г. Широких, д.б.н., зав. лабораторией
биотехнологии растений и микроорганизмов
Зонального научно-исследовательского
института сельского хозяйства
Северо-Востока
им. Н.В. Рудницкого РАСХН

Ответственный секретарь

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

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ

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

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

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

- В.З. Латыпова** д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского государственного университета им. В.И. Ульянова-Ленина
- Ли Юй** профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета, иностранный член Россельхозакадемии (КНР)
- В.А. Малинников** д.т.н., профессор, проректор Московского государственного университета геодезии и картографии
- А.Г. Назаров** д.б.н., профессор, заместитель председателя Общественного Совета «Росатом», директор экологического центра ИИЕТ РАН
- А.Ф. Радченко** руководитель Аппарата ФГУ Общественная палата (вице-президент ОООР «Экосфера»)
- О.Ю. Растегаев** д.х.н., заместитель директора ФБУ «Государственный научно-исследовательский институт промышленной экологии»
- В.П. Савиных** д.т.н., член-корреспондент РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии, лётчик-космонавт, дважды Герой СССР
- Ф. Скапини** д.б.н., профессор Университета Флоренции (Италия)
- В.А. Сысуев** д.т.н., академик Россельхозакадемии, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого РАСХН
- В.И. Теличенко** д.т.н., профессор, академик РААСН, ректор Московского государственного строительного университета
- Т.А. Трифонова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- А.И. Фокин** зам. председателя Комитета Государственной Думы по природным ресурсам, природопользованию и экологии
- М.Х. Хусейн** д.б.н., профессор Университета Ассиут (Египет)
- В.Т. Юнгблюд** д.и.н., профессор, ректор Вятского государственного гуманитарного университета

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

Журнал издаётся при поддержке
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>

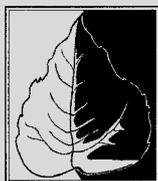
To effect subscription it is necessary to address to one
of the partners of JSC «MK-Periodica» in your country
or to JSC «MK-Periodica» directly. Address: Russia,
129110, Moscow, 39, Gilyarovskiy St.,
JSC «MK-Periodica»

Статьи рецензируются. Перепечатка без
разрешения редакции запрещена, ссылка
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. 101
Тел./факс (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru
Оригинал-макет, дизайн – Татьяна Коршунова
Фото на обложке предоставлено
А. А. Широких
Перевод – Ирина Кондакова
Выпускающий редактор Мария Зелаева
© Оформление. Издательство «О-Краткое»
Директор издательства «О-Краткое»
Евгений Дрогов

Подписано в печать 20.11.2015. Формат 60x84¹/₈.
Печать офс. Бумага офс. Усл.п.л. 12,5.
Тираж 1150 экз. Заказ № 13225.

Отпечатано в полном соответствии с качеством
предоставленных материалов
в ООО «Кировская цифровая типография»
610000, г. Киров, ул. Энергетиков, 38



*Theoretical
and applied*
ECOLOGY
№ 4, 2015

The journal is included in the list
of the leading peer-reviewed journals
and issues for publishing
the main results of research
for PhD and doctoral dissertations.

The journal is included
in Ulrich's Periodicals
Directory and Russian index
of scientific citation.

The founder of the magazine
Publishing house «Kamerton»

Chief editor of the Publishing house «Kamerton»
Doctor in Geography, Professor B. I. Kochurov

**THE EDITORIAL BOARD OF THE JOURNAL
«THEORETICAL AND APPLIED ECOLOGY»**

Editor-in-Chief

T. Ya. Ashikhmina, Doctor in Technical Sciences,
Professor, the Chairperson of the Chemistry
Department of Vyatka State University of Hu-
manities, the Chief of the Biomonitoring Labora-
tory of Biology Institute of the Komi Scientific
Centre of the Ural Department of RAS

Vice-Editors-in-Chief

V.V. Gutenyov, Doctor in Technical Sciences,
Professor, First Deputy Chairman of the State
Duma Committee on Industry, Laureate of the RF
State and Governmental Prize

Vice-Editors-in-Chief

S.V. Dyogteva, Doctor in Biology, Director of the
Institute of Biology of the Komi Scientific Centre
of the Ural Department of RAS

Vice-Editors-in-Chief

I.G. Shirokikh, Doctor in Biology, the Chief
of the Laboratory of Plant and Microorganisms
Biotechnology of Zonalnyy Research Institute
of Agriculture of the North-East
named after N.V. Rudnitskiy

Executive Secretary

S.Yu. Ogorodnikova, PhD in Biology, a senior
researcher of the Institute of Biology the Komi
Scientific Centre of the Ural Department of RAS

**THE CHAIRPERSON OF THE EDITORIAL BOARDS OF THE PUB-
LISHING HOUSE KAMERTON**

N.P. Lavyorov The Chairperson of Interdepartmental Commis-
sion of the Security Council of the RF, RAS
vice-president, RAS academician

THE GENERAL COMMITTEE OF THE EDITORIAL BOARD:

V.A. Grachov Doctor in Technical Sciences, Professor,
Associate of RAS, Chairperson of the Social
Council of the Federal Service for Ecological,
Technological, and Atomic Supervision

V.I. Kholstov Doctor in Chemistry, Director of the Conventional
Obligations Implementation Department of the
Industry and Trade Ministry of the RF

V.G. Il'nitskiy Doctor in Economics, Director of OJSC Research
Project Institute «Kirovproject»

A.P. Tregub PhD in History, Director of the Federal
State-Funded Institution «The State Research
Institute of Industrial Ecology»

THE EDITORIAL BOARD:

V.A. Alexeyev Doctor in Technical Sciences, Professor
of Izhevsk State University

S.I. Baranovskiy Doctor in Technical Sciences, Professor,
Academician of REA, Vice-Chairperson of the
Rosatom Social Council, Chairperson of the
Russian Ecological Congress

L.I. Domracheva Doctor in Biology, Professor of Vyatka State
Agricultural Academy

I.E. Dubovik Doctor in Biology, Professor of Bashkiria State
University

G.P. Dudin Doctor in Biology, the Chairperson of the
Department of Plant Biology, Selection,
Seedbreeding, and Microbiology of Vyatka State
Agricultural Academy

G.A. Yevdokimova Doctor in Biology, Professor, Vice-Director
of Research Institute of Industrial Ecology of the
North, Kola SC of RAS

I.A. Zhuykova PhD in Geography, Associate Professor of the
Vyatka State University of Humanities

G.M. Zenova Doctor in Biology, Professor of Moscow State
University named after M.V. Lomonosov

V.I. Izmalkov Doctor in Technical Sciences, Professor
of Military Academy of the General Staff of the
Ministry of Defense of the RF

G.Ya. Kantor PhD in Technical Sciences, researcher of the
Institute of Biology of the Komi Science Centre
of the Ural Department of RAS

E.I. Kolomiyets Doctor in Biology, Associate of NAS of Belarus,
Director of Microbiology Research Institute of
the National Academy of Science of Belarus

L.V. Kondakova Doctor in Biology, the Chairperson of the Ecology
Department of Vyatka State University of Humanities

- B.I. Kochurov** Doctor in Geography, Professor, the leading researcher of the RAS Institute of Geography
- V.Z. Latypova** Doctor in Agriculture, Associate of Science Academy of the Republic of Tatarstan, Professor of Kazan State University named after V.I. Ulyanov-Lenin
- Lee Yuy** Professor, Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University, Foreign Associate of Russian Academy of Agriculture (PRC)
- V.A. Malinnikov** Doctor in Technical Sciences, Professor, Vice-Rector of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- A.G. Nazarov** Doctor in Biology, Professor, Vice-Chairperson of Rosatom Social Council, Director of the Ecological Centre (Institute of Science and Technology History, RAS)
- A.F. Radchenko** Chairman of the Federal State Institution Public Chamber (Vice-president of the All-Russian Association of Employers Ecosphere)
- O.Yu. Rastegayev** Doctor in Chemistry, Vice-Director of the Federal State-Funded Institution «The State Research Institute of Industrial Ecology»
- V.P. Savynykh** Doctor in Technical Sciences, RAS Associate, Professor, President of Moscow State University of Geodesy and Cartography, Pilot-Cosmonaut, twice Hero of the USSR
- F. Skapini** Doctor in Biology, Professor of Florence University (Italy)
- V.A. Sysuev** Doctor in Technical Sciences, Academician of Russian Academy of Agriculture, Director of the State Institution of Zonalny Research Institute of Agriculture of the North-East named after N.V. Rudnitskiy
- V.I. Telichenko** Doctor in Technical Sciences, Professor of Russian Academy of Agriculture, Rector of Moscow State University of Civil Engineering
- T.A. Trifonova** Doctor in Biology, Professor of Moscow State University named after M.V. Lomonosov
- A.I. Fokin** Vice-Chairperson of the State Duma Committee on Natural Resources, Nature Management, and Ecology
- M.Kh. Husseyin** Doctor in Biology, Professor of University of Asyut (Egypt)
- V.T. Yungblud** Doctor in History, Professor, Rector of Vyatka State University of Humanities

Contacts:

address: 610002, Kirov, Krasnoarmejsky Str., 26
phone /fax: (8332)37-02-77
e-mail: ecolab2@gmail.com

The edition is registered by Federal service for supervision in the sphere of mass communications, communication and protection of cultural heritage. Certificate of PF registration № FS 77-29059

Subscription index 82027, 48482
in the catalogue of Agency «Rospechat»

To effect subscription it is necessary to address to one of the partners of JSC «MK-Periodica» in your country or to JSC «MK-Periodica» directly.

Address: Russia, 129110, Moscow, 39, Gilyarovskiy St., JSC «MK-Periodica»
Tel: (495) 281-91-37, 281-97-63,
Fax: (495) 281-37-98
Email address: info@periodicals.ru.
<http://www.periodicals.ru>

The articles are reviewed. Reprint without permission of the publisher is prohibited, links to the journal is obligatory when citing.

The editorial Board is not responsible for the accuracy of the information contained in advertisements.

Prepared for publication by the publishing house of «O-Kratkoe»

610000, Kirov,
Dynamoskiy proezd, 4, of. 101

Tel. +7 (8332) 32-28-39.
E-mail: okrat@okrat.ru

Designer – Tatiana Korshunova

Cover photo – A. Shirokov

Translation – Irina Kondakov

Managing editor – Maria Zelaeva

© Publishing house «O-Kratkoe»

Director of the publishing house «O-Kratkoe»
Eugene Drogov

Printed in full compliance with the quality of original materials in «Kirov digital printing house»
610000, Kirov, Energetikov Str., 38

СОДЕРЖАНИЕ

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ	<i>М. Г. Кургузкин, П. М. Кургузкин</i> Методические аспекты использования фоновых показателей при оценке экологического состояния территорий6 <i>Т. Н. Кувичкина, Д. В. Будина, А. С. Олькова, А. Н. Решетиллов, Т. Я. Ашихмина</i> Определение ди-(2-этилгексил)фталата в поливинилхлоридных пластикатах масс-спектрометрическим и биосенсорным методами11
МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ	<i>М. Ф. Дорохова, Н. Е. Кошелева, Е. В. Терская</i> Экологическое состояние городских почв в условиях антропогенного засоления и загрязнения (на примере Северо-Западного округа Москвы)...16 <i>М. Ю. Меркулова, Е. И. Тихомирова, О. В. Абросимова</i> Комплексный мониторинг экологического состояния урбанозёмов по биологическим показателям (на примере г. Саратова)25 <i>Ф. М. Хабибуллина, Е. Г. Кузнецова, А. Н. Панюков</i> Трансформация растительности, почв и почвенной микробиоты в зоне воздействия породных отвалов угольной шахты «Воркутинская»30
ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕДИ ОБЪЕКТОВ	<i>Т. К. Головкин, О. В. Дымова, Г. Н. Табаленкова, Т. Н. Пыстина</i> Фотосинтетические пигменты и азот в талломах лишайников бореальной флоры38 <i>Е. В. Яковлева, Д. Н. Габов, В. А. Безносиков, Б. М. Кондратенко</i> Влияние бенз[а]пиренового загрязнения на ростовые процессы и состав полиаренов растений45
ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ	<i>С. Л. Фукс, С. В. Хитрин, С. В. Девятерикова, Т. С. Елькина, Л. И. Домрачева, О. А. Наговицына, Л. Н. Пшеничникова</i> Изучение влияния отходов фторполимерного производства на ячмень сорта Эльф52 <i>Е. А. Броницкая, В. В. Петраш, Т. Я. Ашихмина, Л. В. Кондакова</i> Сопоставительная оценка токсичности поверхностных вод и почвы по результатам биотестирования двумя независимыми лабораториями59
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ	<i>Г. А. Евдокимова, Н. П. Мозгова</i> Оценка загрязнения почв и растений в зоне воздействия газовой воздушной выбросов алюминиевого завода64
ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА	<i>С. Л. Фукс, С. В. Девятерикова</i> Экологизация технологии производства алюминиевых изделий69
АГРОЭКОЛОГИЯ	<i>А. А. Ермаков, Е. А. Карпова, А. Г. Мальшева, Р. И. Михайлова, И. Н. Рыжова, Н. К. Сидоренкова</i> Оценка аэротехногенной нагрузки тяжёлых металлов на земли сельскохозяйственного назначения в Московской области77
ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ	<i>М. А. Батурина, О. Н. Кононова, Р. Р. Рафииков</i> Состояние сообществ водных беспозвоночных (планктон, бентос) в условиях эксплуатации в водоёме форелевого хозяйства84 <i>Ф. А. Шабров</i> Об изменении качества лесных угодий Костромской области для лося (<i>Alces alces</i> L.)90 <i>Г. Ф. Зарипова, А. А. Широких, И. Г. Широких</i> Биологические особенности местных изолятов траметоидных трутовиков и некоторые аспекты их культивирования94

CONTENTS

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS	<i>M. G. Kurguzkin, P. M. Kurguzkin</i> Methodological aspects background the use of indicators in the evaluation of ecological state of territories6 <i>T. N. Kuvichkina, D. V. Budina, A. S. Olkova, A. N. Reshetilov, T. Ya. Ashikhmina</i> Detection di-(2-ethylhexyl)phthalate in polyvinylchloride compound of mass spectrometric and biosensor methods11
MONITORING OF ANTHROPOGENICALLY INJURED AREAS	<i>M. F. Dorokhova, N. E. Kosheleva, E. V. Terskaya</i> Ecological state of urban soils subject to anthropogenic salinization and pollution (the North-Western District of Moscow as a study case)16 <i>M. Yu. Merkulova, E. I. Tikhomirova, O. V. Abrosimova</i> Comprehensive monitoring of the ecological state urbanozem by biological indicators (on the example of Saratov)25 <i>F. M. Khabibullina, E. G. Kuznetsova, A. N. Panyukov</i> Transformation of vegetation, soils, and soil microbiota in the impact zone of the coal mine «Vorkutinskaya»30
CHEMISTRY OF NATURAL ENVIRONMENTS AND OBJECTS	<i>T. K. Golovko, O. V. Dymova, G. N. Tabalenkova, T. N. Pystyna</i> Photosynthetic pigments in the thalli of lichens of boreal flora38 <i>E. V. Yakovleva, D. N. Gabov, V. A. Beznosikov, B. M. Kondratenok</i> Influence of benz[a]pyrene pollution on the growth processes and structure of polyarenes in plants45
ECOTOXICOLOGY	<i>S. I. Fuchs, S. V. Khitrin, S. V. Devyaterikova, T. S. Elkina, L. I. Domracheva, O. A. Nagovitsyna, L. N. Pshenichnikova</i> Study of the effect of fluoropolymer production wastes on barley Elf52 <i>E. A. Bronovitskaya, V. V. Petrash, T. Ya. Ashikhmina, L. V. Kondakova</i> Comparative evaluation of the toxicity surface water and soil according to the results of biotesting two independent laboratories59
ENVIRONMENTAL RISKS AND ECOLOGICAL SAFETY	<i>G. A. Evdokimova, N. P. Mozgova</i> Comparative estimation of soil and plant pollution in the impact area of air emissions from an aluminium plant after technogenic load reduction64
ECOLOGIZATION OF PRODUCTION	<i>S. I. Fuchs, S. V. Devyaterikova</i> Greening the production of aluminum products69
AGROECOLOGY	<i>A. A. Ermakov, E. A. Karpova, A. G. Malysheva, R. I. Mikhailova, I. N. Ryzhova, N. K. Sidorenkova</i> Assessment of technogenic load of heavy metals on agricultural land in the Moscow region77
POPULATION ECOLOGY	<i>M. A. Baturina, O. N. Kononova, R. R. Rafikov</i> The state of communities of aquatic invertebrates (plankton, benthos) in the conditions in the cage salmon farm84 <i>F. A. Shabrov</i> On changing of quality of Kostroma region forests for nutrition of elk (<i>Alces alces</i> L.)90 <i>G. F. Zaripova, A. A. Shirokikh, I. G. Shirokikh</i> The biological characteristics of local isolates polypores and some aspects of their cultivation94

Методические аспекты использования фоновых показателей при оценке экологического состояния территорий

© 2015. М. Г. Кургузкин¹, к.т.н., и. о. министра, П. М. Кургузкин², инженер,

¹Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Удмуртской Республики,

²Автономное учреждение «Управление Минприроды УР»,

e-mail: mgk@minpriroda-udm.ru

Рассмотрены методы оценки экологического состояния территории в зоне потенциального влияния опасных промышленных объектов. Предложено, наряду с использованием предельно допустимых концентраций, для оценки загрязнения использовать также сравнение текущих показателей с показателями фонового состояния территории. На примере объекта по уничтожению химического оружия показано непостоянство фоновых характеристик по площади территории и времени. Сформулированы методы анализа результатов экологического мониторинга с целью получения фоновых характеристик территории.

Methods of evaluation of the ecological State within the zone of influence of dangerous industrial objects. Invited, along with the use of maximum permissible concentrations for assessing pollution used to compare current performance with the background of the territory. For example, the chemical weapons destruction facility demonstrates the impermanence of background characteristics on the area and time. Provides methods for analysis of the results of environmental monitoring in order to obtain background characteristics of the territory.

Ключевые слова: мониторинг фонового состояния, предельно допустимые концентрации, поверхности фоновых концентраций, оценка уровня загрязнения территории

Keywords: monitoring background condition, maximum permissible concentrations, surface background concentrations, assessment of the level of contamination

Наличие полной и достоверной информации о состоянии территории в зоне потенциального влияния промышленных объектов (ПО) является одним из важнейших условий обеспечения экологической безопасности окружающей среды и населения. Для опасных ПО и производств, к которым относятся утилизация образцов вооружений и военной техники, уничтожение боеприпасов, боевых отравляющих веществ, значимость информации об экологическом состоянии окружающей территории многократно возрастает. Связано это, прежде всего, с вовлечением в технологический процесс утилизации особо токсичных веществ, попадание которых в окружающую среду может привести к тяжёлым экологическим и иным последствиям.

Собственно оценка экологического состояния территории, как правило, является результатом сравнения фактических значений некоторой совокупности её индивидуальных параметров и характеристик с их нормативными величинами. Например, рассматривая в качестве характеристик территории концентрации загрязняющих веществ в различных средах с целью оценки экологического состояния,

общепринятым является использование предельно допустимых концентраций (ПДК) этих веществ или схожих с ними по смыслу нормативных характеристик.

Подобная оценка является, безусловно, необходимой, она даёт представление об уровне экологической безопасности окружающей среды, прежде всего для проживающего населения, поскольку используемые на практике значения ПДК веществ загрязнителей в большинстве своём имеют санитарно-гигиеническое происхождение. Вместе с тем указанный подход «по определению» не учитывает исторически сложившиеся уровни загрязнения территории, не позволяет отслеживать тренды и прогнозировать развитие ситуации, исключает из сферы анализа более чувствительные, чем организм человека, индикаторы состояния окружающей природной среды [1].

С учётом изложенного выше оценку уровня загрязнения на основе использования ПДК следует признать, безусловно, необходимой, но при этом рассматривать её как элемент комплексной оценки экологического состояния территории.

Другим элементом, обеспечивающим полноту и достоверность оценки, может быть сравнение текущих экологических параметров и характеристик территории с их исходными (фоновыми) значениями. Использование такого подхода позволяет дополнительно решить следующие важные задачи:

- идентификация источника негативного воздействия;
- выявление трендов и прогноз развития экологической ситуации;
- оценка степени техногенной трансформации территории, как в процессе, так и в конце периода функционирования ПО;
- установление допустимых уровней выбросов и сбросов предприятия на основе достоверной информации о фоновых концентрациях загрязняющих веществ в атмосферном воздухе и водных объектах соответственно.

Следует отметить, что процедура оценки с использованием фоновых характеристик ничем не отличается от подхода с использованием ПДК, однако само понятие «фона», с целью его корректного применения, требует определённого методического обоснования.

Прежде всего следует конкретизировать масштабный и временной факторы. Что касается первого – здесь и далее исследуется локальный уровень, в рамках которого рассматривается конкретный ПО и территория, ограниченная зоной его потенциального влияния.

Временной фактор зависит от целей оценки экологического состояния территории. Например, для опасных промышленных объектов, связанных с утилизацией систем вооружения, военной техники, боеприпасов, химического оружия, актуальной является информация о текущем состоянии окружающей среды в зоне потенциального влияния работающего объекта, а также о её состоянии в конце периода его эксплуатации. Важность последнего связана с определением возможного экологического ущерба и необходимости реабилитационных мероприятий, а также с оценкой инвестиционной привлекательности объекта при планировании дальнейшего конверсионного использования его инфраструктуры и перепрофилирования.

Для решения указанных задач в качестве «точки отсчёта» логично использовать совокупность экологических параметров и характеристик территории, определенных до начала функционирования ПО, как нового для неё источника негативного воздействия. Следует отметить, что некоторый, хотя и ограниченный, объём подобной информации является

результатом проведения оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) на этапе проектирования объекта.

Количественные параметры и характеристики фонового состояния территории, в отличие от ПДК, являются результатом обследования территории. Поэтому для получения достоверных оценок фоновых характеристик, например, значений фоновых концентраций загрязняющих веществ в различных природных средах, выборки результатов обследования территории должны иметь объём, достаточный для корректного использования методов статистического анализа.

Выполнение этого условия, в свою очередь, приводит к увеличению периода обследования территории, которое превращается в своеобразный экологический мониторинг фонового состояния или фоновый мониторинг. Его результатом являются массивы числовых значений концентраций загрязняющих веществ в конкретной природной среде. При этом каждое значение концентрации связано как минимум с двумя координатами точки пробоотбора на местности и моментом времени пробоотбора. Таким образом, в общем случае результаты фоновой мониторинга могут быть представлены точечными числовыми массивами с пространственно-временной привязкой.

С точки зрения методов анализа указанных выше массивов необходимо отметить следующее обстоятельство. Распределение концентраций ЗВ по обследуемой территории зависит от множества факторов, в том числе и случайных. Под их влиянием формируется индивидуальная картина загрязнения, фиксируемая в определённые моменты времени. Эта картина может быть представлена в виде трёхмерной поверхности с координатами $C_i(x, y)$, где C_i – концентрация i -го загрязняющего вещества, а x и y – координаты точки поверхности (например, координаты точки пробоотбора). Концентрация ЗВ в каждой точке определяется наличием и интенсивностью источников загрязнения, их расположением и особенностями распространения загрязнителя. В процессе фоновой мониторинга координаты точек пробоотбора остаются неизменными, однако значения концентраций в каждой конкретной точке, определенные в различные периоды времени, являются результатом воздействия факторов различной природы. Использование в данном случае таких характеристик, как, например, средняя по территории фоновая концентрация вещества, за исключением случаев распределения загряз-

нений, близкого к равномерному, не является корректным.

Таким образом, задача определения характеристик фонового загрязнения может быть сформулирована как установление зависимостей $C_i(x, y)$ с учётом изменчивости во времени значений $C_i(x_j, y_j)$, где x_j и y_j – координаты точки в пределах исследуемой территории. При этом, поскольку под фоновым состоянием территории понимается её состояние до начала эксплуатации ПО, величина C_i по определению учитывает интегральное воздействие существующих естественных и техногенных источников.

С учётом изложенного выше в качестве примера рассматриваются некоторые результаты мониторинга фонового состояния окружающей среды в зоне защитных мероприятий (ЗЗМ) объекта по уничтожению химического оружия (ОУХО) в п. Кизнер Удмуртской Республики. Расположение точек отбора проб почвы как природной среды, наиболее полно аккумулирующей загрязняющие вещества и продукты их трансформации, показано на рисунке 1.

На рисунках 2 и 3 в качестве примера приведены поверхности концентраций мышьяка и фосфора в почвенном покрове для фиксированного момента времени, построенные

для всех участков пробоотбора, показанных на рисунке 1.

Как следует из рисунков, распределение почвенных концентраций мышьяка и фосфора по территории ЗЗМ носит явно нерегулярный характер с наличием нескольких областей пиковых значений. Отмеченные особенности распределения концентраций могут являться предметом самостоятельного исследования с учётом того, что на рассматриваемом отрезке времени ОУХО еще не функционирует, а у объекта хранения химического оружия отсутствуют источники загрязнения почв указанными веществами. В рассматриваемом случае поверхности концентраций приведены с целью иллюстрации сложности их аналитической или сплайн аппроксимации с целью дальнейшей практической оценки состояния территории. В этом случае наиболее удобным представляется хранение информации о фоновом загрязнении в виде цифровых массивов, привязанных к территории (цифровой карте местности), и их визуализация в пространстве «координаты – концентрация» с помощью специализированных программных продуктов, например [2]. Такой подход широко используется в практике и носит название геоинформационных систем [3, 4].

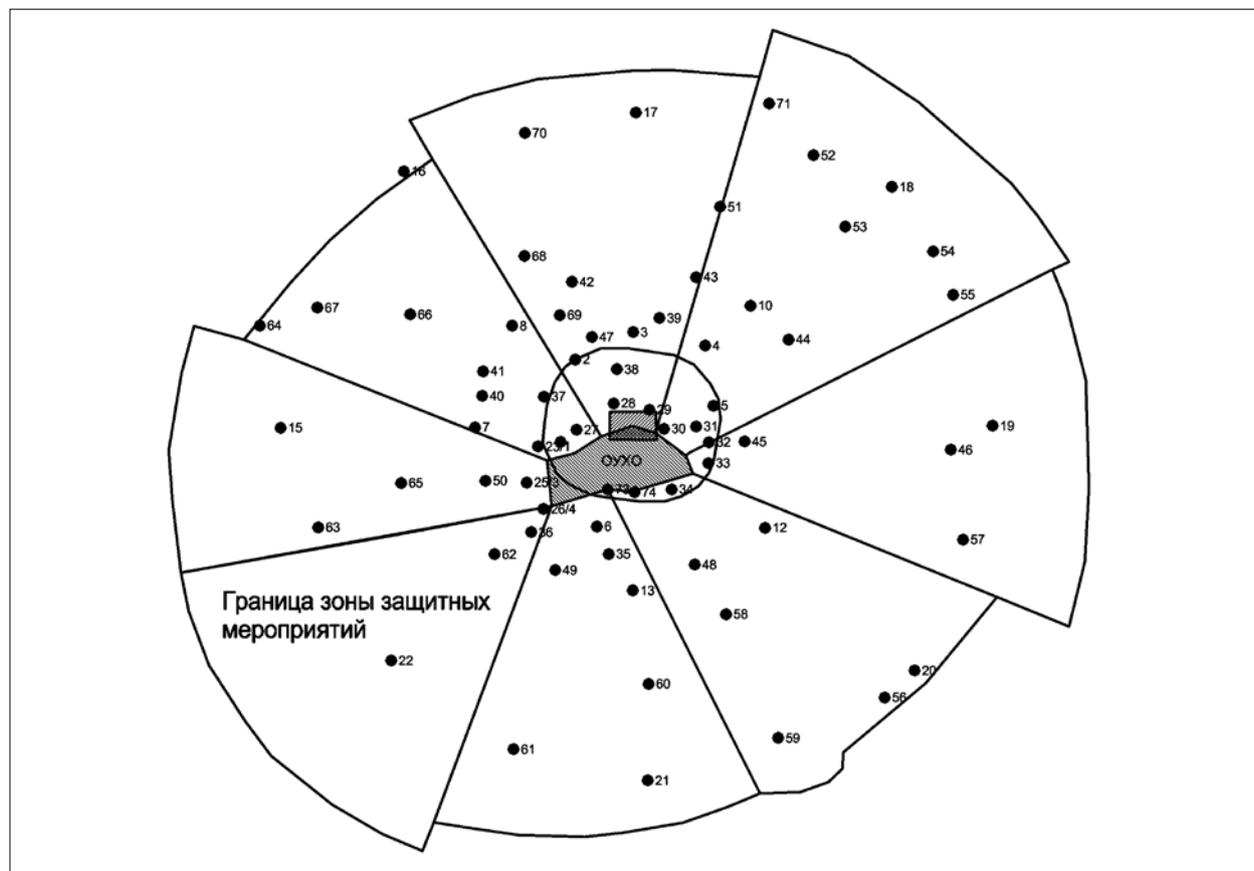


Рис. 1. Расположение участков отбора проб почвы в пределах зоны защитных мероприятий

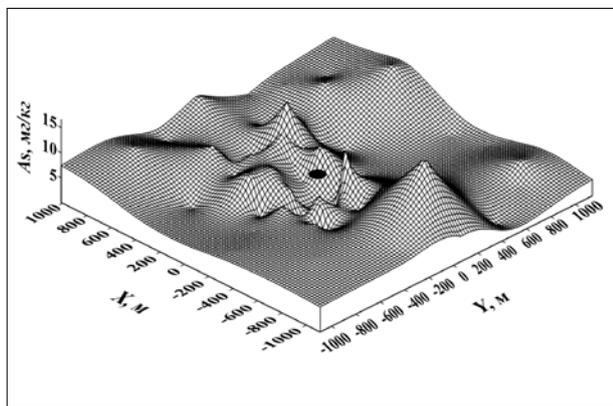


Рис. 2. Концентрация мышьяка в почве исследуемой территории: ● – объект УХО

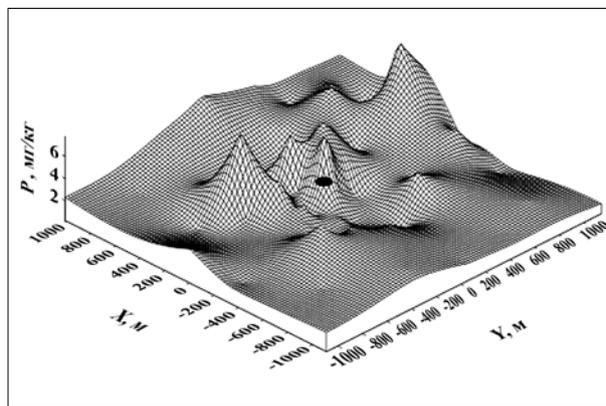


Рис. 3. Концентрация фосфора в почве исследуемой территории: ● – объект УХО

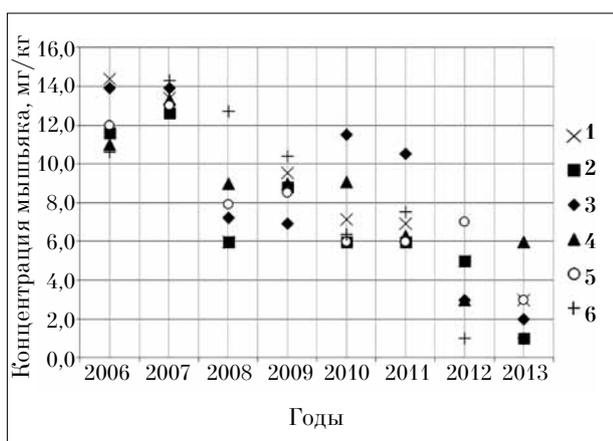


Рис. 4. Значение концентраций мышьяка в почве по шести точкам пробоотбора в различные периоды времени: номера участков соответствуют рис. 1.

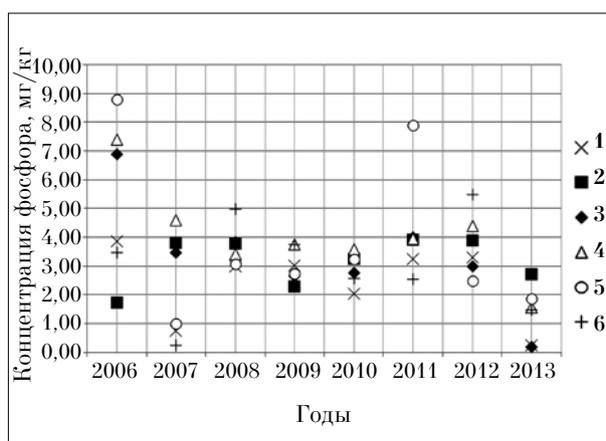


Рис. 5. Значение концентраций фосфора в почве по шести точкам пробоотбора в различные периоды времени: номера участков соответствуют рис. 1.

Важным моментом, имеющим существенное методическое значение, является актуализация поверхности $C_i(x, y)$ для её использования в качестве «точки отсчёта» при оценке возможных изменений качества окружающей среды под воздействием рассматриваемого ПО.

Как указывалось выше, достаточно длительный период мониторинга фонового состояния окружающей среды с целью получения статистически значимого материала неминуемо приводит к тому, что на результаты обследования могут влиять как случайные факторы, так и, например, естественные процессы, происходящие в окружающей природной среде. В общем случае не исключено антропогенное и техногенное влияние других источников.

С учётом этих факторов представление об экологическом состоянии территории на отрезке времени от начала измерений до пуска объекта как о некоторой «константе» в общем случае представляется не корректным.

В качестве примера, подтверждающего этот вывод, на рисунках 4 и 5 приведены концентрации мышьяка и фосфора, определённые в различные моменты времени (годы) фонового мониторинга почвенного покрова в ЗЗМ ОУХО в п. Кизнер Удмуртской Республики. Для примера использованы точки, минимально отстоящие от промышленной зоны объекта (рис. 1).

Как следует из рисунков, концентрация мышьяка в почве имеет тенденцию к снижению, в то время как содержание фосфора демонстрирует отсутствие явного тренда во времени. Причины возникновения трендов фоновых концентраций также могут являться объектом отдельного исследования. Важно лишь отметить, что в общем случае следует предполагать индивидуальный характер изменения во времени концентрации каждого контролируемого вещества в отдельной исследуемой точке. Из этого следует, что для получения актуальных поверхностей фоновых

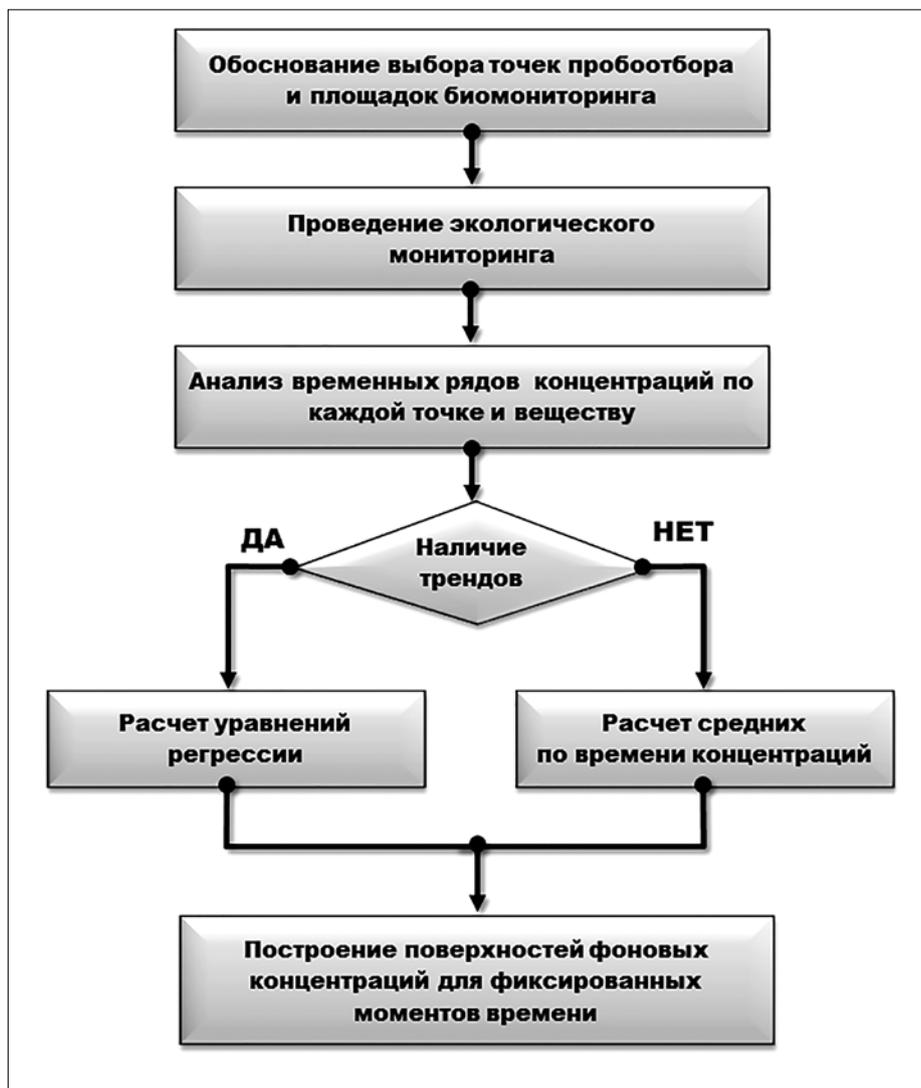


Рис. 6. Алгоритм определения фоновое загрязнения территории

концентраций на момент начала функционирования ПО необходим анализ временных рядов для каждого вещества и точки территории.

С учётом изложенного выше на рисунке 6 показан вариант последовательности действий по определению фоновых концентраций загрязняющих веществ в природных средах.

Следует отметить, что при достаточно большом количестве участков пробоотбора (рис. 1) и контролируемых веществ для обработки и анализа результатов фоновое мониторинга в соответствии с предложенным алгоритмом необходимо использование или разработка специального программного обеспечения.

С целью комплексной оценки в качестве фоновых характеристик, наряду с показателями загрязнения природных сред на рассматриваемой территории, необходимо использовать также показатели исходного состояния биоты. Мониторинг растительного и животного мира

в ЗЗМ ОУХО обстоятельно рассмотрен в работе [5]. С целью получения фоновых характеристик на специально выделенных площадках определяются показатели состояния типичных представителей растительного и животного мира, полезным может явиться использование интегральных показателей [1]. Проведение биологического мониторинга растительного и животного мира в период эксплуатации ПО, в свою очередь, позволяет получить текущие параметры, сравнение которых с начальными даёт оценку степени трансформации биоты в зоне влияния ПО.

Литература

1. Воробейчик Е. Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 279 с.

2. Силкин К. Ю. Геоинформационная система Golden Software Surfer 8: Учебно-методическое пособие для вузов. Воронеж: Изд. Воронежского университета, 2008. 66 с.

3. ДеМаре Майкл Н. Географические информационные системы. Основы: Пер. с англ. М: «Дата+», 1999. 287 с.

4. Сердюцкая Л. Ф., Яцишин А. В. Техногенная экология: Математико-картографическое моделирование М: Книжный дом «Либроком». 2009. 232 с.

5. Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

УДК 579.222

Определение ди-(2-этилгексил)фталата в поливинилхлоридных пластиках масс-спектрометрическим и биосенсорным методами

© 2015. Т. Н. Кувичкина¹, к.б.н., н.с., Д. В. Будина², аспирант, А. С. Олькова², к.б.н., доцент, А. Н. Решетиллов¹, д.х.н., зав. лабораторией, Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., зав. кафедрой, зав. лабораторией,

¹ Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г.К. Скрябина РАН,

² Вятский государственный гуманитарный университет,

³ Институт биологии Коми научного центра УрО РАН,
e-mail: kuv@ibpm.puschino.ru

Для изготовления поливинилхлоридных (ПВХ) пластиков в качестве пластификатора используют диэфиры орто-фталевой кислоты, например, ди-(2-этилгексил)фталат (ДЭГФ). Ранее нами было показано, что пластификатор может мигрировать из изделий в водные контактирующие среды и угнетать жизнеспособность и плодовитость *Daphnia magna*. В данной работе определяли содержание ДЭГФ масс-спектрометрическим методом и разрабатывали биосенсорный амперометрический метод в качестве недорогой альтернативы. Анализировали водные экстракты из трёх образцов пластиков - высокопластифицированного, среднепластифицированного и низкопластифицированного. Масс-спектрометрическим методом анализа в экстрактах выявлено наличие ди-(2-этилгексил)фталата. При реализации амперометрического подхода биорецептором служили иммобилизованные актинобактерии *Rhodococcus wratislaviensis* VKM Ac-2631 D. Была построена градуировочная зависимость ответов биосенсора от концентрации динатриевой соли орто-фталевой кислоты. В течение 3 суток ответ сенсора оставался стабильным. Разработанный метод позволил количественно определить долю пластификатора, мигрировавшего из образцов.

For the production of polyvinylchloride (PVC) plasticized using a plasticizer as diesters of ortho-phthalic acid such as di(2-ethylhexyl)phthalate. We have previously shown that the plasticizer can migrate from the product in an aqueous medium and contacting inhibit the viability and fertility of *Daphnia magna*. In this paper, the content of di(2-ethylhexyl)phthalate is determined by mass-spectrometry, and develop a biosensor an amperometric method as an inexpensive alternative. Aqueous extracts were analyzed three samples of flexible PVC. Mass-spectrometry analysis of the extracts revealed the presence of di-(2-ethylhexyl)phthalate. The amperometric approach bioreceptors were immobilized actinobacteria *Rhodococcus wratislaviensis* VKM Ac-2631 D. It was built the calibration dependence on the concentration of the responses of the biosensor disodium salt of ortho-phthalic acid. Within 3 days of the sensor response was stable. The developed method has allowed to quantify the proportion of plasticizer to migrate from samples.

Ключевые слова: поливинилхлоридные пластикаты, ди-(2-этилгексил)фталат, масс-спектрометрия, орто-фталевая кислота, *Rhodococcus wratislaviensis*, амперометрический биосенсор

Keywords: polyvinylchloride compound, di-(2-ethylhexyl)phthalate, mass-spectrometry, ortho-phthalic acid, *Rhodococcus wratislaviensis*, amperometric biosensor.

Пластикаты представляют собой мягкие продукты на основе поливинилхлорида (ПВХ), которые обладают высокой эластичностью в широком диапазоне температур. ПВХ пластикаты используются в качестве изоля-

ционных материалов, защитных оболочек кабелей, химически стойких прокладочных или герметизирующих материалов, отделочных материалов, а также для изготовления водопроводных труб, детских игрушек, тары для

пищевых продуктов и др. Пластификаторами для них служат диэфиры орто-фталевой кислоты. Наиболее целесообразным представителем этого класса является ди-(2-этилгексил) фталат (ДЭГФ), поскольку он обладает лучшими пластифицирующими свойствами и оптимален по цене [1]. Содержание ДЭГФ в ПВХ достигает 20–40% по массе. Данный компонент в процессе полимеризации не подвергается химическому связыванию с молекулами полимера, а удерживается внутри образовавшегося пластика вандерваальсовыми электростатическими силами. Поэтому при определённых условиях пластификатор может мигрировать из пластика в окружающую среду. В этом случае даже небольшие дозы фталатов, попадающие в организм человека, могут приводить к изменению гормонального фона, нарушению работы печени и почек [2]. В объектах окружающей среды фталаты определяют методами газовой хроматографии с пламенно-ионизационным, электронно-захватным или масс-спектрометрическим детекторами, а также методом высокоэффективной жидкостной хроматографии [3]. Перечисленные физико-химические методы анализа позволяют с высокой точностью и селективностью определять орто-фталевую кислоту и её фталаты, однако эти методы требуют использования дорогостоящего оборудования. В качестве альтернативы может быть использован биосенсорный подход. Этим методом отмечена принципиальная возможность использования показателя дыхательной активности микроорганизмов в качестве тест-реакции при биотестировании продукции бытового назначения [4].

Деструкция ДЭГФ может осуществляться как в процессе гидролитического, так и микробного разложения. Метаболические пути разложения ДЭГФ сочетают два процесса – первичная биodeградация ДЭГФ до моноэфира фталата и последующее его разложение до орто-фталевой кислоты, являющейся ключевым интермедиатом. Штамм актинобактерий *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631Д осуществляет разложение орто-фталевой кислоты (до 8 г/л 46 ммоль/л) через 3,4-дигидроксифталевую кислоту [5]. Поскольку в молекуле 3,4-дигидроксифталевой кислоты появляется два атома кислорода, можно предположить, что микробное ферментативное окисление происходит с потреблением молекулярного кислорода. Для изучения этого процесса можно использовать биосенсорный, а именно амперометрический метод.

В работе показано, что водные экстракты из ПВХ пластикатов угнетают трофическую активность *Daphnia magna*, их способность к размножению и повышают смертность особей [6].

Цель данной работы – определение пластификатора ди-(2-этилгексил)фталата в ПВХ пластикатах масс-спектрометрическим и биосенсорным амперометрическим методами, используя в качестве биорецептора иммобилизованные клетки штамма актинобактерий *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631 Д.

Методика приготовления пластифицированных ПВХ образцов. Образцы пластифицированного ПВХ готовились путём поэтапного смешивания семи компонентов (табл. 1) в лабораторных условиях на диссольвере. Дис-

Таблица 1

Состав ПВХ-пластикатов

Наименование компонента	Класс опасности	Доля компонента в образце, %		
		НПЛ	СПЛ	ВПЛ
ПВХ-полимер эмульсионный пастообразующий, K=70*	3	–	62	55
ПВХ-полимер микросуспензионный пастообразующий, K=70*	3	57	–	–
ПВХ-полимер суспензионный экстендер	3	10	–	–
Пластификатор ДЭГФ	2	27	34	39
Регулятор вязкости (смесь непредельных углеводов)	3	2,5	2,5	1,6
Эпоксидированное растительное масло	–	1,5	1,2	2,8
Комбинированная смазка (смесь сложноэфирных соединений)	–	1	0,5	0,7
Mg-Zn-термостабилизатор	–	0,8	0,5	0,6
Неорганические железистые пигменты, двуокись титана, хромофталы	2	0,2	0,3	0,3

Примечание: * – K – константа Финкентчера, характеризующая молекулярную массу полимера; ВПЛ – высокопластифицированный образец, СПЛ – среднепластифицированный образец, НПЛ – низкопластифицированный образец.

сольвер предназначен для диспергирования сухих компонентов в жидких средах для получения смесей с высоким уровнем дисперсии. При этом контролировались следующие параметры: порядок ввода компонентов, влажность рабочей зоны, температура смеси, время смешивания, условная вязкость полученной пасты.

Приготовленные для исследования образцы ПВХ-пластиков принципиально отличались ПВХ-полимерной основой и количеством пластификатора ДЭГФ, от доли которого зависит эластичность изделий. Из высокопластифицированного образца (ВПЛ) изготавливают полужёсткие изделия, из среднепластифицированного (СПЛ) – среднежёсткие, из низкопластифицированного (НПЛ) – мягкие. Для определения степени токсичности изготовленных образцов их измельчали и готовили водные вытяжки. Соблюдалось соотношение твёрдой и жидкой фаз 1:10, что рекомендовано аттестованными методиками биотестирования для исследования твёрдых отходов [7–10]. Одновременно моделировали и изучали воздействие экстрактов, полученных холодным (20 °С) и горячим способами (70 °С) на гидробактерии [6]. В качестве контроля, а также экстрагирующей жидкости использовали дистиллированную воду.

Масс-спектрометрия. Анализ водных вытяжек НПЛ, СПЛ, ВПЛ был сделан на масс-спектрометре LCQ Advantage MAX («Thermo Finnigan»). Измерения выполняли, используя одноканальный шприцевой насос для прямой инфузии образца в область ионизации. Условия проведения масс-спектрометрии: химическая ионизация при атмосферном давлении (APCI). Условия работы источника ионов: скорость высушивающего газа 65 мл/мин, температура капилляра 170 °С. Нормализованная энергия столкновений 20–40%. Сбор и обработку масс-спектрометрических данных делали с помощью программного обеспечения Xcalibur, проводили детекцию положительных ионов. Масс-спектры ионов получали, используя в качестве ионов-предшественников протонированные молекулы [M+H]⁺.

Методика подготовки биорецептора для биосенсорного анализа. В работе использовали штамм актинобактерий *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631 Д, хранящийся во Всероссийской коллекции микроорганизмов (ВКМ). В качестве субстрата использовали динатриевую соль орто-фталевой кислоты. Штамм поддерживали на агаризован-

ной минеральной среде с орто-фталатом в качестве источника углерода. Затем его выращивали на глюкозо-картофельном агаре в течение 4 суток. Выросшие клетки штамма смывали 50 ммоль/л калий-фосфатным буфером (рН 7,5). Полученную суспензию центрифугировали при 10000 g в течение 3 мин, дважды промывали тем же буфером. Клетки ресуспендировали в том же буфере и иммобилизовали на носителе. Иммобилизацию клеток штамма осуществляли методом физической адсорбции. Для этого клеточную суспензию, содержащую 10 мкл соответствующего калий-фосфатного буфера с 2 мг сырой биомассы, наносили на полоску носителя хроматографическую бумагу GF/A, формируя пятно диаметром 5 мм. Пятно подсушивали при комнатной температуре в течение 20 мин. Биорецептор с иммобилизованными клетками (ИМК) фиксировали на измерительной поверхности кислородного электрода типа Кларка (ООО «Кронас», Россия) с помощью нейлоновой сетки.

Условия измерений. Измерения проводили в открытой кювете объёмом 2 мл с 50 ммоль/л калий-фосфатным буфером (рН 7,5), насыщенным кислородом при комнатной температуре. Регистрируемым параметром являлась максимальная скорость изменения выходного сигнала dI/dt (нА/с), связанная пропорциональной зависимостью со скоростью изменения концентрации потреблённого кислорода в приэлектродном пространстве. После установления постоянного уровня тока в кювету микропипеткой вводили 100 мкл пробы субстрата. Между каждыми измерениями трикратно промывали кювету и электрод буферным раствором.

Результаты и их обсуждение

Масс-спектрометрические исследования. Образец ВПЛ отличался от образцов СПЛ и НПЛ отсутствием примесей и образованием одного молекулярного иона (391). МС/МС спектр (391) данного молекулярного иона давал серию фрагментов с массами 149, 167, 261 и 279, что хорошо согласуется со структурой ДЭГФ. Наличие фрагмента 261 может указывать в ВПЛ на разветвление алкильной цепи. В образцах СПЛ и НПЛ кроме ДЭГФ присутствует ион с массой 163, причём в НПЛ его в 2 раза больше, чем в образце СПЛ. Снят его МС/МС спектр, указывающий на наличие бензильного, возможно, и бензоильного производного. На рисунках 1 и 2 приведены масс-спектры ВПЛ и НПЛ образцов.

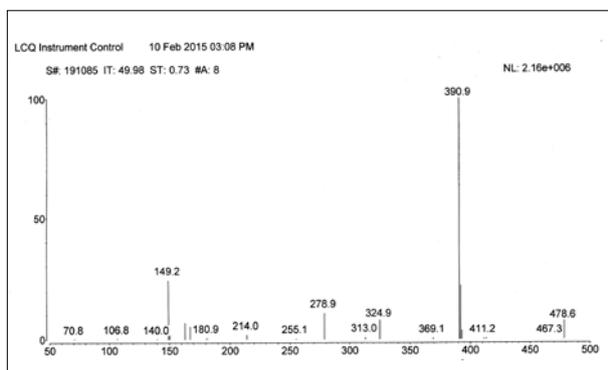


Рис. 1. Масс-спектр образца ВПЛ

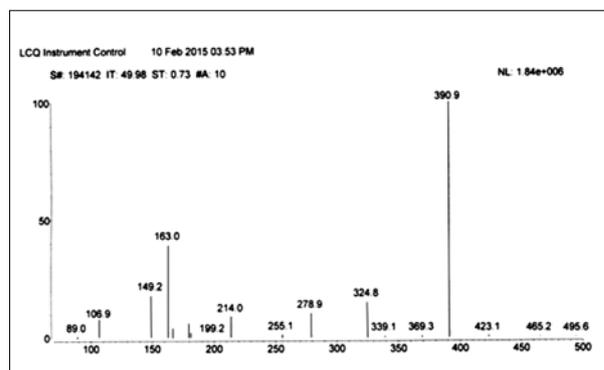


Рис. 2. Масс-спектр образца НПЛ

Таблица 2

Амперометрический анализ водных экстрактов из ПВХ пластикатов

№ п/п	Варианты опыта / доля ди(2-этилгексил)фталата в образце, %	Ответы биосенсора (нА/мин) при различной температуре экстракции пробы	
		20 °С	70 °С
1	Низкопластифицированный образец / 27	0,17±0,004	0,31±0,004
2	Среднепластифицированный образец / 34	0,27±0,009	0,43±0,005
3	Высокопластифицированный образец / 39	0,18±0,006	0,24±0,007
4	Орто-фталевая кислота*	0,24±0,004	2,10±0,04

Примечание: * – раствор орто-фталевой кислоты (1 мг/дм³) использовался для сравнения и калибровки.

Биосенсорный (амперометрический) метод. Для изучения взаимосвязи концентраций орто-фталата натрия от потребления кислорода концентрации субстрата изменяли от 0,5 до 5,0 ммоль/л. На рисунке 3 представлена градуировочная зависимость ответа биосенсора от концентрации орто-фталата натрия.

Ответы сенсора увеличивались по мере повышения концентрации орто-фталата натрия. Операционная стабильность является одной из важнейших характеристик биосенсора, для её

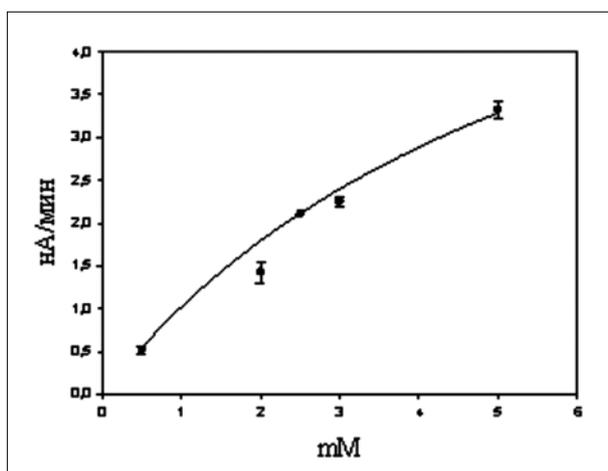


Рис. 3. Градуировочная зависимость ответов биосенсора от концентрации динатриевой соли орто-фталевой кислоты

определения проводили 5 последовательных измерений отклика биосенсора на введение 3 ммоль/л орто-фталата. Получено среднее значение ответов сенсора 2,1 нА/мин (относительное стандартное отклонение составило 1,4 %, что является хорошим показателем для амперометрических сенсоров с иммобилизованными клетками микроорганизмов). Для выявления долговременной стабильности полученного биорецептора проводили измерения ответа сенсора на одно и то же количество орто-фталата (3 mM). В течение 3 суток ответ сенсора оставался стабильным.

Как показано масс-спектрометрически (рис. 1, 2), имеет место экстракция пластификатора ДЭГФ в водные экстракты. В таблице 2 приведены ответы биосенсора на введение в кювету аликвоты ВПЛ, СПЛ, НПЛ образцов.

По данным таблицы 2 следует, что ответы биосенсора на введение в кювету аликвоты образцов на порядок ниже по сравнению с ответами орто-фталевой кислоты при 70 °С. Это согласуется с данными о скорости деградации ДЭГФ, которая меньше скорости деградации орто-фталевой кислоты [11]. Различие в деградации фталатов, вероятно, обусловлено стерическим эффектом боковой цепи эфира, который тормозит связывание микробных гидролитических ферментов фталатами, и по-

этому ингибирует процесс их гидролиза. Растворимость в воде ди-(2-этилгексил)фталата составляет 0,023–100 мг/л [2].

Из таблицы 2 видно, что для всех исследуемых вариантов, полученных при 70 °С, ответы биосенсора выше по сравнению с вариантами экстрактов, полученных при 20 °С. При этом водный экстракт из высокопластифицированного образца, приготовленный как холодным, так и горячим способами, дал почти соизмеримые при 20 °С и более низкие значения ответов по сравнению со средне- и низкопластифицированными образцами при 70 °С. Это согласуется с данными, полученными при изучении влияния водных экстрактов на гидробионтов инфузории *Paramecium caudatum*, *Ceriodaphnia affinis*, *Daphnia magna* [6]. Вероятно, это объясняется тем, что высокопластифицированные пластикаты являются более термостабильными по сравнению с их средне- и низкопластифицированными образцами. Контакт полимерных соединений с холодной и горячей водой в быту распространен. В то же время многие полимеры не рекомендуется использовать для приготовления и хранения горячих продуктов и жидкостей. В нашем эксперименте показано, что высокая температура является фактором увеличения ответа биосенсора на содержание ДЭГФ в ПВХ образцах, то есть большей экстракции ДЭГФ в СПЛ и НПЛ. Вероятно, это связано с возрастанием скорости физико-химических процессов в полимерных соединениях при повышении температуры и, как следствие, миграцией некоторых компонентов в виде пластификаторов из ПВХ в раствор.

Заключение

Масс-спектрометрическим методом доказано присутствие пластификатора ди-(2-этилгексил)фталата в водных экстрактах из ПВХ пластикатов. Получены ответы микробного биосенсора на основе штамма актинобактерий *Rhodococcus wratislaviensis* ВКМ Ас-2631 Д на водные экстракты пластикатов. Биосенсорным амперометрическим методом установлено, что повышение температуры создает условия для экстракции из пластикатов большего количества пластификатора.

Авторы выражают благодарность Б. П. Баскунову за снятие и интерпретацию масс-спектров.

Литература

1. Sharpe M. Phthalates: a ban too far // J. Environmental Monitoring. 2000. № 1. P. 4–7.
2. Furtmann K. Phthalate in der aquatischen Umwelt. Dusseldorf: Landesamt fur Wasserund Abfall Nordrhein-Westfalen. LWA-Materialien. 1993. № 6. 177 p.
3. Барам Г.И., Азарова И.Н., Горшков А.Г., Верещагин А.Л., Ланг Б., Кирюхина Е.Д. Определение бис-(2-этилгексил)фталата в воде методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с прямым концентрированием на хроматографической колонке // Ж. аналит. химии. 2000. Т. 55. № 8. С. 834–839.
4. Понаморёва О.Н., Чепкова И.Ф., Ануфриев М.А., Алферов В.А., Щеглова В.А., Музафаров Е.Н. Микробный биосенсор как инструмент биотестирования: оценка токсичности товаров народного потребления // Вестник биотехнологии. 2011. Т. 7. № 2. С. 17–23.
5. Егорова Д.О., Корсакова Е.С., Демаков В.А., Плотникова Е.Г. Деструкция ароматических углеводородов штаммом *Rhodococcus wratislaviensis* КТ112-7, выделенным из отходов соледобывающего предприятия // Прикладная биохим. и микробиол. 2013. Т. 49. № 3. С. 267–278.
6. Олькова А.С., Будина Д.В., Ярмоленко А.С. Оценка токсичности поливинилхлоридных пластикатов методами биотестирования // Токсикологический вестник. 2015. № 5 (134). С. 46–51.
7. ФР.1.39.2007.03221. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. М.: Акварос, 2007.
8. ФР.1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2007.
9. ФР.1.31.2005.01882 (ред. 2010). Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер». С.-Пб.: ООО «СПЕКТР-М»; 2010.
10. ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11-04; 16.1:2:3:3.8-04. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.
11. Chang B.V., Yang C.M., Cheng C.H., Yuan S.Y. Biodegradation of phthalate esters by two bacteria strains // Chemosphere. 2004. V. 55. P. 533–538.
12. Гигиенические нормативы ГН 2.1.5.1315-07 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». Дополнения и изменения №1 к ГН 2.1.5.1315-03.

**Экологическое состояние городских почв
в условиях антропогенного засоления и загрязнения
(на примере Северо-Западного округа Москвы)**

© 2015. М. Ф. Дорохова, к.б.н., с.н.с., Н. Е. Кошелева, д.г.н., в.н.с., Е. В. Терская, н.с.,
Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
e-mail: dorochova@mail.ru

Приведены результаты комплексного экологического исследования почв Северо-Западного административного округа (СЗАО) г. Москвы. Установлено, что большая часть изученных почв обладает нейтральной реакцией. Несмотря на низкие содержания в них водорастворимых солей на момент отбора проб, существенная доля в составе водной вытяжки ионов Na^+ и Cl^- свидетельствует об их сезонном засолении вследствие использования противогололёдных реагентов. Во всех почвах наблюдаются высокие уровни содержания подвижных форм некоторых тяжёлых металлов (ТМ), приоритетными загрязнителями являются Cu, Cd и Cr. Суммарное загрязнение подвижными формами ТМ – наибольшее в почвах промышленной и селитебной зон изученной части города. Почвы разных функциональных зон различаются также по разнообразию микробиоты, в почвах промышленной зоны оно наименьшее. Высокой устойчивостью к комплексному воздействию антропогенных факторов в городских почвах обладают микромицеты с окрашенным мицелием, нематоды, безгетероцистные цианобактерии и некоторые водоросли. Для альго-цианобактериальных сообществ всех изученных почв характерно присутствие галофильных и существенная роль алкалофильных видов водорослей, что свидетельствует об их хроническом сезонном засолении противогололёдными реагентами и подщелачивании. Использование физико-химических и биологических показателей позволило выявить степень техногенной трансформации почв в разных функциональных зонах СЗАО.

Results of an integrated environmental research of soils in the North-Western District of Moscow are presented. It is found that most of the studied soils have a neutral pH. Despite the low content of water-soluble salts at the period of sampling, a significant share of Na^+ and Cl^- in the aqueous extract from the soils indicates seasonal soil salinity in consequence of de-icing agents. All soils have high levels of mobile forms of some heavy metals (HMs), the priority pollutants are Cu, Cd and Cr. The total contamination with HM mobile forms of soils is maximal in industrial and residential zones of the studied district. Soils of different land-use zones also differ in a variety of microbiota, which is minimal in the soils of industrial zone. In studied urban soils micromycetes with colored mycelium, nematodes, non-heterocystous cyanobacteria and some algae possess high resistance to the complex influence of anthropogenic factors. In addition, in these soils alga-cyanobacterial communities are characterized by the presence of halophilic and by the significant role of alkaliphilic species of algae. This fact indicates to a chronic seasonal salinization of soils with de-icing agents and their alkalization. Due to the application of physical, chemical and biological parameters the degree of anthropogenic soil transformation in different land-use zones of the North-Western District was revealed.

Ключевые слова: городские почвы, засоление, загрязнение, тяжёлые металлы, микробиота

Keywords: urbansoils, salinity, pollution, heavymetals, microbiota

Введение

Городские почвы формируются под воздействием антропогенных факторов, они депонируют разнообразные загрязняющие вещества и поэтому существенно отличаются от природных зональных почв по основным физико-химическим свойствам [1, 2] и составу микробиоты [3 – 7]. В результате происходит нарушение их экологических функций [8].

Сообщества почвенных микроорганизмов (сапротрофных бактерий, микромицетов, почвенной нано- и микрофауны, микроводорослей и цианобактерий) чутко реагируют на антропогенные воздействия и являются ценными биоиндикаторами, отражающими направленность и степень трансформации город-

ской среды [9]. Кроме того, именно почвенная микробиота является агентом биохимических превращений разнообразных соединений, поступающих в почву, что определяет её устойчивость к действию внешних факторов. Это делает необходимым изучение её реакций на те антропогенные воздействия, которым она подвергается в условиях города.

Очевидно, что познание закономерностей функционирования городских почв при разнотехногенной нагрузке требует применения комплексного подхода. Он предполагает анализ как физико-химических свойств почв и уровней их загрязнения тяжёлыми металлами (ТМ) и другими поллютантами, так и изучение популяций микроскопических обитателей почвы.

Первые комплексные исследования состояния почв г. Москвы были проведены в связи с разработкой подходов к биологической диагностике городских почв [10]. Была показана связь физических и физико-химических параметров городских почв с разнообразием, составом, структурой и количественными характеристиками комплексов обитающих в почве раковинных амёб и альгоцианобактериальных сообществ и перспективность их использования для индикации общего уровня антропогенного воздействия на почву в условиях мегаполиса. Наиболее подробно были изучены почвы рекреационной зоны, в меньшей степени – почвы других функциональных зон.

В дальнейшем на территории г. Москвы изучение почв, почвенной фауны и микробиоты было продолжено, особенно интенсивно в ботанических садах, городских парках и на прилегающих к ним территориях [5, 11 – 13]. Проблема антропогенного засоления почв г. Москвы была освещена в ряде работ [14 – 18]. Однако исследования, в которых вопросы загрязнения и засоления городских почв рассматривались бы совместно с оценкой их влияния на биологическую активность почв и почвенную микробиоту, единичны [19].

Цель данной работы – комплексная оценка экологического состояния городских почв в связи с их засолением и загрязнением ТМ. Для её достижения поставлены следующие задачи: 1) определить содержание доступных для биоты форм ТМ и основные физико-химические параметры почв в разных функциональных зонах города; 2) выявить состав и относительное обилие активно функционирующей почвенной микробиоты, особенности фототрофного компонента почвенных микробиоценозов при различной техногенной нагрузке; 3) изучить реакцию микробиоты на загрязнение и изменение свойств городских почв. Эти задачи решались на примере Северо-Западного административного округа (СЗАО) г. Москвы, который характеризуется длительным промышленным освоением.

Объекты и методы исследования

Центральная часть СЗАО г. Москвы, где проводились исследования, расположена на Москворецко-Яузском междуречье в пределах Смоленско-Московской возвышенности, которая представляет собой аккумулятивно-эрозионную равнину с абсолютными отметками 160–180 м, сложенную флювиогляци-

альными и моренными отложениями. Здесь преобладают урбанозёмы слабо- и среднегумусированные среднемощные [20].

Техногенные вещества в ландшафты этой территории поступают от предприятий машиностроения, металлообработки, производства железобетонных изделий, отделочных материалов и строительного раствора; пищевой промышленности, очистных сооружений, станций теплоснабжения, двух междугородних автостанций, автомобильного и железнодорожного транспорта [21]. Зимой дополнительными источниками антропогенного воздействия на почву становятся противогололёдные реагенты. Противогололёдные смеси в настоящее время используют на автомагистралях, тротуарах в жилых кварталах, в промышленных и даже в рекреационных зонах г. Москвы.

Объектом исследования послужили поверхностные (0–5 см) горизонты почв, испытывающие наиболее сильное антропогенное воздействие. Пробы почв с соблюдением стерильности были отобраны весной, после схода снежного покрова, в разных функциональных зонах города: промышленной, транспортной, селитебной и рекреационной. В пределах селитебной зоны обследованы жилые кварталы с разновысотной застройкой (в том числе примыкающие к промышленной зоне). В промышленной, транспортной и селитебной зонах изученные почвы развиваются под травянистой сорнотравно-злаковой растительностью. Рекреационная зона включает парк Покровское-Стрешнево и долину р. Сходни в её нижнем течении (в непосредственной близости от промышленной зоны). В парке пробы почв отобраны в лесных фитоценозах с выраженным травяным ярусом, вне проекции крон взрослых деревьев; в долине р. Сходни – в характерных для неё луговых сообществах.

Содержание ТМ и свойства почв изучены в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова. В почвенных пробах определены следующие физико-химические показатели: $pH_{\text{водн}}$ и TDS в водной вытяжке (соотношение почва:раствор 1:5) потенциометрическим методом на приборе HANNA 2/3; анионный и катионный состав водной вытяжки методом ионной хроматографии (ионный хроматограф «Стайер»). Подвижные формы ТМ извлекали 1н. ацетатно-аммонийным буфером (pH 4,8; соотношение почва:раствор 1:10), их содержание определяли атомно-абсорбционным методом на спектрометре novAA-400 (Analytik-JenaAG, Германия, пламенная атомизация)

и атомно-абсорбционном спектрометре AA-240Z (Varian, США, электротермическая атомизация). Содержание обменного аммония определяли по методу ЦИНАО [22] колориметрически с использованием спектрофотометра Cary 60 (Agilent Technologies) [23, 24].

Для оценки экологической опасности загрязнения почв подвижными формами металлов рассчитывался коэффициент экологической опасности (K_o): $K_o = C/ПДК$, где C – содержание подвижных форм элемента в изучаемой почве, $ПДК$ – предельно допустимая концентрация подвижных форм элемента в почвах [25]. Приняты следующие значения ПДК подвижных форм металлов: Cu – 3,0; Ni – 4,0; Zn – 23 мг/кг [26], Pb – 6 мг/кг [27], Co – 5,0; Cr – 6,0 мг/кг [28]. Ориентировочно допустимая концентрация (ОДК) подвижных форм Cd принята равной 0,32 мг/кг. При её расчёте исходили из ОДК валового содержания Cd 2 мг/кг и средней подвижности этого элемента в почвах Восточного округа г. Москвы [29], равной 16%.

Экологическую опасность полиэлементного загрязнения почвы подвижными формами ТМ предложено оценивать с помощью показателя $Z_o = \sum p \times K_o$, в котором суммируются $K_o > 1$ с коэффициентами p , зависящими от класса опасности элемента. Для элементов I класса опасности $p = 1,5$, для элементов II класса опасности $p = 1,0$. В отличие от индекса загряз-

нения почв (ИЗП) [30] его величина зависит от числа элементов, у которых зафиксировано превышение ПДК, и класса их опасности.

В этих же пробах почвы определялась активно вегетирующая микробиота в чашечных культурах со стёклами обрастания. Для выявления видового состава водорослей и цианобактерий использовались также накопительные водные культуры на среде Болда [31, 32]. Оценивались следующие биологические параметры: состав и относительное обилие водорослей, цианобактерий и представителей нано- и микрофауны, относительное обилие бесцветного и окрашенного мицелия грибов, соотношение экологических групп диатомовых водорослей. Относительное обилие представителей почвенной микробиоты определяли, используя шкалу [33]. Экологические характеристики диатомовых водорослей-индикаторов взяты из [34].

Результаты и обсуждение

Физико-химические свойства и загрязнение городских почв ТМ

Большая часть изученных почв обладает нейтральной реакцией. Все почвы на момент исследования были не засолены, но существенная доля в составе водной вытяжки ионов Na^+ и Cl^- (табл. 1) свидетельствует об их сезонном засолении вследствие использования

Таблица 1
Физико-химические свойства и состав водной вытяжки поверхностного (0–5 см) слоя почв в разных функциональных зонах СЗАО г. Москвы (в числителе – среднее, в знаменателе – диапазон колебаний)

Функциональные зоны	pH _{водн.}	Соли, %	Состав водной вытяжки	N _{водораств.} + N _{обмен.} , мг/л
Промышленная (n=1)	7,0	0,03	HCO ₃ -Ca	5,28
Транспортная (n=5)	<u>7,1</u> 6,6-7,7	<u>0,05</u> 0,03-0,06	Cl-HCO ₃ -Ca-Na	<u>7,09</u> 3,97-14,32
Селитебная (n=6)	<u>6,8</u> 6,6-7,5	<u>0,06</u> 0,04-0,09	HCO ₃ -Na-Ca, Cl-HCO ₃ -Ca-Na, Cl-HCO ₃ -Na-Ca, NO ₃ -HCO ₃ -K-Ca	<u>9,74</u> 5,43-15,32
Рекреационная – в целом (n=6)	<u>6,7</u> 6,4-7,5	<u>0,06</u> 0,04-0,09	HCO ₃ -Ca, HCO ₃ -Na-Ca, Cl-HCO ₃ -Ca-Na, Cl-HCO ₃ -Na-Ca	
– парк (n=3)	<u>6,4</u> 6,4-6,5	<u>0,05</u> 0,04-0,07	HCO ₃ -Na-Ca, Cl-HCO ₃ -Ca-Na	<u>8,55</u> 5,03-15,25
– пойма (n=3)	<u>7,0</u> 6,4-7,5	<u>0,06</u> 0,04-0,09	HCO ₃ -Ca, Cl-HCO ₃ -Na-Ca	<u>5,75</u> 4,54-7,18

Таблица 2

Содержание подвижных форм тяжёлых металлов в поверхностном (0–5 см) слое почв разных функциональных зон СЗАО г. Москвы, мг/кг
в числителе – среднее, в знаменателе – диапазон колебаний)

Функциональные зоны	Cd	Zn	Cr	Cu	Pb
Промышленная (n=1)	2,24	18,27	9,27	9,11	9,08
Транспортная (n=5)	<u>0,39</u> 0,05-0,91	<u>31,76</u> 8,77-68,72	<u>16,77</u> 7,58-27,10	<u>9,16</u> 5,89-12,34	<u>8,64</u> 4,70-13,61
Селитебная (n=6)	<u>1,28</u> 0,0-2,85	<u>23,20</u> 7,28-60,13	<u>15,69</u> 2,60-25,71	<u>15,25</u> 5,08-32,74	<u>8,61</u> 0,55-19,89
Рекреационная – в целом (n=6)	<u>1,48</u> 0,34-2,49	<u>14,68</u> 12,70-20,29	<u>13,87</u> 7,52-34,11	<u>6,13</u> 3,83-7,80	
– парк (n=3)	<u>0,46</u> 0,34-0,53	<u>16,81</u> 12,70-20,29	<u>10,49</u> 8,29-11,94	<u>6,52</u> 5,53-7,41	<u>10,73</u> 5,96-14,54
– пойма (n=3)	<u>1,47</u> 0,60-2,49	<u>12,56</u> 10,88-13,44	<u>17,25</u> 7,52-34,11	<u>5,73</u> 3,83-7,80	<u>3,17</u> 2,20-4,53

противогололёдных реагентов. Во всех почвах наблюдаются высокие уровни содержания подвижных форм некоторых ТМ (табл. 2, рис.).

Физико-химические свойства почв в разных функциональных зонах города обладают своей спецификой. Так, почвы *промышленной зоны* отличаются $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ составом водорастворимых солей и низким содержанием водорастворимых и поглощённых почвой минеральных форм азота. Для почв *транспортной зоны* характерен $\text{Cl-HCO}_3\text{-Ca-Na}$ состав водорастворимых солей, в некоторых случаях слабощелочная реакция и высокая вариабельность содержания минеральных форм азота. Еще большая пространственная неоднородность физико-химических свойств отмечена в почвах *селитебной и рекреаци-*

онной зон. Это проявляется в разнообразии не только уровней содержания минеральных форм азота, но и состава водорастворимых солей. Последнее связано как с различиями в интенсивности сезонного засоления почв, так, по-видимому, и с поступлением в почвы этих зон фекалий домашних животных и бытовых стоков. Почвы парка Покровское-Стрешнево отличаются слабокислой реакцией, характерной для слабонарушенных дерново-подзолистых почв под лесной растительностью.

Специфика почв разных функциональных зон проявляется также в содержании подвижных форм ТМ (табл. 2, рис.).

Значения K_o позволяют составить следующие ряды экологической опасности ТМ: в *промышленной зоне* $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Cr}$, Pb ; в *транспортной* – Cu , $\text{Cr} > \text{Pb}$, Zn , Cd ; в *селитебной* – $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Pb}$; в *рекреационной* – $\text{Cd} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb}$. В целом для изученных почв СЗАО г. Москвы приоритетными загрязнителями являются Cu , Cd и Cr . В настоящее время уровень содержания подвижных форм Pb в почвах СЗАО даже в наиболее загрязнённой промышленной зоне более чем в 2 раза ниже, чем в почвах промышленной зоны Восточного административного округа [35].

По экологической опасности суммарного загрязнения подвижными формами ТМ, оцененного величиной Z_o , изученные почвы располагаются в следующий ряд: почвы *промышленной и селитебной зон* ($Z_o = 19,2\text{--}19,6$) > почвы *транспортной зоны* ($Z_o = 13,3$) > почвы *рекреационной зоны* ($Z_o = 11,2$).

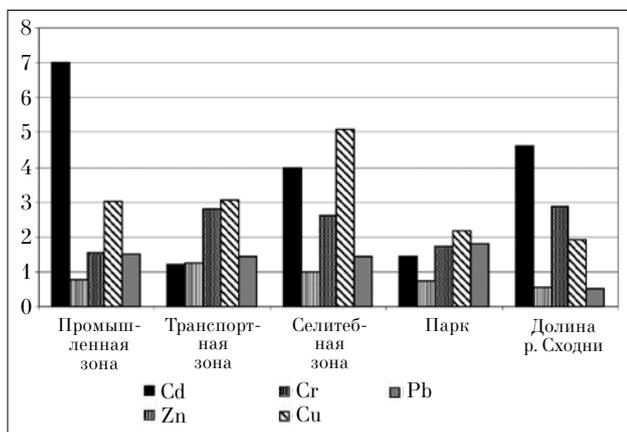


Рис. Коэффициенты экологической опасности подвижных форм тяжёлых металлов в поверхностном слое (0–5 см) почв разных функциональных зон СЗАО г. Москвы

Особенности активно функционирующей почвенной микробиоты

Известно, что наибольшим разнообразием отличается микронаселение ненарушенных и слабонарушенных почв. При этом в составе микромицетов преобладают виды с бесцветным мицелием, а среди цианобактерий в микробиоценозах почв таёжной зоны – азотфиксирующие (гетероцистные) виды. Антропогенное воздействие на почву вызывает перестройку сообществ микроскопических организмов, изменение их состава и обилия, что используется при биодиагностике состояния почв в антропогенно преобразованных экосистемах.

Совокупность антропогенных факторов оказывает влияние и на микробиоту городских почв СЗАО (табл. 3).

Почвы *промышленной зоны* характеризуются наиболее бедным составом микроскопических организмов. Микромицеты представлены только видами с окрашенным мицелием, наиболее устойчивыми к действию антропогенных факторов. В то же время в этих почвах наблюдается наибольшее относительное обилие нематод и цианобактерий, представленных безгетероцистными видами, исключительно устойчивыми к подщелачиванию, иссушению почвы, её засолению, загрязнению многими ТМ и вытаптыванию. В почвах *транспортной зоны* разнообразие гетеротрофных организмов несколько возрастает, появляются формы грибов с бесцветным мицелием, что связано с некоторым уменьшением общего уровня антропогенной нагрузки

на почвы. В *селитебной зоне* относительное обилие цианобактерий уменьшается, отмечается равная количественная представленность микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием. Наиболее разнообразен состав микробиоты в *рекреационной зоне*. Преобладают грибы с бесцветным мицелием, появляется мицелий базидиомицетов, что свидетельствует об относительно слабом антропогенном воздействии на почву.

Особенности активно функционирующей микробиоты в почвах СЗАО позволяют их расположить в следующий ряд по степени уменьшения антропогенной нагрузки: почвы *промышленной зоны* > почвы *транспортной зоны* > почвы *селитебной зоны* > почвы *рекреационной зоны*.

Разные компоненты почвенного микробиоценоза по-разному реагируют на комплексное воздействие антропогенных факторов в изучаемом районе. Высокой устойчивостью к ним обладают микромицеты с окрашенным мицелием, что согласуется с имеющимися в литературе данными [36, 37]. Из представителей микрофауны, по результатам нашего исследования, относительно устойчивы к антропогенным изменениям городских почв нематоды. Это подтверждается их обнаружением в моховых консорциях на крышах домов в наиболее загрязнённой части г. Кирова [38].

Наибольшее относительное обилие весной во всех почвах СЗАО г. Москвы имеют водоросли (табл. 3), составляющие вместе с цианобактериями фототрофный блок микробного сообщества.

Таблица 3

Состав и относительное обилие микробиоты в поверхностном (0–5 см) слое почв разных функциональных зон СЗАО г. Москвы

Компоненты микробиоты	Функциональные зоны			
	Промышленная	Транспортная	Селитебная	Рекреационная
Водоросли	+++	++	+++	+++
Цианобактерии	+	+	•	•
Мицелий грибов:				
– бесцветный	–	•	•	+
– окрашенный	•	+	•	•
Нано- и микрофауна:				
– амёбы голые	–	•	–	•
– амёбы раковинные	•	•	•	+
– нематоды	+	•	•	•
– коловратки	–	–	–	+

Примечание: относительное обилие: • единично, + мало, ++ довольно много, +++ много, – отсутствуют.

Таблица 4

Состав альго-цианобактериальных сообществ в поверхностном (0-5 см) слое почв разных функциональных зон СЗАО г. Москвы (в числителе – число видов, в знаменателе – % от общего числа видов)

Компоненты альго-цианобактериальных сообществ	Функциональные зоны			
	Промышленная	Транспортная	Селитебная	Рекреационная (парк+долина)
Водоросли:				
–диатомовые	$\frac{8}{53,3}$	$\frac{21}{50,0}$	$\frac{15}{38,4}$	$\frac{23}{50,0}$
–зелёные	$\frac{3}{20,0}$	$\frac{13}{30,9}$	$\frac{11}{28,2}$	$\frac{13}{28,3}$
–жёлтозелёные	$\frac{1}{6,7}$	$\frac{2}{4,8}$	$\frac{9}{23,1}$	$\frac{9}{19,6}$
Цианобактерии	$\frac{3}{20,0}$	$\frac{6}{14,3}$	$\frac{4}{10,3}$	$\frac{1}{2,1}$
Всего	$\frac{15}{100,0}$	$\frac{42}{100,0}$	$\frac{39}{100,0}$	$\frac{46}{100,0}$

Таблица 5

Доминирующие виды водорослей в альго-цианобактериальных сообществах почв разных функциональных зон СЗАО г. Москвы

Виды водорослей	Функциональные зоны			
	Промышленная	Транспортная	Селитебная	Рекреационная
Диатомовые				
<i>Achnanthes lanceolata</i>	–	+	–	+
<i>Navicula atomus</i>	–	–	+	–
<i>Navicula minima</i>	–	–	+	+
<i>Pinnularia lagerstedtii</i>	–	+	+	–
<i>Caloneis bacillum</i>	–	–	–	+
<i>Amphora sp.</i>	–	–	–	+
<i>Nitzschia pusilla</i>	+	+	+	–
Зелёные				
<i>Chlorococcum sp.</i>	–	–	–	+
<i>Pseudococcomyxa simplex</i>	–	–	+	+
<i>Stichococcus minor</i>	–	–	–	+
Жёлтозелёные				
<i>Heterothrix bristoliana</i>	–	–	–	+
Всего	1	3	5	8

Примечание: – водоросли отсутствуют.

Особенности альго-цианобактериальных сообществ.

При отсутствии сомкнутого травяного покрова в условиях невысокой температуры и, напротив, высокой влажности почвы весной во всех функциональных зонах СЗАО наиболее разнообразны диатомовые и зелёные водоросли (табл. 4).

В альго-цианобактериальных сообществах большинства изученных почв СЗАО г. Москвы диатомовые водоросли являются доминантами (табл. 5). Резкое доминирование диатомовых водорослей в почвах транс-

портной и селитебной функциональных зон в составе фототрофов отмечено также в г. Новосибирске [6].

Преобладание диатомовых водорослей весной в альгофлоре наблюдается также в прудах г. Москвы [39] и связывается автором с высокой степенью антропогенной нагрузки на водные объекты.

Показателями «благополучия» альго-цианобактериальных сообществ в почвах таёжной зоны, по данным многочисленных исследований, являются: высокое видовое разнообразие (в том числе жёлтозелёных водо-

рослей), относительно невысокая доля безгетероцистных цианобактерий в составе фототрофов, многовидовой комплекс доминирующих видов, наличие в составе диатомовых водорослей ацидофильных видов (индикаторов кислой среды) и малое разнообразие галофильных видов. Антропогенное воздействие на почвы вызывает перестройку альго-цианобактериальных сообществ. Это сопровождается изменением вышеперечисленных параметров в соответствии с уровнем воздействия, что наблюдается и в почвах СЗАО г. Москвы.

Промышленная зона характеризуется наименьшим видовым разнообразием водорослей, особенно жёлтозелёных, и наибольшей долей цианобактерий в альго-цианобактериальных сообществах (табл. 4). Цианобактерии представлены нитчатými безгетероцистными видами из родов *Phormidium* и *Microcoleus*. Доминирует лишь один вид (табл. 5). В комплексе диатомовых водорослей отсутствуют ацидофильные виды, 60% от числа видов составляют алкалофилы, что является следствием подщелачивания почвы. Отсутствуют и галофобные виды, напротив, хорошо представлена группа галофилов (40% от числа видов диатомовых). Это указывает на хроническое антропогенное сезонное засоление почвы.

В *транспортной зоне* общее видовое разнообразие альго-цианобактериальных сообществ существенно возрастает, в основном за счёт диатомовых и зелёных водорослей, при этом доля цианобактерий уменьшается, что свидетельствует о некотором уменьшении общей антропогенной нагрузки на почву. Увеличивается число доминирующих видов (табл. 5). В составе диатомовых водорослей по-прежнему отсутствуют ацидофильные виды. Однако доля алкалофильных и галофильных видов уменьшается (соответственно до 40 и 25%).

В почвах *селитебной зоны* сохраняется высокое видовое разнообразие альго-цианобактериальных сообществ, но существенно изменяется их структура: резко увеличивается доля жёлтозелёных водорослей, ещё больше сокращается доля цианобактерий. Число доминирующих видов возрастает (табл. 5). В составе диатомовых водорослей появляются ацидофильные виды (10% от общего их числа), доля алкалофилов уменьшается до 30%. Галофильные виды составляют 18% от числа видов диатомовых. Состав и структура альго-цианобактериальных сообществ

отражают снижение уровня общего антропогенного воздействия на почву.

Альго-цианобактериальные сообщества почв *рекреационной зоны* отличаются наибольшим видовым разнообразием и наименьшей представленностью цианобактерий. Последнее обусловлено как природными факторами – слабокислой реакцией почвы и наличием опада на поверхности почв в парке, так и антропогенными – уменьшением загрязнения почв подвижными формами ТМ. В альго-цианобактериальных сообществах парка преобладают мелкие зелёные и жёлтозелёные водоросли, что характерно для лесных дерново-подзолистых почв [40]. В комплексе диатомовых водорослей в почвах парка доля алкалофильных видов снижается до 25%, галофильные виды составляют 20%. Это отражает уменьшение интенсивности подщелачивания почв в парке при сохранении того же уровня воздействия сезонного засоления, который наблюдается в почвах селитебной зоны.

Анализ данных о числе видов диатомовых в зависимости от почвенных показателей показал, что они наиболее чувствительны к реакции среды. Число видов диатомовых при $pH > 6,75$ почти в 2 раза выше, чем в слабокислой среде. В этом диапазоне pH диатомовые реагируют на загрязнение ТМ: если суммарное превышение ПДК по всем изученным 5 элементам превышает 11 единиц, их видовое разнообразие снижается в 1,4 раза. При $pH < 6,75$ видовое разнообразие диатомовых зависит от концентрации подвижной меди: при её содержании $< 9,0$ мг/кг оно снижается в 1,6 раза, при этом минимальные значения наблюдаются в слабокислой среде.

Таким образом, по степени трансформации альго-цианобактериальных сообществ функциональные зоны СЗАО г. Москвы располагаются в следующий ряд: *промышленная > транспортная > селитебная > рекреационная*.

Сопоставление результатов физико-химических и биологических исследований почв в СЗАО г. Москвы показывает, что они дополняют друг друга и необходимы для оценки экологического состояния почв в условиях города. Физико-химические методы дают представление об основных направлениях антропогенного изменения свойств почв и уровнях их загрязнения, однако при высокой пространственной и временной вариабельности щелочно-кислотных условий, содержания водорастворимых солей, минеральных форм

азота и подвижных форм ТМ, они не позволили надёжно оценить экологические последствия этих изменений в разных функциональных зонах СЗАО. Привлечение сведений о состоянии почвенной микробиоты, составе и структуре альго-цианобактериальных сообществ дало возможность выявить интенсивность их антропогенного подщелачивания и сезонного засоления и определить степень антропогенного изменения всей совокупности свойств почв.

С учётом комплекса физико-химических и биологических показателей изученные почвы располагаются в следующий ряд по степени их техногенной трансформации: почвы *промышленной зоны* > почвы *транспортной зоны* > почвы *селитебной зоны* > почвы *рекреационной зоны*.

Выводы

1. Все изученные почвы СЗАО г. Москвы характеризуются изменением физико-химических свойств и загрязнением ТМ. Для почв СЗАО приоритетными загрязнителями являются Cu, Cd и Cr. Суммарная степень загрязнения подвижными формами ТМ наибольшая в промышленной и селитебной зонах ($Z_o = 19,2-19,6$), наименьшая – в рекреационной ($Z_o = 11,2$).

2. Техногенная нагрузка вызывает изменение состава и относительного обилия активно функционирующей почвенной микробиоты, хорошо выраженное в почвах промышленной зоны и слабо проявляющееся в рекреационной. Наиболее устойчивы к антропогенному воздействию микромицеты с окрашенным мицелием, нематоды, безгетероцистные цианобактерии и некоторые водоросли.

3. Весной в альго-цианобактериальных сообществах всех изученных почв преобладают диатомовые и зелёные водоросли. Разнообразие и структура альго-цианобактериальных сообществ существенно различаются в почвах разных функциональных зон города, отражая разные уровни интегрального антропогенного воздействия на почву. Для альго-цианобактериальных сообществ всех изученных почв характерно присутствие галофильных и существенная роль алкалофильных видов водорослей, что свидетельствует об их хроническом сезонном засолении противогололёдными реагентами и подщелачивании.

4. Полученные результаты позволяют расположить функциональные зоны города по степени техногенной трансформации со-

обществ почвенной микробиоты (в порядке её уменьшения) следующим образом: промышленная зона > транспортная зона > селитебная зона > рекреационная зона.

Полевые и лабораторные исследования выполнены при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований и Русского географического общества (проект № 13-05-41191-РГО), анализ и интерпретация данных финансировались Российским научным фондом (грант № 14-27-00083).

Литература

1. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учебное пособие / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
2. Юзефович А.М., Кошелева Н.Е. Загрязнение почв селитебной зоны Москвы и его связь с природными и антропогенными факторами // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 35–42.
3. Марфенина О.Е. Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах: Автореф. дисс... докт. биол. наук. М. 1999. 49 с.
4. Лысак Л.В., Сидоренко Н.Н., Марфенина О.Е., Звягинцев Д.Г. Микробные комплексы городских почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 80–85.
5. Лысак Л.В. Бактериальные сообщества городских почв: Дисс.... докт. биол. наук. МГУ им. М.В. Ломоносова, факультет почвоведения. М. 2010. 350 с.
6. Артамонова В.С., Бортникова С.Б., Ившина И.Б., Каменских Т.Н., Смирнова Н.В., Шапорина Н.А. Микробные комплексы почв урбанизированных территорий // Сибирский экологический журнал. 2007. № 5. С. 797–808.
7. Особенности урбоэкосистемподзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.
8. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. М.: Изд-во МГУ, 2012. 413 с.
9. Терехова В.А., Ашихмина Т.Я. Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 1. С. 107–108.
10. Яковлев А.С. Биологическая диагностика целинных и антропогенно измененных почв: Дисс.... докт. биол. наук. МГУ им. М.В. Ломоносова, факультет почвоведения. М. 1997. 335 с.
11. Попутников В.О. Тенденции антропогенной трансформации автоморфных почв территорий городских парков и прилегающих жилых кварталов: Дисс. ... канд. биол. наук. МГУ им. М. В. Ломоносова, факультет почвоведения. М. 2011. 148 с.

12. Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Попутников В.О. Трансформация почв рекреационных территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 125–151.
13. Раппопорт А.В., Лысак Л.В., Марфенина О.Е., Рахлеева А.А., Строганова М.Н., Терехова В.А., Митрофанова Н.В. Актуальность проведения почвенно-экологических исследований в ботанических садах (на примере Москвы и Санкт-Петербурга) // Бюл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. Биол. 2013. Т. 118. Вып. 5. С. 45–56.
14. Обухов А.И., Лепнева О.М. Экологические последствия применения противогололёдных соединений на городских автомагистралях и меры по их устранению // Экологические исследования в Москве и Московской области: Мат-лы науч.-практ. конф. М. 1990. С. 197–202.
15. Николаев Л.Ф., Оцхели О.В., Поршалаева Е.Б. и др. Противогололёдные реагенты и их влияние на природную среду. М.: Диалог-МГУ, 1998. 60 с.
16. Черноусенко Г.И., Ямнова И.А., Скрипникова М.Н. Антропогенное засоление почв Москвы // Почвоведение. 2003. № 1. С. 97–105.
17. Систер В.Г., Корецкий В.Е. Инженерно-экологическая защита водной системы северного мегаполиса в зимний период. М.: Центр МГУИЭ, 2004. 159 с.
18. Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Многолетняя динамика антропогенного засоления почв Москвы (на примере Восточного округа) // Почвоведение. 2014. № 3. С. 351–363.
19. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мягкова А.Д., Курбатова А.С. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение. 2006. № 5. С. 603–615.
20. Экологический атлас Москвы / Под ред. Ишкова А.Г. и др. М.: ГУП НИиПИ Генплана г. Москвы, 2000. 96 с.
21. Большой атлас Москвы. М.: Феория, 2013. 1000 с.
22. ГОСТ 26489-85. Почвы. Определение обменного аммония по методу ЦИНАО. М., 1986. 5 с.
23. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьёвой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
24. Ермаченко Л.А., Ермаченко В.М. Атомно-абсорбционный анализ с графитовой печью: Методич. пособие для практического использования в санитарно-гигиенических исследованиях / Под ред. Л.Г. Подуновой. М.: ПАИМС, 1999. 220 с.
25. Прикладная геохимия. Экологическая геохимия Москвы и Подмосковья. Вып. 6. М.: ИМГРЭ, 2004. 326 с.
26. Предельно допустимые концентрации химических веществ в почве (ПДК). М.: МЗ СССР, 1985. 31 с.
27. Черных Н.А., Овчаренко М.М. Тяжёлые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. М.: Агроконсалт, 2002. 200 с.
28. Обобщённые перечни предельнодопустимых концентраций вредных веществ в почве. Прил. 1 и Прил. 2 к письму ЦСИГоскомприроды РСФСР от 18.12.90 № ЦС-299/15-73. М.: ЦСИГоскомнедра, 1990.
29. Кошелева Н.Е., Власов Д.В., Касимов Н.С. Факторы накопления тяжёлых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // Почвоведение. 2015. № 5. С. 536–553.
30. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы. СанПиН 2.1.7.1287-03. М.: Минздрав РФ, 2003. 18 с.
31. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
32. Bishoff H.W., Bold H.C. Some soil algae from Enchanted Rock and related algae species // Univ. Texas Publ. 1963. № 6318. P. 43–59.
33. Костиков И.Ю. Почвенные водоросли Лазовского заповедника (Дальний Восток, Россия) // Альгология. 1993. Т. 3. № 1. С. 42–50.
34. Баринаева С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.
35. Никифорова Е.М., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Новикова О.В. Пространственно-временные тренды загрязнения городских почв и растений соединениями свинца (на примере Восточного округа Москвы) // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2010. № 1. С. 11–20.
36. Марфенина О.Е. Нарушение эколого-географической зональности комплексов микроскопических грибов в почвах при антропогенных воздействиях // Перспективы развития почвенной биологии: Труды Всерос. конф. М. 2001. С. 79–93.
37. Широких А.А. Грибы в урбоэкосистемах // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 104–120.
38. Целищева Л.Г., Пестов С.В., Ходырев Н.Н. Зооценозы городских территорий // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 46–67.
39. Романова О.Л. Диатомовые водоросли искусственных водоемов г. Москвы // Морфология, систематика, онтогенез, экология и биогеография диатомовых водорослей: Сб. тез. IX школы диатомологов России и стран СНГ. Борок, 2005. С. 54–55.
40. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 149 с.

Комплексный мониторинг экологического состояния урбанозёмов по биологическим показателям (на примере г. Саратова)

© 2015. М. Ю. Меркулова, аспирант,

Е. И. Тихомирова, д.б.н., зав. кафедрой, О. В. Абросимова, к.б.н., доцент,
Саратовский государственный технический университет им. Ю. А. Гагарина,
e-mail: merkulik90@mail.ru, tichomirova_ei@mail.ru, ecology.saratov@gmail.com

Проведён экологический мониторинг почвенного покрова городских ландшафтов – урбанозёмов. Изучена биологическая и ферментативная активность, микробный состав почв различных функциональных зон города Саратова (на крупных автомобильных развязках, в районах промышленных предприятий, в парковых и селитебных зонах). Проведён сравнительный анализ экологических показателей состояния исследуемых почв с разной степенью антропогенной нагрузки. Показано изменение основных эколого-физиологических групп микроорганизмов в отобранных образцах почв г. Саратова. При исследовании ферментативной активности было выявлено низкое содержание всех групп ферментов и дыхательной активности городских почв в различных функциональных зонах рассматриваемых городов. Построены карты экологического состояния почвенного покрова городских территорий. Предложена система комплексного мониторинга состояния городских почв для оценки степени антропогенного воздействия и прогнозирования экологической ситуации.

An environmental monitoring of soil cover urban landscapes - urbanozem. Studied biological and enzymatic activity, microbial composition of soils of different functional zones of cities of Saratov (on the major road junctions in the areas of industrial enterprises in parks and residential areas). A comparative analysis of the environmental indicators of the investigated soils with varying degrees of anthropogenic load. The change of major ecological and physiological groups of microorganisms in a sample of soil Saratov. In the study of enzymatic activity was revealed low levels of all groups of enzymes and respiratory activity of urban soils in different functional areas of these cities. The maps of the ecological state of the soil cover in urban areas. The system of comprehensive monitoring of the state of urban soils to assess the extent of human influence and predict the environmental situation.

Ключевые слова: почвенный покров, биологическая активность почв, эколого-физиологические группы микроорганизмов, ферментативный анализ, картографирование почв городских территорий

Keywords: soil cover, soil biological activity, ecological and physiological groups of microorganisms, enzymatic analysis, mapping of soils in urban areas

Почва является сложной природной системой, способной преобразовывать минеральный и органический субстрат. От сохранения и поддержания природных экологических свойств городских почв во многом зависит экологическое благополучие города и, следовательно, состояние здоровья городского населения [1]. Поэтому одной из актуальных современных проблем в области прикладной экологии является совершенствование системы мониторинга и прогнозирования состояния почв различных функциональных зон городов.

Городские почвы – урбанозёмы – отличаются от естественных (природных) по физическим и химическим свойствам. Они переуплотнены, почвенные горизонты перемешаны и обогащены строительным мусором, бытовыми отходами, отличаются также и высо-

кой контрастностью, неоднородностью из-за сложной истории развития города и наличием в них максимально разнообразной инфраструктуры [2].

Проблемы урбанизации и экологической безопасности, ухудшение качества жизни городов с антропогенно нарушенными территориями в настоящее время приобрели глобальный характер. В поволжских городах состояние окружающей среды характеризуется как кризисное и требующее мер по улучшению экологического состояния [3].

Экологические риски и напряжённая экологическая обстановка в наиболее развитых промышленных городах Саратовской области связаны с функционированием значительного количества экологически опасных производств, АЭС, наличием объектов хранения опасных отходов [4].

Ежегодный мониторинг состояния урбанозёмов и городских ландшафтов проводится с целью оценки степени антропогенной нагрузки и определения зон повышенного экологического риска населения городов. Для получения наглядной картины степени распределения антропогенной нагрузки по функциональным зонам территории городов перспективно использование современных геоинформационных технологий, которые являются удобной и надёжной системой комплекса систем контроля за состоянием почвенной среды в городе.

Учитывая актуальность исследований в этом направлении, целью нашей работы было проведение и обоснование системы комплексного мониторинга состояния урбанозёмов г. Саратова и оценки степени антропогенной нагрузки с использованием ГИС-технологий.

Материалы и методы

В работе использовали общепринятые методы экологических, лабораторно-аналитических, микробиологических, биохимических методов оценки состояния почв. Отбор проб почв проводили в разных функциональных зонах городских территорий (на крупных автомобильных развязках, около промышленных предприятий и в селитебных зонах) в соответствии с ГОСТ 17.4.3.01-83 [5] в летний период 2013–2014 гг. со строгой картографической привязкой к местности. В качестве контроля использовали пробы, собранные в районе с. Александровка Саратовского района, на территориях с наименьшей степенью антропогенной нагрузки, но приближённо похожих на городские территории по составу почв, месторасположению местности и по климатическим особенностям.

Лабораторно-аналитические исследования проводили на базе НОЦ «Промышленная экология» кафедры «Экология» СГТУ имени Ю. А. Гагарина и в аккредитованной испытательной лаборатории «ЭкоОС» СГТУ на поверженном оборудовании с использованием стандартных и аттестованных методик в 3-кратных повторностях.

Определяли уровень почвенного «дыхания», как интегрального показателя биологической активности почв по методике стационарного изучения почв [6]. Оценивали активность почвенных ферментов разных групп: оксидоредуктазной – каталазы, сульфитоксидазы и дегидрогеназы, гидролазной –

целлюлазы (гликозил-гидролазы), уреазы (амидогидролазы) и фосфатазы (фосфогидролазы) [7]. Исследовали качественный и количественный состав микроорганизмов в почвенных образцах по общепринятым методикам [8]. Почвенные взвеси в разведениях высевали на селективные и дифференциально-диагностические питательные среды. Учитывали рост гетеротрофных бактерий – на ГРМ-среде, актиномицетов – на крахмально-аммиачном агаре, микромицетов – на среде Чапека; азотфиксирующие микроорганизмы учитывали методом обрастания комочков почвы на среде Эшби, целлюлозоразрушающие микроорганизмы определяли по Виноградскому на среде Гетчинсона [8].

Для всех определённых параметров рассчитывали интегральный показатель биологического состояния – ИПБС по методике К. Ш. Казеева с соавторами (2003) с учётом соответствующих данных для образцов почв контрольных территорий. Для его расчёта показатели данных на территории, являющейся контролем, брали за 100% и по отношению к ним определяли ИПБС по всем данным исследований почвенного покрова отдельных функциональных зон городской территории [9].

Для наглядного представления состояния урбанозёмов в качестве инструментального средства использовали геоинформационную программу (MapInfo) и геоинформационные технологии:

- векторизацию растровых карт исследуемых территорий;
- наложение растровых карт на рельеф для наглядного представления картографической информации.

Все полученные результаты обрабатывали статистически с использованием стандартных методов для экологических и биологических данных [10].

Результаты и обсуждения

В процессе комплексного мониторинга урбанозёмов г. Саратова были исследованы пробы из разных функциональных зон городских территорий (на крупных автомобильных развязках, в районах промышленных предприятий, в парковых и селитебных зонах) по 12 показателям. В таблице представлены данные исследования биологического состояния почвенного покрова города отдельно по всем показателям (в процентном содержании по отношению к контрольным участкам городских территорий с наименьшей степенью антро-

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Таблица

Оценка интегрального показателя биологического состояния почв по микробиологическим и биохимическим показателям г. Саратова за летний период 2013–2014 гг.

№ проб	Содержание микроорганизмов				Ферментативная активность							«Дыхание» почв, %	ИПБС %
	ГРМ-среда, %	КАА-среда, %	Среда Чапека, %	Среда Эшби, %	Каталаза, %	Дегидрогеназа, %	Инвертаза, %	Скорость изменения рН, %	Уреаза, %	Сульфитоксидаза, %	Фосфатаза, %		
Контроль	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Промзоны													
6	116	32	31	105	20	51	72	65	58	75	53	5	57
7	85	46	107	137	5	90	60	91	88	87	71	7	73
11	13	57	19	106	25	151	14	82	75	87	78	2	59
13	27	79	62	78	35	454	62	82	58	62	78	0	90
19	97	85	108	62	45	90	39	100	54	62	31	17	66
21	12	122	18	66	45	84	14	91	60	8	12	3	51
Парковые и селитебные зоны													
5	22	12	22	37	10	36	72	65	64	87	93	5	44
9	79	72	92	9	5	339	18	65	60	62	7	2	67
15	28	73	44	91	20	48	72	73	75	87	31	1	54
16	21	79	40	19	45	51	31	91	50	75	21	23	45
20	13	95	25	28	45	151	10	73	60	75	28	2	50
22	14	149	22	34	15	84	31	91	60	62	12	1	48
24	73	76	73	128	50	151	33	82	40	50	40	2	66
25	15	91	19	21	50	48	72	65	45	62	59	19	47
Автомобильные перекрестки (авторазвязки)													
8	24	23	32	36	10	57	41	65	79	100	246	12	60
10	18	59	34	52	55	48	18	65	62	75	21	7	43
12	84	77	82	101	35	163	45	73	76	75	309	2	93
14	44	41	62	70	5	48	64	91	59	50	46	1	48
17	63	51	115	34	35	90	60	100	56	62	46	21	61
18	30	66	35	35	25	84	27	82	52	62	15	21	45
23	14	68	17	105	30	81	31	65	55	75	15	25	48

погенной нагрузки) и ИПБС по всем 12 показателям.

Данные микробиологического анализа проб почв на присутствие микроорганизмов 4 групп: гетеротрофных бактерий, актиномицетов, микромицетов и азотфиксирующих микроорганизмов, и активности ферментов 6 групп: каталазы, дегидрогеназы, инвертазы, уреазы, сульфитоксидазы и фосфатазы получены за летний период 2013–2014 гг.

Количественный состав выявленных групп микроорганизмов варьировал в широких пределах и зависел от степени антропогенной нагрузки на конкретную территорию. Состав, структу-

ра и соотношение эколого-трофических групп в микробном комплексе ризосферной почвы свидетельствует о высокой степени изменения почвенного покрова различных функциональных зон г. Саратова. Так, например, в почве селитебных и парковых зон более высокое содержание, чем в транспортных зонах, актиномицетов, микромицетов ($72-84 \cdot 10^7$ КОЕ/г) и целлюлозоразрушающих групп микроорганизмов (50–80% от общего количества), что свидетельствует о большом содержании в почве органических веществ, в частности растительных остатков, которые являются главным источником питания целлюлозоразрушающих микроорганизмов.

Количественное содержание азотфиксирующих микроорганизмов ($195\text{-}246 \cdot 10^3$ КОЕ/г) было больше в почве промышленных зон (пробы почв отбирали вокруг бывших предприятий). Это, вероятно, связано с проведением в предыдущие годы реабилитационных мероприятий в санитарно-защитных зонах промышленных объектов. Однако количественные показатели всех групп микроорганизмов в почвах городской территории были достоверно ниже контрольных значений (почвы фоновой территории).

Анализ почвенных ферментов указывал на преобладание процессов деградации почв городского ландшафта. Отмечена зависимость биологической продуктивности от степени и вида антропогенной нагрузки на территорию. В пробах почв промышленных зон выявлены более высокие показатели каталазной ($1,0\text{-}1,68$ мл O_2 /1 г почвы за 1 мин) и сульфитоксидазной ($0,7\text{-}0,8$ мг SO_2 / г почвы за 1 ч) активности. Почвы селитебных и парковых зон отличались повышенной активностью ферментов дегидрогеназы ($0,04\text{-}0,06$ мг формазана/1 г почвы за 24 ч) и целлюлазы ($3,53\text{-}4,17\%$ от исходного веса). В почвах транспортных зон вблизи автомобильных дорог установлена более высокая активность ферментов уреазы ($0,08\text{-}0,09$ мг $N-NH_4$ на 1 г почвы за 4 ч), фосфатазы ($0,30\text{-}0,42$ фенолфталеина/г почвы за 1 ч) и инвертазы ($3,07\text{-}4,27$ мг глюкозы в 1 г почвы за 24 ч), а также выявлен вы-

сокий уровень выделения углекислоты в пробах почв ($0,14\text{-}0,18$ мг CO_2 за 1 ч). Показатели активности всех определяемых ферментов в пробах почв разных функциональных зон города были ниже контрольных значений как для фоновой территории, так и в сравнении с данными литературы.

Ежегодный мониторинг состояния урбанозёмов и городского ландшафта проводится с целью оценки степени антропогенной нагрузки и определения зон повышенного экологического риска населения города. Для получения наглядной картины степени распределения антропогенной нагрузки по функциональным зонам на территории города перспективно использование современных геоинформационных технологий, которые являются удобным и надёжным инструментом для системы экологического контроля, в том числе, за состоянием почвенной среды.

Полученные нами результаты значений ИПБС по основным суммарным показателям (микробиологическим и ферментативным) наносили на карту функциональных зон территории города (рисунок) с использованием современных ГИС-технологий. Составлена и зарегистрирована база данных эколого-биологического состояния урбанозёмов г. Саратова. Это позволило выявить и адекватно оценить степень антропогенного влияния на почвенный покров в этих зонах и обосновать необходимость проведения соответ-

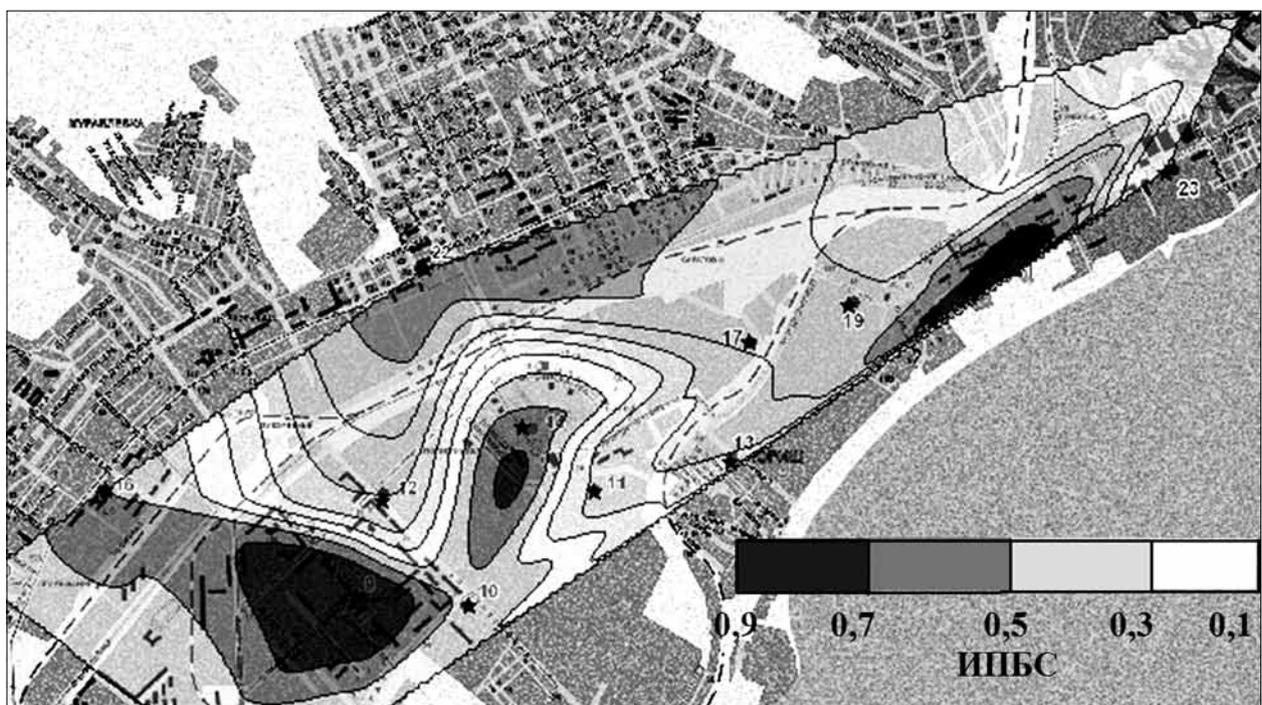


Рис. Анализ экологического состояния почвенного покрова г. Саратова на основе данных ИПБС почвенного покрова

ствующих мероприятий по реабилитации. Так, на карте чётко выделены участки, где значения ИПБС урбанозёмов г. Саратова выше 0,5 – это в основном территории санитарно-защитных зон промышленных предприятий и автомобильных дорог. Данные зоны можно отнести к средней степени нарушения экологического состояния урбанозёмов. Для их реабилитации соответственно необходимо будет проведение мероприятий по стимуляции и увеличению количества основных групп почвенных микроорганизмов, в результате чего возрастет ферментативная активность почв.

Участки территории города, где значения ИПБС урбанозёмов ниже 0,5, являются участками с максимальной степенью нарушения экологического состояния почв. Они представлены преимущественно селитебными зонами, почвы которых по составу можно отнести к индустриозёмам (по современной классификации). Для реабилитации почв этих территорий необходимо проведение комплексной очистки, улучшение структуры и лишь затем стимуляции микробоценозов.

Полученные данные позволили обобщить систему комплексного мониторинга состояния урбанозёмов г. Саратова, включающую составление базы данных по качественному и количественному составу микроорганизмов, общей ферментативной активности проб почв и активности отдельных ферментов разных групп, вычисления значений ИПБС для территорий отбора проб с последующим картографированием полученных значений. Это даёт возможность не только оценить степень антропогенной нагрузки разных функциональных зон, но и рассчитывать экологические риски населения, обосновывать адекватные мероприятия по реабилитации и рациональному использованию городских территорий.

Заключение

Таким образом, проведение исследований почвенных образцов в разных функциональных зонах территории города Саратова показало, что определение комплекса микробиологических и биохимических показателей является вполне информативным для оценки степени их антропогенной нагрузки.

В нашем исследовании установлены различия в содержании микромицетов, актино-

мицетов, гетеротрофных, азотфиксирующих и целлюлозоразрушающих микроорганизмов в почвах разных функциональных зон города. Дана характеристика активности ферментов: каталазы, дегидрогеназы, инвертазы, фосфатазы, уреазы, сульфитоксидазы и целлюлазы, а также почвенного «дыхания» территорий разных функциональных зон города. Данные интегрального биологического показателя были использованы для построения карт экологического состояния городских почв. Анализ этих карт позволил выявить проблемные участки в различных функциональных зонах, на которые необходимо обратить внимание в первую очередь для улучшения их экологического состояния.

Литература

1. Абросимова О.В., Быкова М.А., Меркулова М.Ю., Тихомирова Е.И. Оценка экологического неблагополучия урбосистем на основе данных мониторинга снежного и почвенного покровов (на примере г. Саратова) // Вестник Саратовского государственного технического университета. 2013. № 1 (73). Т. 4. С. 239–244.
2. Быкова М.А., Абросимова О.В., Тихомирова Е.И., Макарова А.А. Комплексная оценка состояния окружающей среды г. Саратова по данным химического и микробиологического загрязнения // Фундаментальные исследования. 2012. № 5-1. С. 133–137.
3. Ларионов М.В. Оценка экологического состояния городской среды в среднем и нижнем Поволжье методом экологического картографирования // Достижения вузовской науки. 2012. № 1. С. 31–36.
4. Захарченко Е.С. Экологические аспекты функционирования кластеров в Саратовской области // Вестник Саратовского государственного технического университета. 2010. № 1. Т. 2. С. 231–235.
5. ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. Введ. 1983 –12 – 21. М.: Изд-во стандартов, 2004. С. 2–4.
6. Методы стационарного изучения почв. М.: Наука, 1977. 152 с.
7. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
8. Тепер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. М.: Дрофа, 2004. 256 с.
9. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов н/Д: Изд-во Рост. ун-та, 2003. 204 с.
10. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.

УДК 631.466.1:574.4:504.064.36(211.7)

**Трансформация растительности, почв и почвенной микробиоты
в зоне воздействия породных отвалов угольной шахты «Воркутинская»**

© 2015. Ф. М. Хабибуллина, д.б.н., с.н.с.,
Е. Г. Кузнецова, к.б.н., с.н.с., А. Н. Панюков, к.б.н., н.с.,
Институт биологии Коми научного центра УрО РАН,
e-mail: fluza@ib.komisc.ru

Исследованы растительность, почвы и почвенная микробиота в районе воздействия породного отвала, сформированного в результате угледобычи в Воркутинском промышленном районе (Республика Коми). Выделены три зоны по влиянию техногенного объекта на состояние основных компонентов тундровых экосистем (импактная, буферная и фон). В импактной зоне отмечено зарастание участка, прилегающего к отвалу, травянистыми растениями, их доля в проективном покрытии составила около 40%. Почвы характеризуются повышенным содержанием бария и стронция по сравнению с фоном, что свидетельствует о загрязнении территории вблизи отвала угольной пылью, содержащей эти элементы. В составе почвенной микробиоты присутствуют виды, характерные для антропогенно нарушенных местообитаний, – чёрные стерильные колонии *Mycelia sterilia*, *Cladosporium cladosporioides*, *Aureobasidium pullulans*, *Paecilomyces carneus*, *P. inflatus*, *Mucor* sp., а также дрожжевые грибы рода *Candida*. Почвы и растительность буферной зоны испытывают меньшее воздействие породного отвала. В составе почвенной биоты преобладают виды, характерные для фоновых почв, вместе с тем высока доля и эвриотопных видов микромицетов из родов *Paecilomyces*, *Mucor*, *Aureobasidium*. На фоновом участке почва, растительность и почвенная микробиота характерны для зональных природных экосистем данного района. Установлено, что породный отвал не является источником значительного загрязнения почв аэрогенным путём. Изменения в микробном комплексе почв на прилегающей к отвалу территории связаны, главным образом, с изменением условий функционирования тундровой экосистемы в связи с формированием породного отвала.

The article is devoted to investigation of vegetation, soils, and soil microbiota in the impact area of the coal mine 'Vorkutinskaya' located in the Vorkuta industrial region (Komi Republic, Russia). Area around coal mining is divided into three impact zones (impact zone, buffer zone and background). The impact zone near mine dumps is being overgrown with grassy plants which ratio in projective cover is 40%. Soils contain increased amounts of barium and strontium as compared to background since they are contaminated with coal dust that includes the above elements. Soil microbiota involves species which normally grow at anthropogenically disturbed areas as black sterile colonies of *Mycelia sterilia*, *Cladosporium cladosporioides*, *Aureobasidium pullulans*, *Paecilomyces carneus*, *P. inflatus*, *Mucor* sp. and yeast fungi of the *Candida* genus. Soils and vegetation in the buffer zone are less damaged. Soil biota is dominated by species being typical of background soils but also includes numerous eurytopic species of micromycetes from the *Paecilomyces*, *Mucor*, *Aureobasidium* genera. In the background zone, soil, vegetation, and soil microbiota are typical for nature ecosystem of the study region. The mine dumps are identified not to cause significant aerogenic soil pollution. The changes in soil microbe complex at the area near mine dumps are mainly related with changed living conditions of tundra ecosystem due to formation of mine dumps.

Ключевые слова: тундровые экосистемы, растительность, почва, почвенная микробиота, угледобыча, породные отвалы, загрязнение почв

Keywords: tundra ecosystems, vegetation, soil, soil micromycetes, coal mining, mine dumps, soil pollution

В крупных угледобывающих районах, к которым относится и Воркутинский промышленный район (Республика Коми), происходит интенсивное преобразование природной среды и деформация естественных экосистем. Добыча каменного угля как открытым, так и подземным способом сопровождается формированием породных отвалов, занимающих значительную площадь. Отвалы также служат источником аэрогенного загрязнения прилегающей территории [1, 2].

Экосистемы северных регионов формируются в экстремальных климатических услови-

ях, поэтому они очень уязвимы к техногенному воздействию и длительное время восстанавливаются после разрушения.

При изучении трансформации природных экосистем под влиянием различных видов нарушения и загрязнения необходим системный подход, поскольку биогеоценоз является целостным образованием, состоящим из растительного сообщества, зоомикробного комплекса и почвы. Особенно чутко реагируют на изменение условий среды обитания почвенные микроорганизмы, которые могут служить биоиндикаторами состояния окружающей среды.

В тундровой зоне на Северо-Востоке европейской части России микробиологические характеристики почв природных и антропогенно трансформированных экосистем изучены недостаточно. В Воркутинском районе исследовалось, главным образом, влияние угледобывающей промышленности только на почвенные водоросли [2].

В настоящей работе представлены результаты изучения растительного сообщества, почв и почвенной микробиоты как взаимосвязанных компонентов тундровых экосистем в зоне воздействия породного отвала, образующегося при добыче угля на шахте «Воркутинская».

Объекты и методы

Для рассматриваемого района характерны суровые климатические условия. Длительная зима с низкими температурами воздуха (средняя для января -20 , -25 °С) сменяется коротким прохладным летом со средней температурой июля $+12$ °С. Сумма температур воздуха выше $+10$ °С составляет менее 600 °С. За год выпадает в среднем 500 мм осадков. Распространение вечной мерзлоты усиливает суровость климатических условий. Район Воркуты относится к зоне географически сплошного распространения многолетнемерзлых пород.

Зональным типом растительных сообществ в этом районе являются кустарниковые тундры. Наибольшее распространение имеют различные варианты ерниковых, ивняковых и кустарничковых тундр, а также плоскобугристые болота. Несколько реже встречаются дриадовые, осоково- и разнотравно-моховые тундры, осоковые и пушицевые болота, а также травянистые тундры (тундровые луга).

Наиболее распространены на рассматриваемой территории тундровые торфянисто-поверхностно-глеевые почвы, формирующиеся на покровных суглинках. Важной чертой строения почвенного профиля является его резкое разделение на надминеральную (грубогумусовую) и минеральную части.

Исследования на территории расположения породного отвала шахты «Воркутинская», который функционирует с 1994 г. по настоящее время, проводили в летний период 2010 г. Отвал образован шахтными породами, имеющими углисто-аргиллитовый состав. Площадь основания отвала составляет 160 тыс. м², высота около 25 м, объём вмещающей породы более 2500 тыс. м³. Развития растительности на отвале не отмечено. При визуальном обследовании территории были выделены три зоны по

влиянию техногенного объекта на состояние почвенно-растительного покрова. К первой зоне максимального воздействия (импактной) относятся прилегающие к породному отвалу участки, расположенные в радиусе около 50 м. Вторая зона умеренного воздействия (буферная) находится примерно в 700 м от границы отвала, третья зона (условно фоновая) – в 4 км.

На выбранных участках были выполнены геоботанические описания, заложены почвенные разрезы, отобраны образцы почв и отвальной породы на химический и микробиологический анализы.

Микробиологический анализ проводили общепринятыми методами посева почвенной суспензии на агаризованные питательные среды [3, 4].

Для характеристики структуры комплекса грибов использовали такой общеэкологический показатель, как частота встречаемости вида. При этом под частотой встречаемости понимали отношение числа образцов, где вид обнаружен, к общему числу исследованных образцов [5]. На основании величины пространственной частоты встречаемости выделяли редкие виды – частота встречаемости 25 – 30% , частые – 30 – 50% и доминирующие – 50 – 100% .

Идентификацию микроскопических грибов осуществляли по культурально-морфологическим признакам в соответствии с определителями [6 – 9].

Численность микроорганизмов определяли методом люминесцентной микроскопии. Расчёт биомассы производили в соответствии с общепринятой методикой [4].

Химический анализ образцов почв (определение рН вод., содержания органического углерода, азота, фосфора, калия, микроэлементов) проведён в экоаналитической лаборатории «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН, аккредитованной в Системе аккредитации аналитических лабораторий Росстандарта России. Для определения содержания кислоторастворимых форм Zn, Cu, Co, V, Ni, Sr, Mn Ba, Ti использовался метод атомно-эмиссионной спектроскопии в индукционно-связанной плазме. Анализ проводили на приборе Spectro Ciros (Германия). Статистическую обработку данных производили с помощью пакета программ Statistica-6.0, MS Excel 5.0, Biodiversity.

Результаты и их обсуждение

Участок в импактной зоне расположен к северу от отвала и представляет собой нару-

шенную ерниково-ивняковую разнотравно-моховую тундру. Здесь отмечены старые следы прохода гусеничного транспорта. Напочвенный покров и верхние горизонты почв характеризуются частичным нарушением. На рассматриваемом участке импактная зона защищена отвалом от преобладающих в данном районе южных и юго-западных ветров. На склонах и у подножия отвала происходит значительное накопление снега, и соответственно в тёплый период участок имеет избыточное увлажнение.

В ярусе кустарников преобладают карликовая берёза, ивы филиколистная, шерстистая и серо-голубая. В травянисто-кустарничковом ярусе господствуют травы, обычные для тундровой зоны, в частности, вейник незамечаемый, ясколка енисейская, виды влажных местообитаний – пушица Шейхцера, белозор болотный, а также элементы антропогенной флоры – щучка дернистая, хвощ полевой и ряд других. Из кустарничков единично присутствуют брусника, голубика и ива сетчатая. Напочвенный покров образован крупными сливающимися пятнами зелёных и политриховых мхов, его проективное покрытие составляет 60%.

В процессе формирования шахтного отвала произошло частичное нарушение почвенно-растительного покрова в импактной зоне, изменился гидротермический режим. Изменение условий обитания привело к зарастанию данного участка травянистыми растениями, их доля в проективном покрытии составила около 40% (на ненарушенных территориях обычно 5–10%).

Почвенная прикопка сделана на нарушенном участке, заросшем травами и фрагментарно занятом моховой растительностью. Избыточное увлажнение нашло отражение и в строении профиля почвы. Сверху до 2 см глубиной слой из опада трав и слаборазложившихся моховых остатков, ниже суглинок до 4 см, тёмно-серый, вязкий, сырой, переплетён корнями трав. Под слабоодренованным слоем наблюдается неравномерно окрашенный суглинок – на сизо-сером фоне ржаво-бурые пятна. На глубине от 6 до 18 см отмечена погребённая масса торфянистого слоя с остатками кустарничковой растительности. С глубины 18–20 см следует глеево-тиксотропный суглинок, аналогичный такому же в ненарушенных почвах.

В буферной (умеренного воздействия отвала) зоне участок, где проводились исследования, расположен примерно в 600 м в северном направлении от участка в импактной зоне

и представляет собой ерниково-ивняковую пушицево-моховую тундру. Механические нарушения почвенно-растительного покрова не отмечены. Сообщество характерно для вершин, пологих склонов моренных гряд и холмов. Микрорельеф слабоволнистый, мелкопочковатый. Кустарниковый ярус вполне развит, сложен карликовой берёзой и ивами филиколистной, шерстистой и серо-голубой, общее проективное покрытие составляет около 60%. Травянисто-кустарничковый ярус не сплошной, но также хорошо выражен. Ведущую роль в нем играет пушица Шейхцера, отмечено небольшое количество кустарничков: вороники, голубики, княженики и трав – овсяницы овечьей, вейника незамечаемого и ряда других. Напочвенный покров практически сплошной, на 70% сложен зелёными мхами, количество лишайников невелико. Почва в буферной зоне – тундровая торфянисто-поверхностно-глеевая суглинистая имеет строение А0А1 – Вg – ВС, характерное для целинных тундровых почв. Участок, на котором был заложен разрез, характеризуется меньшей степенью гидроморфизма по сравнению с импактной зоной.

В качестве фонового выбран участок ивняково-ерниковой кустарничково-моховой тундры, расположенный в 4 км к востоку от породного отвала на плоской вершине водораздельной гряды. Общее проективное покрытие кустарничкового яруса составляет около 70%. В травянисто-кустарничковом ярусе преобладают вороника, брусника и голубика, а также некоторые травы: осока бледноватая, овсяница овечья, грушанка крупноцветковая, золотарник и ряд других. Моховой покров практически сплошной, мощный, сложен в основном зелёными мхами, пятнами встречаются лишайники. Почвенный разрез был заложен на межбугорковом участке, где почва тундровая торфянисто-поверхностно-глеевая суглинистая характеризуется следующим строением: А0А1 – Gtx – Вg – ВС.

Результаты химического анализа почв и смешанного образца отвальной породы представлены в таблице 1. Почвы кислые – значения рНвод. колеблются в пределах 4,6–5,5. Органический углерод и минеральные элементы во всех почвах сосредоточены в верхнем органогенном горизонте. В минеральном горизонте их концентрация резко снижается. Таким образом, на всех исследованных участках проявляется характерное для северных почв резкое разделение органогенного слоя и минеральной толщи по содержанию органического углерода

Таблица 1

Химический состав тундровых почв и отвальной породы

Месторасположение	Горизонт, глубина, см	рНвод.	Сорг., %	N _{гидр}	P ₂ O ₅	K ₂ O
				мг/100 г почвы		
Породный отвал	Отвальная порода, 0–10	8,0	17,39	2,46	67,2	15,08
Импактная зона	A0 0–2	5,6	11,03	10,64	12,71	69,90
	Gtx 2–10	5,0	3,26	2,91	5,52	9,63
Буферная зона	A0A1 0–12	5,5	9,01	12,32	11,91	35,55
	Bg 10–20	4,6	2,03	2,91	2,87	6,14
Фон	A0A1 0–6	5,2	13,69	12,32	14,92	41,92
	Gtx 6–20	4,9	5,14	6,00	1,65	7,53

Таблица 2

Содержание микроэлементов в почвах и отвальной породе, мг/кг

Местоположение	Горизонт, глубина, см	Cu	Zn	V	Co	Ni	Mn	Sr	Ba
Породный отвал	Отвальная порода, 0–10	56	77	40	18	90	480	98	180
Импактная зона	A0 0–2	16	49	42	9	29	450	51	120
	Gtx 2–10	13	39	51	9	28	430	36	160
Буферная зона	A0A1 0–10	13	45	50	9	25	350	35	98
	Bg 10–20	11	45	58	11	24	370	18	68
Фон	A0A1 0–6	12	50	49	8	21	450	36	90
	Gtx 6–20	5	27	48	6	13	220	12	41

и минеральных элементов, высвобождающихся из разлагающихся растительных остатков. В почвах на участках, расположенных вблизи отвала, не обнаружено заметных изменений в рассматриваемых показателях по сравнению с фоном. Следует отметить более высокое содержание калия в органогенном горизонте почвы импактной зоны, что, по-видимому, связано со значительной долей участия травянистой растительности в напочвенном покрове на данном участке.

Отвальная порода (смешанный образец) характеризуется слабощелочной реакцией и повышенным содержанием органического углерода и фосфора (табл. 1).

Для оценки степени загрязнения почв изучалось содержание в них некоторых микроэлементов. В породе отвала и в почвах определяли содержание тех элементов, которые, главным образом, участвуют в загрязнении почв под воздействием шахтного комплекса [2]. Результаты анализа приведены в таблице 2.

По данным количественного химического анализа, содержание большинства микроэлементов в почвах соответствует фоновым значениям для рассматриваемой территории [2, 10] и не превышает ПДК (ОДК) [11, 12].

Относительно более высокие концентрации некоторых микроэлементов (Cu, Zn, Mn, Ni, Ba) в органогенных горизонтах по сравнению с минеральными связаны с процессом биогенной аккумуляции. Отвальная порода характеризуется более повышенным количеством Cu, Zn, Co, Ni, и особенно Sr и Ba по сравнению с почвами. Установлено, что основными микроэлементами углевещающих пород являются именно Ba и Sr [2]. В почве импактной зоны также отмечено более высокое содержание Sr и Ba, чем в почвах буферного и фонового участков, что, по-видимому, связано с загрязнением угольной пылью прилегающей к отвалу территории.

При добыче угля вскрышные и шахтные породы, попадая на дневную поверхность, осваиваются различными организмами, в том числе и микобиотой. Из отвальной породы выделены и идентифицированы 20 видов микромицетов, принадлежащих к 9 родам из отделов *Zygomycota*, формального класса *Anamorphic fungi* и *Basidiomycota* (табл. 3). Наибольшее видовое разнообразие обнаружено среди анаморфных грибов (шесть родов) и зигомицетов (три рода). Зигомицеты представлены 8 видами из родов *Mucor* и *Mortierella*, широко рас-

пространёнными в почвах в разных географических зонах. Из образцов породы активно выделялись также колонии *Mycelia sterilia*, главным образом тёмно-бурые и чёрные. Обилие видов родов *Mucor* и *Mortierella* существенно выше, чем анаморфных грибов. Комплекс типичных видов микромицетов включает 5 доминирующих, 5 частых и 11 редких видов. Доминировали тёмноокрашенные колонии стерильного мицелия трёх типов: чёрные, бурые пушистые и бурые бархатистые

с тяжистым мицелием. Также обильно выделялись два вида рода *Mortierella* – *M. alpina* и *M. cephalosporina*. Из разряда часто встречающихся высоким обилием характеризовались тёмноцветные анаморфные микромицеты – *Cladosporium herbarum*, *Aureobasidium pullulans*, *Macrosporium commune* и из зигомицетов *Mucor racemosus*. Разряд редко встречающихся и случайных грибов, где частота встречаемости меньше 30%, был представлен видами из родов *Phoma*, *Hymicola*, светлоокра-

Таблица 3

Структура комплекса типичных видов микромицетов в почвах и отвальной породе

Доминирующие виды (50–100%)	Частые виды (30–50%)	Редкие виды (25–30%)
Отвальная порода (20 видов)		
<i>Mortierella alpina</i> Peyronel., <i>M. cephalosporina</i> Chalab., <i>Mycelia sterilia</i> (бурый без тяжей, мохнатый), <i>Mycelia sterilia</i> (тёмно-коричневый тяжистый), <i>Mycelia sterilia</i> (чёрный)	<i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary) G. Arnaud, <i>Geomyces pannorum</i> (Link) Hugkes, <i>Cladosporium herbarum</i> (Pers.) Link ex Fries, <i>Macrosporium commune</i> Rabenh., <i>Mucor racemosus</i> Fres	<i>Zygodemus marginatus</i> Cooke & Harkn., <i>Mucor alboater</i> Naumov, <i>M. circinelloides</i> Tiegh., <i>M. globosum</i> A. Fisher, <i>M. hiemalis</i> Wehmer, <i>Phoma</i> sp., <i>Mycelia sterilia</i> (белый плёнчатый с тяжами), <i>Mycelia sterilia</i> (белый пушистый), <i>Hymicola</i> sp., <i>Zygodemus marginatus</i> Cooke & Harkn.
Импактная зона (25 видов)		
<i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary) G. Arnaud, <i>Mortierella alpina</i> Peyronel, <i>M. cephalosporina</i> Chalab., <i>M. verticillata</i> Linnem., <i>Paecilomyces carneus</i> (Duché & R. Heim) A.H.S. Br. & G. Sm., <i>P. inflatus</i> (Burnside) J.W. Carmich., <i>Penicillium lanosum</i> Westl., <i>P. nigricans</i> K.M. Zalessky	<i>Cladosporium herbarum</i> (Pers.) Lk., <i>Geomyces pannorum</i> (Link) Hugkes, <i>Penicillium camemberti</i> Thom, <i>Mortierella pusilla</i> Oudem., <i>M. turficola</i> Y. Ling, <i>M. racemosus</i> Fres, <i>Mycelia sterilia</i> (тёмно-корич. тяжистый), <i>Mycelia sterilia</i> (чёрный)	<i>Mucor alboater</i> Naumov, <i>M. globosum</i> A. Fisher, <i>M. hiemalis</i> Wehmer, <i>M. circinelloides</i> Tiegh., <i>Umbelopsis ramanniana</i> (Möller) W. Gams, <i>U. vinacea</i> (Dixon-Stew.) Arx, <i>Penicillium purpurescens</i> (Sopp) Raper & Thom, <i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fres.) de Vries, <i>Mycelia sterilia</i> (c/o)
Буферная зона (22 вида)		
<i>Umbelopsis vinacea</i> (Dixon-Stew.) Arx, <i>U. ramanniana</i> (Möller) W. Gams, <i>Cladosporium herbarum</i> (Pers.) Link ex Fries, <i>Cl. cladosporioides</i> (Fres.) de Vries, <i>Penicillium purpurescens</i> (Sopp) Raper & Thom, <i>Mycelia sterilia</i> (c/o)	<i>Mortierella alpina</i> Peyronel., <i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary) G. Arnaud, <i>Paecilomyces inflatus</i> (Burnside) J.W. Carmich, <i>Penicillium lanosum</i> Westl., <i>P. camemberti</i> Thom, <i>P. kapuscinskii</i> K.M. Zalessky, <i>Mycelia sterilia</i> (т/о)	<i>Mortierella verticillata</i> Linnem., <i>Aspergillus versicolor</i> (Vuill.) Tirab., <i>Penicillium simplicissimum</i> (Oudem.) Thom, <i>P. implicatum</i> Biourge, <i>P. simplicissimum</i> (Oudem.) Thom, <i>P. nigricans</i> K.M. Zalessky, <i>Phoma</i> sp., <i>Trichoderma polysporum</i> (Link:Fr.) Rifai,
Фон (23 вида)		
<i>Geomyces pannorum</i> Hug., <i>Mycelia sterilia</i> (c/o), <i>Cladosporium herbarum</i> (Pers.) Link ex Fries	<i>Mortierella alpina</i> Peyronel, <i>M. isabellina</i> Oudem., <i>M. verticillata</i> Linnem., <i>Umbelopsis ramanniana</i> (Möller) W. Gams, <i>U. vinacea</i> (Dixon-Stew.) Arx, <i>Penicillium camemberti</i> Thom, <i>P. kapuscinskii</i> K.M. Zalessky, <i>P. lanosum</i> Westl., <i>P. simplicissimum</i> (Oudem.) Thom, <i>Mycelia sterilia</i> (т/о)	<i>Aspergillus versicolor</i> (Vuill.) Tirab., <i>Aureobasidium pullulans</i> (de Bary) Arand, <i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fres.) de Vries, <i>Penicillium canescens</i> Sopp, <i>P. frequentans</i> Westling, <i>P. herquei</i> Bain. Et Sart., <i>P. implicatum</i> Biourge, <i>P. roqueforti</i> Thom, <i>P. verrucosum</i> var. <i>cyclopium</i> Abe, <i>Phoma</i> sp.

шенными колониями без спороношений, зигомицетами – *Mucor alboater*, *M. circinelloides*, *M. globosum*, *M. hiemalis*, а также базидиальным грибом – *Zygodon marginatus*.

Из органогенного слоя целинной фоновой почвы было выделено 23 вида микромицетов, включая представителей *Mycelia sterilia* (табл. 3). Аскомицеты представлены только одним видом *Chaetomium globosum*, отмеченным единичными находками. Зигомицеты насчитывают 7 видов из родов *Umbelopsis* и *Mortierella*, которые являются типичными для тундровых экосистем [13].

Наибольшее количество среди выделенных видов приходится на несовершенные грибы с доминирующим положением рода *Penicillium* (9 видов). Наиболее часто отмечались *Penicillium camemberti*, *P. kapuscinskii*, *P. simplicissimum*, *P. lanosum*. Род *Aspergillus* представлен видом *A. versicolor*. Высоким обилием характеризовались *Geomyces pannorum* и белая пушистая форма стерильного мицелия, которые можно отнести к разряду доминирующих. Другие светлоокрашенные микромицеты немногочисленны. Тёмноцветные микромицеты представлены всего 2 видами из 2 родов – *Cladosporium herbarum*, *Aureobasidium pullulans*. Комплекс типичных видов микромицетов включает 3 доминирующих, 7 частых и 13 редких видов. Среди доминирующих и частых видов представлены как типичные для тундры *Geomyces pannorum* и *P. lanosum*, так и виды, характерные для более разнообразных климатических условий (космополиты).

В почве импактной зоны выделено и идентифицировано 25 видов из 8 родов и тёмно- и светлоокрашенные представители стерильного мицелия (табл. 3). Отмечается «перерождение» типичного комплекса микромицетов, в результате чего в почве импактной зоны обильно представлены виды, редко встречающиеся или вовсе нетипичные для зональных почв: *Mucor alboater*, *M. globosum*, *M. hiemalis*, *M. circinelloides*, *M. racemosus*, *Mortierella pusilla*, *M. cephalosporina*, *Mortierella turficola*, *Paecilomyces carneus*, *Umbelopsis sp.*, *Paecilomyces inflatus*, *Penicillium purpureascens*, *Penicillium nigricans*, *Mycelia sterilia* (тёмно-коричневый тяжистый). Некоторые виды, часто встречающиеся в почве фоновой территории, перешли в разряд редких (*Mycelia sterilia* (с/о) или, наоборот, редкие виды в разряд доминирующих (*Aureobasidium pullulans*). Коэффициент сходства по Жаккару для всего видового состава почв импактного и фонового участков составил 28,9%, для частых и ред-

ких видов – 6% и 2,2% соответственно. В разряде доминирующих общие виды отсутствовали. На питательной среде Виноградского вокруг почвенных комочков наблюдалось активное их обрастание дрожжевыми грибами, в том числе и рода *Candida*. Дрожжевые грибы также активно выделялись на средах суфла, Чапека и КАА.

В буферной зоне в почве выделены и идентифицированы 22 вида микромицетов, принадлежащих к 8 родам из отдела *Zygomycota* и формального класса *Anamorphic fungi* (табл. 3). Наибольшее видовое разнообразие обнаружено среди анаморфных грибов (пять родов) и зигомицетов (три рода). Комплекс типичных видов микромицетов включает 7 доминирующих, 7 частых и 8 редких видов. Среди доминирующих и частых видов представлены как типичные для тундры – *Geomyces pannorum* и *P. lanosum*, *Cladosporium herbarum*, *Mycelia sterilia* (с/о), *Mortierella alpina*, так и виды, активно развивающиеся в импактной зоне – *Paecilomyces inflatus*, *Penicillium nigricans*, и обнаруженный только в этой зоне вид – *Trichoderma polysporum*.

Наибольшее сходство по Жаккару наблюдалось в парах: фон – буферная зона (69,2%), импактная – породный отвал (45,2%) и буферная – импактная (40%), наименьшее сходство демонстрировали микромицеты фоновой почвы и породного отвала (17,1%).

По данным прямого счёта наибольшей численностью микроорганизмов характеризуются верхние (органогенные) горизонты исследуемых почв (табл. 4). С глубиной их численность резко снижается, что характерно для почв Севера [14, 15]. В субстрате породного отвала также отмечена низкая численность микроорганизмов.

В органогенном горизонте почвы импактной зоны численность бактерий, спор и дрожжеподобных организмов и длина грибного мицелия заметно выше по сравнению с почвами буферного и фонового участков, микробиота которых по этим показателям отличается незначительно. Следует лишь отметить более высокое количество бактерий в почве буферной зоны по сравнению с фоном. В фоновой почве численность микроорганизмов характерна для зональных почв исследуемого района.

Было установлено, что основная биомасса приурочена к органогенным горизонтам, где её величина в почве импактной зоны была наибольшей (табл. 5). При этом основную организацию микробного пула определяют грибы

Таблица 4

Численность бактерий, спор грибов и дрожжеподобных организмов и длина грибного мицелия в почвах и отвальной породе

Горизонт	Бактерии, млрд кл./г а.с.п.	Мицелий грибов, м/г а.с.п.	Споры и дрожжеподобные организмы, млн/г а.с.п.
Породный отвал			
0-20 см	0,09	55,75	0,97
Импактная зона			
A0A1	3,80	504,37	13,7
B	0,01	21,35	0,72
Буферная зона			
A0A1	1,0	223,25	7,23
Gtx	0,01	12,3	1,88
Фон			
A0A1	0,03	283,56	8,16
Gtx	0,01	0	2,20

Таблица 5

Биомасса микроорганизмов в почвах и отвальной породе, мг/г

Горизонт (глубина)	Бактерии	Мицелий грибов	Споры грибов и дрожжеподобные организмы	Всего
Породный отвал				
0-10 см	0,002	0,12	0,01	0,14
Импактная зона				
A0A1	0,08	1,4	0,14	1,62
Gtx	0,0002	0,07	0,007	0,08
Буферная зона				
A0A1	0,02	0,80	0,07	0,89
Gtx	0,0002	0,02	0,01	0,03
Фон				
A0A1	0,04	0,4	0,004	0,44
Gtx	0,0002	0	0,02	0,02

(90%). В минеральных горизонтах происходит резкое снижение биомассы. Субстрат породного отвала также характеризуется низкой биомассой.

В ряду почв зон *фоновая* → *буферная* → *импактная* наблюдалось в общей биомассе возрастание доли спор и дрожжеподобных организмов (0,004, 0,07 и 0,14 мг/г соответственно). Отмеченное обилие дрожжевых грибов в почве импактной зоны может быть связано с наличием здесь травянистой растительности, остатки которой легче подвергаются разложению по сравнению со мхами. Развитию дрожжевых грибов может также способствовать повышение гидроморфизма на участке, расположенном вблизи отвала, и создание анаэробных условий, а также изменение температурного режима в сторону потепления.

Заключение

На территории расположения породного отвала шахты «Воркутинская» были выделены три зоны по влиянию техногенного объекта на состояние растительности, почв и почвенной биоты (импактная, буферная и фон). В импактной зоне нарушен частично почвенно-растительный покров. В растительном покрове отмечено, по сравнению с природными экосистемами, увеличение доли сорно-пионерной растительности, снижение участия кустарничков на фоне увеличения доли осок, болотного разнотравья при заболачивании. Почвы характеризуются повышенным содержанием бария и стронция по сравнению с фоном, что свидетельствует о загрязнении прилегающих к отвалу участков угольной пылью. Содержание тяжёлых металлов не превышает

установленные нормативы. В составе почвенной микробиоты присутствуют виды, устойчивые к техногенному воздействию и характерные для антропогенно нарушенных местообитаний, – черные стерильные колонии *Mycelia sterilia*, *Cladosporium cladosporioides*, *Aureobasidium pullulans*, *Paecilomyces carneus*, *P. inflatus*, *Mucor sp.*, а также дрожжевые грибы рода *Candida*. В органогенном горизонте почвы зафиксированы самые высокие значения численности и биомассы микроорганизмов.

Почвы буферной зоны испытывают меньшее воздействие породного отвала. По содержанию бария, стронция и тяжёлых металлов они незначительно отличаются от почв фона. Растительный покров не нарушен. В составе почвенной микробиоты преобладают виды, характерные для фоновых почв, вместе с тем высокая доля и эвритопных видов микромицетов из родов *Paecilomyces*, *Mucor*, *Aureobasidium*.

На фоновом участке почва, растительность и почвенная микробиота характерны для зональных природных экосистем данного района. Среди микромицетов отмечены виды из родов *Geomyces*, *Mortierella*, *Umbelopsis*, *Phoma*.

Таким образом, угольная пыль, попадающая на прилегающие к породному отвалу участки природных экосистем, загрязняет почву и способствует изменению субстрата для обитания микроорганизмов. Вместе с тем данный техногенный объект не является источником значительного загрязнения почв аэрогенным путем. Формированию в импактной зоне своеобразного комплекса микроорганизмов в большей мере, по-видимому, способствовало изменение микроклимата, увеличение доли травянистой растительности.

Работа выполнена при финансовой поддержке программ Уральского отделения РАН (проект программы инициативных фундаментальных исследований 12-У-4-1005).

Литература

1. Воркута – город на угле, город в Арктике / Под ред. М.В. Гецен. Сыктывкар. 2004. 352 с.
2. Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М.В. Гецен. Сыктывкар. 2005. 246 с.
3. Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых её показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48–54.
4. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
5. Мирчинк Т. Г. Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
6. Милько А. А. Определитель мукоральных грибов. Киев: Наукова думка, 1974. 303 с.
7. Ramirez C. Manual and atlas of the Penicillia. Amsterdam-N.-Y.-Oxford: Elsevier Biomedical Press, 1982. 874 p.
8. Ainsworth and Bisby's Dictionary of the fungi. 8th ed. / Eds. D. L. Hawksworth et al. CABI Bioscience. 1995. 540 p.
9. Domsh K. H., Gams W., Anderson T.-H. Compendium of soil fungi. IHW-Verlag Eching, 2007. 672 p.
10. Дымов А.А., Лаптева Е.М., Калашников А.В., Денева С.В. Фоновое содержание тяжёлых металлов, мышьяка и углеводов в почвах Большеземельской тундры // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 4. С. 43–48.
11. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
12. ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 11 с.
13. Хабибуллина Ф.М., Панюков А.Н. Трансформация микробиоты под влиянием сельскохозяйственного освоения почв в тундровой зоне // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 52–58.
14. Паринкина О.М. Микрофлора тундровых почв. Л.: Наука, 1989. 158 с.
15. Стенина Т.А. Биологическая активность некоторых почв Коми АССР // Материалы по почвам Коми АССР. Сыктывкар, 1974. С. 35–42.

Фотосинтетические пигменты и азот в талломах лишайников бореальной флоры

© 2015. Т. К. Головки, д.б.н., зав. лабораторией, О. В. Дымова, к.б.н., с.н.с.,
Г. Н. Табаленкова, д.б.н., в.н.с., Т. Н. Пыстина, к.б.н., с.н.с.,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: dymovao@ib.komisc.ru

Исследовано содержание фотосинтетических пигментов и азота в талломах 21 вида лишайников, обитающих в подзоне средней тайги. Анализ полученных данных показал существенную дифференциацию видов по величине изучаемых показателей. Диапазон концентраций хлорофилла *a* варьировал в пределах 0,2 – 1,3 мг/г сухой массы, содержание азота изменялось от 4 до 40 мг/г сухой массы. Выявлены сезонные изменения в содержании и соотношении пигментов в талломах крупнолистоватого лишайника *Lobaria pulmonaria*. Потеря 30-40% хлорофиллов к весне отражает окислительную деструкцию фотосинтетических пигментов в зимние месяцы. Показана положительная связь между фондом зелёных пигментов и азотным статусом у лишайников с зелёной водорослью. Лишайники с цианобактериями накапливали в 5-8 раз больше азота, чем хлоролишайники, но в целом содержали меньше хлорофилла *a*. Полученные нами данные характеризуют функциональные особенности лишайников бореальной зоны. Результаты согласуются с идеей, что лишайники могут играть заметную роль в круговороте основных органогенных элементов углерода и азота.

Investigations were carried out to determine the chlorophylls, carotenoids, and nitrogen content in thalli of 21 species of lichens. Among them *Peltigera* and *Cladonia* genera prevailed. The significant differences between the species in the studied parameters were observed. The Chl *a* concentration per a unit of thallus dry mass varied from 0,2 up to 1,3 mg/g. Across species, thallus N concentration ranged from 4 to 40 mg/g DW. The positive relationships between thallus nitrogen and Chl *a* content was revealed for the lichens with green algal photobiont. Cyanobacterial lichens accumulated nitrogen in 5-8 times more than chlorolichens, however their thalli contained less by 30% of the Chl *a*. In general, our results agree with idea that lichens can play the marked role in carbon and nitrogen cycles of the boreal ecosystems.

Ключевые слова: лишайники, фотобионт, микобионт,
хлорофилл, каротиноиды, азот, бореальная зона

Keywords: lichens, photobiont, mycobiont, chlorophyll, carotenoids, nitrogen, boreal zone

Введение

Лишайники – устойчивая, саморегулирующаяся ассоциация гриба и водорослей. Они произошли в результате перехода некоторых представителей грибов от гетеротрофного способа питания к использованию продуктов ассимиляции автотрофной водоросли. По разным оценкам в мире их насчитывается от 17 до 20 тыс. видов [1]. Лишайники являются неотъемлемым компонентом большинства растительных сообществ. Разнообразие и распространение лишайников в значительной степени определяется экологическими условиями (климат, наличие влаги, доступность определённых субстратов и т.д.).

В настоящее время для таёжной зоны Республики Коми известно 866 видов лишайников [2, 3]. Наиболее разнообразно представлены виды семейства Lecanogaseae (12,5% от всего видового состава), крупными являются семейства Parmeliaceae (9,2%) и Cladoniaceae (6,9% видов). Бореальный характер лихено-

биоты проявляется и в спектре ведущих по численности родов. Высокое положение в нём занимают такие типичные для таёжных лесов роды, как *Cladonia*, *Lecanora*, *Caloplaca*, *Peltigera*, *Micarea*, *Lecidea*. Богатство лишайнофлоры таёжных лесов можно оценить по соотношению с числом видов сосудистых растений. Величина лишайникового коэффициента составляет около 0,5.

Лишайники играют важную роль в сложении фитоценозов таёжных лесов Европейского Северо-Востока России. В таёжных лесах создается благоприятный для их обитания микроклимат. Хвойный лес увлажняет воздух, снижает колебания температуры, поглощает свет. Под полог древостоя в темнохвойных лесах проникает 5–15%, а в светлохвойных – до 40% света. В бореальных лесах лишайники поселяются на стволах и ветвях деревьев, почве. Их также можно наблюдать на пнях, валеже, сухостое. Представления о современном состоянии лишайнобиоты бореальных лесов и её взаимодействии со средой остаются неполными.

Крайне слабо исследованы функциональные и биохимические свойства лишайников и их компонентов (фото- и микобионта).

Следует отметить, что лишайники являются весьма сложным для эколого-биологического изучения объектом. Таллом (слоевище) лишайника представляет собой сплетение грибных гиф, куда интегрированы клетки фотобионта (зелёные водоросли и/или цианобактерии). В биомассе талломов доминируют грибные гифы микобионта. Хотя на долю фотобионта приходится менее 10% биомассы, он играет важную роль в обеспечении жизнедеятельности лишайниковой ассоциации. Присутствие фотобионта превращает грибной гетеротрофный организм в автотрофную ассоциацию. Фотобионт снабжает гриб органическим углеродом и азотом (в случае цианобактерий), микобионт создаёт условия для функционирования фотобионта. В среднем 40–50% сухой биомассы талломов лишайников состоит из углерода, ассимилированного в процессе фотосинтеза фотобионтом.

Маркерами фотобионта в талломах лишайников являются фотосинтетические пигменты. Пигменты играют центральную роль в фотофизических и фотохимических реакциях фотосинтеза, обеспечивая поглощение, запасание и превращение световой энергии. Фотосинтетический аппарат зелёных одноклеточных водорослей – фотобионтов лишайников аналогичен таковому у высших растений. Процессы фотосинтеза протекают в хлоропластах, во внутренних мембранах (тилакоидах), в которых локализованы пигмент-белковые комплексы двух фотосистем (ФС1 и ФС2) [4]. Клетки цианобактерий (цианопрокариоты) характеризуются развитой системой внутрицитоплазматических мембран (тилакоидов), где локализованы аналогичные комплексы фотосинтетического аппарата. Фотосинтетическими пигментами зелёных водорослей являются хлорофиллы (*a* и *b*), имеющие максимумы поглощения в красной и синей области видимой части солнечного спектра. Весь Хл *b* находится в так называемых светособирающих комплексах (ССК) – наружных антеннах ФС2, тогда как большая часть Хл *a* принадлежит реакционным центрам ФС2. Каротиноиды присутствуют у всех фотосинтезирующих организмов и имеют максимум поглощения в сине-фиолетовой части спектра. У цианобактерий обнаружены Хл *a* и каротиноиды. Функцию Хл *b* выполняют билиновые пигменты, имеющие в отличие от циклической структуры хлорофиллов незамкнутую цепь тетрапиролов. Билиновые пигменты (фикоцианин, фико-

эритрин и аллофикоцианин) найдены в антенных структурах, известных как фикобилисомы. Спектры поглощения фикобилинов имеют максимумы, расположенные в жёлто-зелёной области спектра, не поглощаемой хлорофиллами.

В литературе имеются сведения о содержании фотосинтетических пигментов в лишайниках. Так, в работе [5] собраны данные о фонде зелёных пигментов и азота у 75 видов лишайников из разных климатических зон, включая бореальную. По этим данным концентрация Хл *a* у отдельных представителей лишайников достигала 3 мг/г сухой массы таллома, однако у многих видов она не превышала 0,5 мг/г. Концентрация азота находилась в пределах от 1 до 50 мг/г сухой массы.

Целью настоящей работы было изучить пигментный комплекс представителей лишайников бореальной зоны, выявить видовую изменчивость содержания и соотношения фотосинтетических пигментов, проанализировать связь между накоплением хлорофиллов и азота в талломах лишайников.

Материал и методы

Сбор лишайников проводили в летний период 2013–2015 гг. во время экспедиционных выездов в Княжпогостский, Сысольский и Троицко-Печорский районы Республики Коми (подзона средней тайги). Для определения пигментов и общего азота использовали 10–15 талломов каждого вида. Сезонную динамику содержания пигментов изучали у модельного вида – крупнолистоватого эпифитного лишайника *Lobaria pulmonaria*. Для этого периодически в течение двух лет отбирали по 3–5 образцов талломов в популяции лишайника, обитающего в старовозрастном осиннике в окрестностях г. Сыктывкара.

Пигменты экстрагировали смесью диметилсульфоксид:ацетон (2:1) из высечек талломов (200–250 мг сырой массы) по методике [6] с модификациями. Содержание пигментов определяли спектрофотометрически на приборе UV-1700 («Shimadzu», Япония). Концентрацию хлорофиллов *a* и *b* измеряли при длинах волн 662 и 644 нм соответственно, каротиноидов – при 478 нм (с поправками в максимумах поглощения). Определения проводили в трёх-четырёх биологических и двух-трёх аналитических повторностях.

Содержание азота определяли в высушенном размолотом материале с помощью элементного CHNS-O анализатора (EA-1110, Италия) по сертифицированной методике в аккредито-

ванной экоаналитической лаборатории в двух аналитических и трёх биологических повторностях.

Поскольку оводнённость лишайников сильно меняется в зависимости от наличия влаги в окружающей среде, содержание пигментов и азота относили к единице сухой массы. Для определения содержания сухого вещества образцы талломов фиксировали сухим жаром и высушивали при температуре 7 °С до постоянного веса.

Данные обрабатывали статистически, с использованием однофакторного дисперсионного анализа ANOVA. В таблице и на рисунках приведены средние величины со стандартной ошибкой.

Результаты и их обсуждение

Всего исследован 21 вид лишайников, среди них преобладали формы с листоватым талломом (табл. 1). Эпифитные лишайники (*Usnea hirta*, *Evernia mesomorpha*, *Hypogimnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Lobaria pulmonaria*) обитали на стволах и ветвях живых деревьев. Пельтигеры и кладонии являются преимущественно эпигейными лишайниками, часто входят в

состав мохово-лишайникового яруса. Значительная часть исследованных видов относится к хлоролишайникам, в качестве основного фотобионта они содержат зелёную водоросль. Автотрофный компонент цианолишайников представлен цианопрокариотами, способными к биологической азотфиксации. У некоторых видов (*Lobaria pulmonaria*, *Peltigera aphthosa*, *P. leucophlebia*, *Stereocaulon condensatum*) присутствуют оба типа фотобионтов. Такие лишайники относят к трёхкомпонентным, функцию ассимиляции углерода у них осуществляют в основном зелёные водоросли, а цианобактерии находятся в специфических образованиях – цефалодиях и фиксируют атмосферный азот.

Анализ полученных данных выявил существенную видовую дифференциацию лишайников по содержанию в талломах Хл а – основного фотосинтетического пигмента, входящего в состав реакционных центров обеих фотосистем. Как видно на рисунке 1, диапазон концентраций Хл а находится в пределах от 0,16 мг/г (*Peltigera malaceae*) до 1,3 мг/г (*P. rufescens*). Оба вида относятся к цианолишайникам. Сравнительно высоким накоплением Хл а характеризовались талломы хлоролишайников *Usnea hirta* и *Evernia mesomorpha*, а также лишайни-

Таблица 1

Эколого-биологическая характеристика исследованных лишайников

№№	Вид	Жизненная форма	Экологическая группа (по отношению к субстрату)	Зелёная водоросль	Цианобактерии
1	<i>Cetraria islandica</i>	кустистый	эпигейный	+	–
2	<i>Cladonia rangiferina</i>	кустистый	эпигейный	+	–
3	<i>Cladonia stellaris</i>	кустистый	эпигейный	+	–
4	<i>Cladonia sulphurina</i>	кустистый	эпиксильный	+	–
5	<i>Evernia mesomorpha</i>	листоватый	эпифитный	+	–
6	<i>Hypogimnia physodes</i>	листоватый	эпифитный	+	–
7	<i>Lobaria pulmonaria</i>	листоватый	эпифитный	+	+
8	<i>Parmelia sulcata</i>	листоватый	эпифитный	+	–
9	<i>Peltigera aphthosa</i>	листоватый	эпигейный	+	+
10	<i>Peltigera canina</i>	листоватый	эпигейный	–	+
11	<i>Peltigera leucophlebia</i>	листоватый	эпигейный	+	+
12	<i>Peltigera malacea</i>	листоватый	эпигейный	–	+
13	<i>Peltigera membranacea</i>	листоватый	эпигейный	–	+
14	<i>Peltigera neopolydactyla</i>	листоватый	эпигейный	–	+
15	<i>Peltigera ponojensis</i>	листоватый	эпигейный	–	+
16	<i>Peltigera praetextata</i>	листоватый	эпигейный	–	+
17	<i>Peltigera rufescens</i>	листоватый	эпигейный	–	+
18	<i>Peltigera scarbosa</i>	листоватый	эпигейный	–	+
19	<i>Platismatia glauca</i>	листоватый	эпифитный	+	–
20	<i>Stereocaulon condensatum</i>	кустистый	эпигейный	+	+
21	<i>Usnea hirta</i>	кустистый	эпифитный	+	–

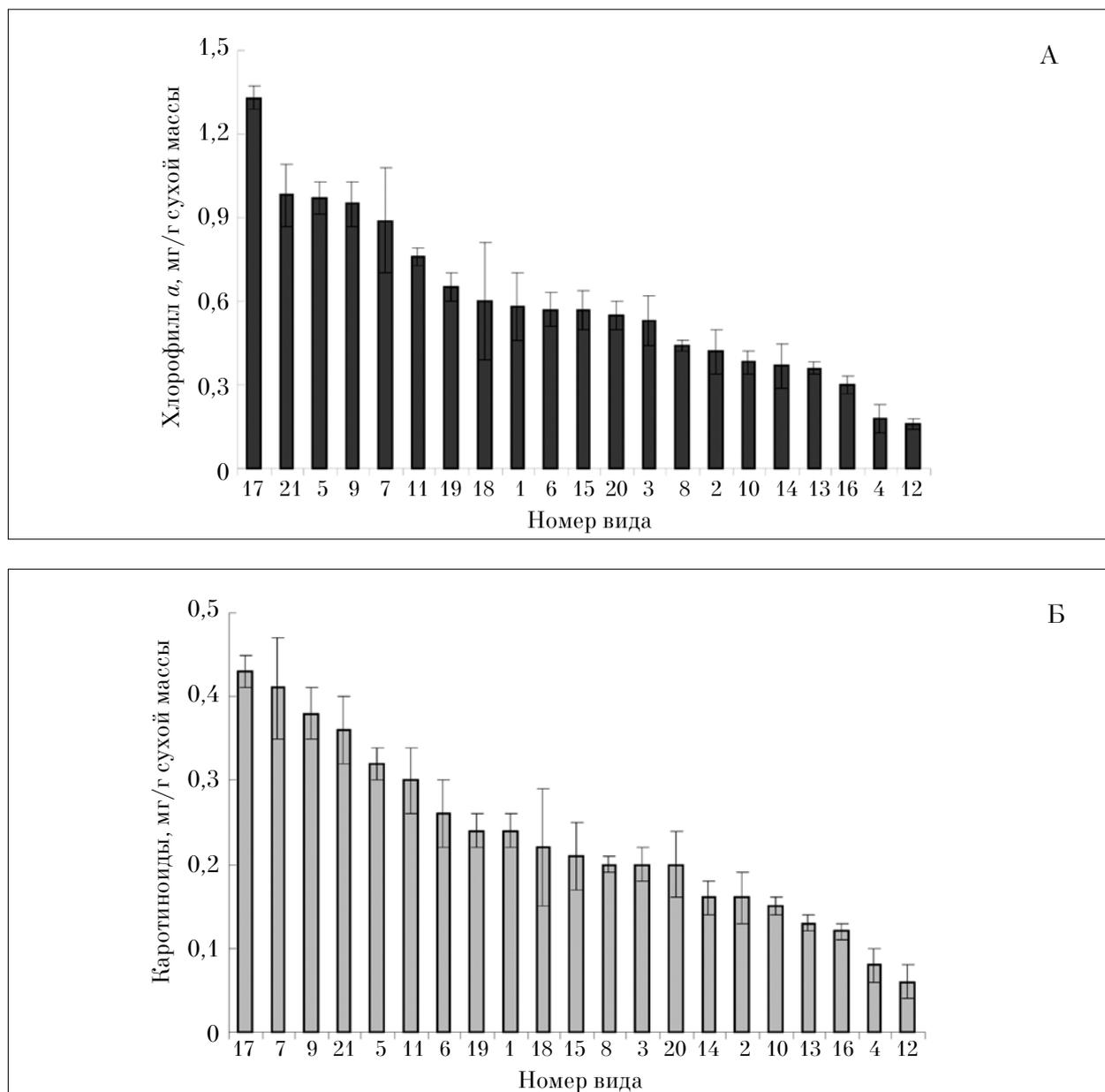


Рис. 1. Содержание хлорофилла *a* (А) и каротиноидов (Б) в талломах разных видов лишайников, 2014-2015 гг. Номер вида как в таблице 1.

ков *Peltigera aphthosa*, *P. leucophlebia* и *Lobaria pulmonaria*, содержащих фотобионты обоих типов. Наряду с цианолишайником *P. malacea* низким фондом Хл *a* отличались талломы хлоролишайника *Cladonia sulphurina*. У большей части видов содержание Хл *a* в талломах варьировало в пределах 0,4–0,6 мг/г. Как и следовало ожидать, значимые количества Хл *b* ($P < 0,05$) были обнаружены в талломах лишайников с зелёной водорослью. У хлоролишайников и лишайников, содержащих наряду с цианопрокариотами и зелёные водоросли, соотношение Хл *a/b* составляло в среднем 3–3,5. Содержание фикобилинов в цианолишайниках не определяли.

Исследованные виды лишайников содержали от 0,1 до 0,4 мг каротиноидов в расчёте на 1 г сухой массы таллома. Концентрация жёлтых пигментов в талломах была в 2–4 раза ниже, чем зелёных. При этом талломы с высоким содержанием хлорофилла накапливали больше каротиноидов.

Наши результаты согласуются с имеющимися в литературе данными о сравнительно низком фонде хлорофиллов у лишайников [5, 7]. Сопоставление лишайников с сосудистыми растениями бореальной зоны показало, что содержание фотосинтетических пигментов в талломах на порядок ниже, чем в листьях травянистых и древесных видов [8]. По накоплению

хлорофилла лишайники существенно уступают даже плаунам. Это соответствует низкому уровню их жизнедеятельности, что проявляется в росте. По разным данным [9] годичный прирост талломов лишайников, обитающих в крайних условиях (пустыни, высокогорья), менее 1–2 мм. Вместе с тем у некоторых листоватых форм лишайников в благоприятных условиях обитания (лес) за год площадь таллома может увеличиться на несколько см².

Определения сезонной динамики пигментов были выполнены нами на модельном виде лишайника *Lobaria pulmonaria* (лобария лёгочная). Этот вид достаточно широко распространён в пределах таёжной зоны, особенно в подзоне южной и средней тайги [10, 11]. Лобарию можно встретить в лесах разной формации, максимального обилия она достигает в старовозрастных осинниках, долинных ельниках и пойменных древовидных ивняках.

Согласно полученным данным (рис. 2) содержание хлорофиллов (*a+b*) в талломах лобарии изменялось от 0,9 до 2,3 мг/г и составляло в среднем 1,5 мг/г сухой массы. Близкие значения приводятся для данного вида лишайника, обитающего в листопадном лесу в юго-западной части Канады [12]. К концу лета содержание зелёных пигментов в талломах повышалось, а к весне следующего года оно заметно снижалось.

Наименьшее количество хлорофиллов в талломах было обнаружено в апреле, когда света в лесу становится больше, а среднемесячная температура еще остаётся низкой. Потеря 30–40% хлорофиллов к весне отражает окислительную деструкцию фотосинтетических пигментов в зимний период.

Не выявили существенного изменения соотношения Хл *a/b* в течение года, что может указывать на перераспределение хлорофиллов между светособирающими комплексами и реакционными центрами. Величина этого показателя в среднем равнялась 3. Хлорофиллы, принадлежащие светособирающему комплексу, летом составляли 60–70%, зимой – 50–55% суммы всех зелёных пигментов. Увеличение количества светособирающих хлорофиллов способствует более эффективному использованию лишайником света низкой интенсивности в летний период, когда лесной полог становится плотнее и пропускает меньше солнечной радиации.

Талломы лобарии лёгочной характеризовались относительно высоким содержанием каротиноидов, 0,4–0,7 мг/г. На долю каротиноидов приходилось около 25% всего фонда фотосинтетических пигментов. Пул каротиноидов был представлен в основном ксантофиллами, около 80%. Большую часть составлял лю-

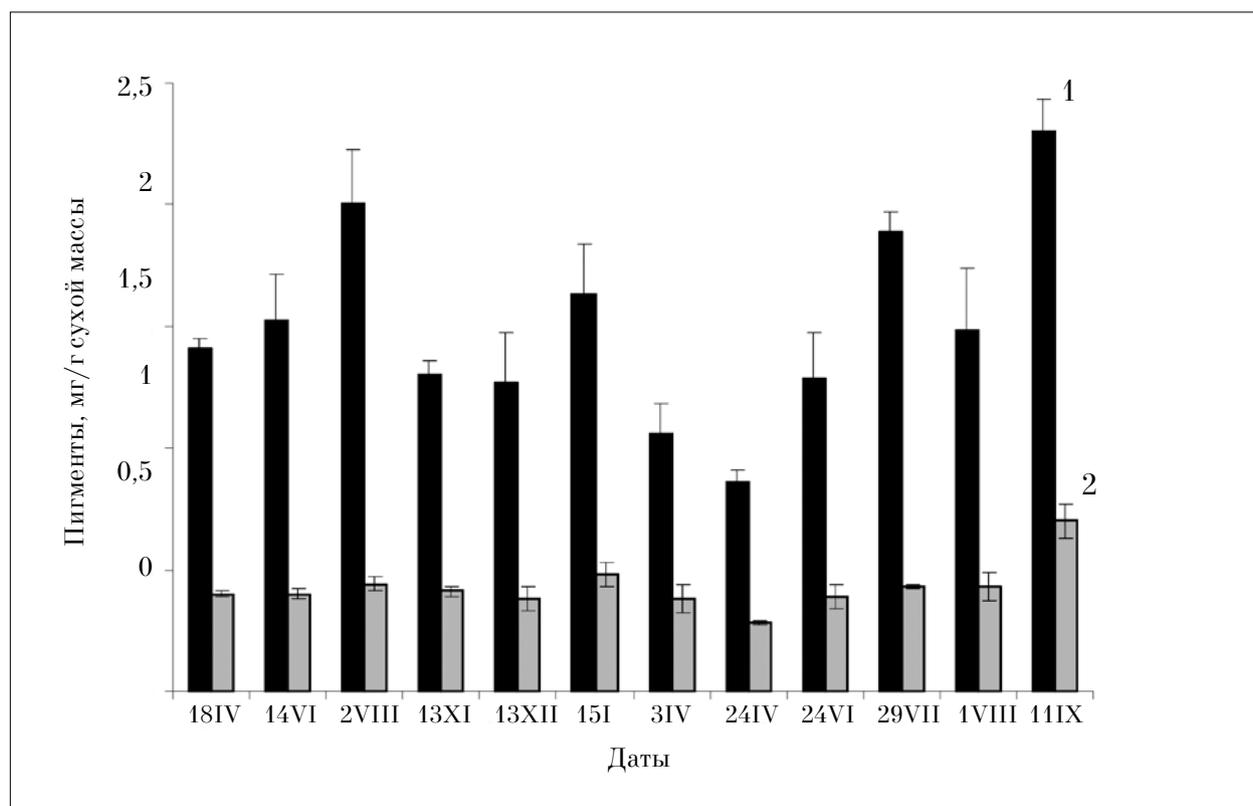


Рис. 2. Сезонные изменения содержания фотосинтетических пигментов (1 – хлорофиллы, 2 – каротиноиды) в талломах *Lobaria pulmonaria*, 2013–2014 гг.

Таблица 2

Взаимосвязь между содержанием Хл a (y), Хл $(a+b)$ (y^*) и азота (x) в талломах лишайников

Группа	Число видов	Уравнение регрессии	R ²
Все исследованные лишайники	21	$y = -0,003x + 0,681$	0,02
Лишайники с зелёной водорослью	13	$y = 0,019x + 0,479$ $y^* = 0,029x + 0,583$	0,40 0,59
Цианолишайники	8	$y = 0,000x + 0,500$	0,00

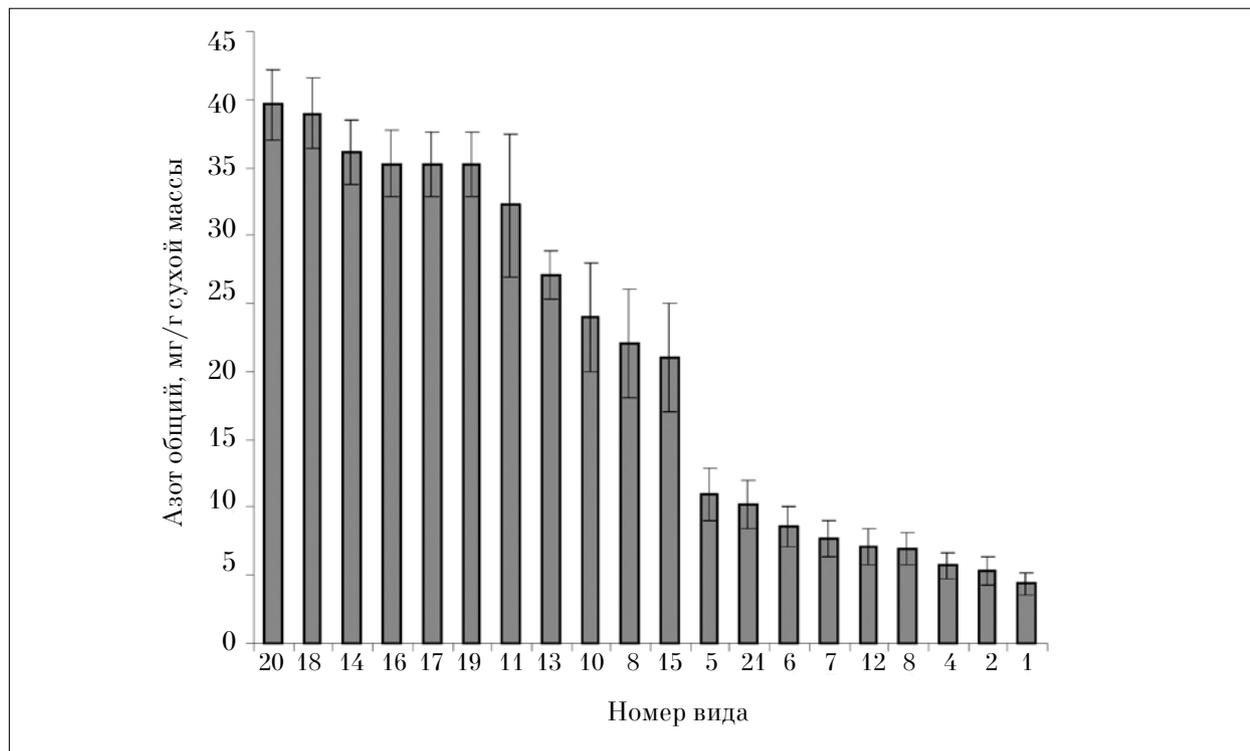


Рис. 3. Содержание общего азота в талломах разных видов лишайников, 2014–2015 гг. Номер вида как в таблице 1.

теин (50%), на долю неоксантина приходилось 10–12%. Пигменты виолаксантинового цикла (виолаксантин, зеаксантин и антраксантин) в сумме составляли 20–25% фонда каротиноидов. Ранее нами было показано, что уровень конверсии пигментов виолаксантинового цикла (ВКЦ) вдвое выше в зимнее время года по сравнению с летним периодом [13]. Это свидетельствует об участии зеаксантин-зависимого механизма в защите фотосинтетического аппарата фотобионта от фотодинамического разрушения зимой, когда температуры низкие и поглощённая пигментами световая энергия не может быть реализована в фотосинтезе.

Концентрация азота в талломах варьировала в зависимости от вида и находилась в пределах 4–40 мг/г сухой массы. Довольно низким содержанием азота, 4–6 мг/г, характеризовались виды рода *Cladonia* и *Cetraria islandica*, которые играют заметную роль в напочвенном по-

крове бедных азотом сосняков-беломошников. Сравнительно высоким накоплением азота, 20 мг/г и более, отличались все лишайники, содержащие цианобактерии. Среди них особенно выделялись представители рода *Peltigera* (*P. scarbosa*, *P. ponoenjensis*). По содержанию азота в биомассе эти цианолишайники не уступают даже бобовым растениям. Концентрация азота в хлоролишайниках была существенно, в 5–8 раз, ниже. Можно ожидать, что цианобионтные лишайники, способные фиксировать азот из атмосферного воздуха, играют заметную роль в круговороте азота таёжных экосистем, где этот элемент является лимитирующим. По имеющимся оценкам [14] на территории южных гипоарктических тундр (Воркутинский р-н) цианобионтные лишайники могут фиксировать за год до 120 т азота, что эквивалентно 0,05 кг N /га (пересчитано нами). В обзоре [15] приводятся данные о вкладе лишайников

в азотный баланс разных экосистем. Он варьирует в широких пределах, от 0,04 до 40 кг/га год.

Тот факт, что азот составляет 6,27% молекулярной массы хлорофилла, послужил основанием проанализировать связь между его содержанием и накоплением хлорофилла в талломах лишайников. Включение всех исследованных видов в одну выборку не выявило какой-либо зависимости между этими показателями (табл. 2). Когда лишайники разделили на группы по типу фотобионта, то оказалось, что содержание хлорофиллов положительно коррелировало с азотом у лишайников с зелёной водорослью.

Итак, результаты наших исследований выявили существование значительных видовых различий у лишайнобиоты бореальной зоны по содержанию фотосинтетических пигментов и азота. По сравнению с цианолишайниками хлоролишайники характеризовались более низким накоплением азота, но содержали больше хлорофилла. Однако в целом лишайники значительно уступают сосудистым растениям бореальной зоны по величине фонда фотосинтетических пигментов в расчёте на единицу массы таллома. Показаны изменения в содержании и соотношении пигментов в талломах крупнолистоватого лишайника *Lobaria pulmonaria*, свидетельствующие об адаптивных реакциях пигментного комплекса фотобионта, обусловленных сменой сезонов года. Полученные нами данные характеризуют функциональные особенности лишайников бореальной зоны. Наши результаты согласуются с идеей, что лишайники могут играть заметную роль в круговороте углерода и азота – важнейших органогенных элементов.

Исследования выполнены в рамках Программы фундаментальных исследований Президиума РАН по направлению «Живая природа: современное состояние и проблемы развития» и поддержаны грантом РФФИ (12-С-4-1015).

Литература

1. Флора лишайников России: биология, экология, разнообразие, распространение и методы изучения лишайников / Отв. ред. М.П. Андреев, Е.Д. Гимельбрант. М.; СПб: Товарищество научных изданий КМК, 2014. 392 с.
2. Пыстина Т.Н. Лишайники таёжных лесов Европейского Северо-Востока (подзоны южной и средней тайги). Екатеринбург: УрО РАН, 2003. 239 с.
3. Пыстина Т.Н., Херманссон Я. Разнообразие лишайников Республики Коми: важнейшие итоги и перспективы дальнейших исследований // Современная ботаника в России: Труды XIII съезда Русского ботанического общества и

конференции «Научные основы охраны и рационального использования растительного покрова Волжского бассейна». Тольятти, 2013. Т. 1. С. 205–207.

4. Мокронос А.Т., Гавриленко В. Ф. Жигалова Т.В. Фотосинтез. Физиолого-экологические и биохимические аспекты. М.: Академия, 2006. 448 с.
5. Palmqvist K., Dahlman L., Valladares F., Thehler A., Sancho L.S., Mattsson J.-E. CO₂ exchange and tallus nitrogen across 75 contrasting lichen associations from different climate zones // *Oecologia*. 2002. V. 133. P. 295–306.
6. Pfeifhofer H.W., Willfurth R., Zorn M., Kranner I. Analyses of chlorophylls, carotenoids, and tocopherols in lichens // *Protocols in Lichenology* / Eds. I.C.Kranner et al. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2002. P. 363–378.
7. Palmqvist K., Campbell D., Ekblad A., Johansson H. Photosynthetic capacity in relation to nitrogen content and its partitioning in lichens with different photobionts // *Plant, Cell and Environment*. 1998. V. 21. P. 361–372.
8. Головки Т.К., Далькэ И.В., Дымова О.В., Захожий И.Г., Табаленкова Г.Н. Пигментный комплекс растений природной флоры Европейского Северо-Востока // *Известия Коми научного центра Уральского отделения РАН*. 2010. № 1. С. 39–46.
9. Honegger R. Morphogenesis // *Lichen Biology* / Ed. T.H. Nash III. Cambridge Univ. Press, 2008. P. 69–93.
10. Пыстина Т.Н., Семенова Н.А. Экологические особенности лишайника *Lobaria pulmonaria* (Lobareaceae) в Республике Коми // *Ботанический журнал*. 2009. Т. 94. С. 48–58.
11. Головки Т.К., Далькэ И.В., Захожий И.Г., Малышев Р.В., Шелякин М.А., Табаленкова Г.Н., Дымова О.В. Экофизиология листоватого лишайника *Lobaria pulmonaria* в средне-таёжной зоне на Европейском Северо-Востоке России // *Лихенология в России: актуальные проблемы и перспективы исследований: Труды Второй Межд. конф., посвящённой 300-летию Ботанического института им. В.Л.Комарова РАН и 100-летию Института споровых растений. Санкт-Петербург, 2014. С. 69–74.*
12. Schofield S.C., Campbell D.A., Funk C., MacKenzie T.D.B. Changes in macromolecular allocation in a nondividing algal symbionts allow photosynthetic acclimation in the lichen *Lobaria pulmonaria* // *New Phytol*. 2003. V. 159. P. 709–718.
13. Golovko T., Dymova O., Zakhochiy I., Dalke I., Kokovkina E. Photosynthetic physiology and pigments in *Lobaria pulmonaria* lichen // *Photosynthetic pigments – chemical structure, biological function and ecology* / Eds. T.K. Golovko, W.I. Grzeszki, M.N.V. Prasad, K. Strzalka, Syktyvkar, 2014. P. 384–395. (Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences).
14. Пыстина Т.Н., Романов Г.Г. Видовое разнообразие цианобионтных лишайников и их азотфиксирующая активность на территории Республики Коми // *Ботанический журнал*. 2010. Т. 95. № 2. С. 177–187.
15. Nash III T.N. Nutrients, elemental accumulation, and mineral cycling // *Lichen biology* / Ed. Nash III T.N. Camb. Univ. Press, 2008. P. 234–251.

Влияние бенз[а]пиренового загрязнения на ростовые процессы и состав полиаренов растений

© 2015. Е. В. Яковлева, к.б.н., н.с., Д. Н. Габов, к.б.н., н.с.,
В. А. Безносиков, д.с-х.н., зав. лабораторией, Б. М. Кондратенко, к.х.н., зам. директора,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: kaleeva@ib.komisc.ru

Загрязнение субстрата бенз[а]пиреном (БП) приводило к уменьшению всхожести семян ячменя обыкновенного. Выявлена тенденция к линейному снижению высоты и биомассы надземной части ячменя при повышении доз БП. Изменение биомассы корней нелинейно. Методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в растениях модельного эксперимента идентифицировано 14 структур полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). В растениях контрольного варианта обнаружены значительные количества легких полиаренов. Изменение содержания полиаренов в растениях при загрязнении субстрата было обусловлено дозами БП. Внесение загрязнителя в дозах 10–20 нг/г приводило к повышению содержания полиаренов в растениях. При дозе 30 нг/г включались механизмы разложения полиаренов, отмечали снижение содержания ПАУ. Более высокие дозы нарушали защитные механизмы растений, как следствие, происходило повышение содержания полиаренов в растениях на фоне резкого снижения их биомассы. Наибольшее содержание лёгких полиаренов характерно для надземной части растения, тяжёлые полиарены концентрировались в корнях.

The purpose of the present work was accessing the influence of benz[a]pyrene added into substrate on composition of polyarenes in plant and on growth and development of common barley (*Hordeum vulgare*) in in vitro conditions. We found that contamination of substrate with benz[a]pyrene (BP) decreased seed germination of *Hordeum vulgare* L. Larger BP doses produced the trend for a linear decrease in height and biomass of the aboveground part of *Hordeum vulgare*. The change of root biomass is not linear. Using the method of highly-efficient liquid chromatography, we identified 14 structures of polyaromatic hydrocarbons (PAHs). Significant amounts of light polyarenes were found in the control plants. Concentration of polyarenes in the plants grown on polluted substrate varied depending on benz[a]pyrene doses. The pollutant in doses of 10–20 ng/g increased content of polyarenes in the plants. The dose of 30 ng/g started the mechanisms of polyarene decomposition and so concentration decreased. Higher doses disturbed the protection mechanisms of plants and so increased content of polyarenes in plants and decreased biomass. Light polyarenes preferably accumulated in aboveground plant part whereby heavy polyarenes – in roots.

Ключевые слова: растения, биомасса, бенз[а]пирен, загрязнение, полициклические ароматические углеводороды, синтез, накопление

Keywords: plants, biomass, benz[a]pyrene, pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons, synthesis, accumulation

Введение

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) – соединения, проявляющие по отношению к живым организмам канцерогенные, мутагенные, токсичные свойства. В качестве показателя присутствия канцерогенных ПАУ в природных объектах чаще всего определяют незамещённый индивидуальный углеводород – бенз[а]пирен (БП) [1]. Этот углеводород – очень сильный канцероген первого класса опасности, относится к самым опасным мутагенам. В России обязательному контролю в почве подлежит лишь БП. Предельно допустимая концентрация (ПДК) БП для почвы – 20 нг/г (ГН 2.1.7.2041-06), для растений ПДК по ПАУ не установлены. Генотоксические канцерогены не имеют порогового уровня,

то есть их присутствие в любом определяемом количестве опасно для живого организма.

Сведения о загрязнении почвы БП приводят к необходимости оценить вероятность поглощения БП растениями и исследовать реакцию растительного организма на его воздействие, что позволит в перспективе использовать растения как индикаторы загрязнения среды ПАУ [2].

Данные литературы позволяют констатировать, что растительные организмы могут поглощать, накапливать и синтезировать ПАУ. У высших растений и водорослей, наряду со способностью к внутриклеточному расщеплению ПАУ, в большинстве случаев наблюдается тенденция к аккумуляции углеводородов из среды обитания [3, 4]. Доказано, что после усвоения органические соединения могут

перемещаться из корней в другие органы растений и впоследствии подвергаться частично или полному разрушению или трансформироваться в менее токсичные соединения и связываться в тканях растений. Органические вещества депонируются в вакуолях клеток или связываются с нерастворимыми соединениями, такими как лигнин [5].

В литературе имеются данные о способности растений синтезировать ПАУ. Лабораторно подтверждено образование фенантрена из стеролов (холестерол) в результате деструкции алифатических структур. Стероидные структуры, содержащие гидроксильную группу, являются типичными составляющими липидов высших растений. Показана возможность образования хризена в растениях. Хризен в растениях может быть продуктом превращения пентациклических тритерпеноидов с шестичленным E-кольцом, являющихся основными компонентами воска высших растений [2, 6]. При прорастании семян фасоли, гороха, укропа, шпината, люпина, ржи и овса на растворах, в состав которых входит углеродсодержащий субстрат (с меченым углеродом), обнаружен синтез БП [5].

Поведение поллютантов в системе почва–растение складывается из ряда процессов: поглощение корнями растений, ремиссия, миграция (выщелачивание) и деградация в почве. Так, по концептуальной модели зарубежных авторов, поглощение поллютантов корнями растений из почвы представляется как функция растворимости веществ в воде, содержания органического вещества и вида растения [7]. Детальный анализ процесса накопления стойких органических соединений растениями позволил предположить, что коэффициенты накопления (отношение содержания вещества в корнях к его содержанию в почве) являются нелинейной функцией содержания их в почвах, что объясняется, в случае невысоких концентраций, сорбцией их почвой, при высокой – угнетающим действием на растения.

Важный показатель для установления связи между почвой и растениями – растворимость бенз[а]пирена в воде и его способность к переходу из разных субстратов в воду. Исследования показали, что из песка в водные вытяжки бенз[а]пирен переходит в количествах, значительно превышающих его растворимость. Увеличение концентрации бенз[а]пирена, вносимого в песок, приводит к повышению его содержания в органах пшеницы. На суглинистых почвах аккумуляция ПАУ в растениях меньше, чем на супесчаных, что

связано с повышенной сорбционной способностью почв, сформированных на суглинистых породах [5].

Цель работы – определить влияние БП, внесённого в субстрат, на состав полиаренов в растении и оценить его воздействие на рост и развитие ячменя обыкновенного в условиях модельного эксперимента.

Объекты и методы исследования

В модельном эксперименте использовали ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare L.*) сорта Новичок. Сорт Новичок создан методом индивидуального отбора из сложной гибридной популяции второго поколения Адам×Дуэт. Тип куста промежуточный. Окраска листа от зелёной до тёмно-зелёной. Ушки серповидные, окрашены. Стеблевые узлы антоциановые. Средняя высота растения 71 см. Колос двурядный. Отличительная черта сорта – высокая общая и продуктивная кустистость. Продолжительность вегетационного периода около 70 дней [8].

Эксперимент проведён на песчаной культуре в контролируемых условиях. В качестве субстрата использовался предварительно прокалённый боровой песок. Прокаливание проводили в муфельной печи при температуре 700 °С. Повторность в опыте девятикратная. Субстрат набивали в стеклянные сосуды, масса песчаного субстрата в каждом сосуде составляла 700 г. В сосудах устанавливали дренаж. В сосуды в водном растворе вносили питательную смесь солей следующего состава в расчёте на 1 кг песка: NH_4NO_3 – 0,334 г; KNO_3 – 0,166 г; $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ – 0,70 г; $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ – 0,25 г; KCl – 0,614 г; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,50 г; $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ – 0,50 г (смесь Д. Н. Прянишникова). Данная питательная смесь считается наилучшей для пшеницы, ячменя, гречихи и ряда других культур. БП вносили в дозах: 10, 20, 30 и 40 нг/г субстрата. Контрольный вариант – без внесения БП. Содержание полиаренов в исходном песчаном субстрате было меньше нижней границы диапазона определяемого содержания. БП в субстрат вносили в виде водного раствора соответствующей концентрации, приготовленного из сухого вещества, предварительно растворённого в ацетонитриле. В загрязнённый субстрат высаживали предварительно пророщенные в течение 5 суток семена ячменя обыкновенного, по 7 семян на повторность. Полив проводили регулярно дистиллированной водой. Эксперимент проводили в теплице Института

биологии Коми НЦ УрО РАН в течение месяца. Учёт количества всходов проводили на пятый день опыта. Перед окончанием опыта измеряли высоту надземной части растений, затем растения извлекали из субстрата. Учёт сырой биомассы проводили отдельно для корней и надземной части.

По окончании эксперимента проведён химический анализ растений на содержание ПАУ. В основу определения ПАУ в растениях положена методика выделения углеводородных компонентов из растений [9]. Качественное и количественное определение содержания ПАУ в песке осуществляли методом обращённо-фазовой ВЭЖХ в градиентном режиме и спектрофлуориметрическим детектированием на хроматографе «Люмахром» («Люмэкс», Россия).

Статистическую обработку для оценки достоверности расхождений средних данных проводили при помощи t-критерия Стьюдента, для $P = 0,95$.

Результаты исследований и их обсуждение

Анализ результатов опыта показал, что внесение БП в субстрат оказывает значительное влияние на ростовые процессы растений. Загрязнение субстрата БП в разных дозах приводило к уменьшению всхожести семян, оказывало значительное влияние на интенсивность роста и биомассу ячменя обыкновенного.

Максимальная всхожесть ячменя (98%) отмечена в контрольном варианте. При загрязнении субстрата БП в малых дозах (10 и 20 нг/г) всхожесть резко снижалась до 60%. БП сильный экотоксикант, который оказывает негативное влияние на рост растений при низких дозах. Полученные нами результаты придают объективный статус критическим показателям воздействия поллютантов и вводимым экологическим нормативам (ПДК). Более высокие дозы загрязнителя 30, 40 нг/г приводили к снижению уровня всхожести до 80–85%. Возможно, повышение всхожести связано с явлением, когда БП оседает на поверхности семян, в связи с чем ограничивается число участков, в которых происходит его поглощение [5].

Зависимость роста ячменя от доз БП носила линейный характер (рис. 1). Средняя высота растений закономерно снижалась с повышением доз БП, внесённого в субстрат. Согласно [4], содержание ПАУ 3 г/кг почвы вызывало угнетение роста растений. В нашей

работе угнетение роста растений выявлено уже при более низких содержаниях полиаренов. Ингибирование роста растений во многом вызвано токсичным действием БП.

Следует отметить, что в ходе опыта был выявлен большой разброс данных по высоте растений (рис. 2). Однако в целом для контрольного варианта свойственно наличие большего числа высокорослых растений, чем для других вариантов опыта. При дозе БП 40 нг/г растений, высотой более 40 см не отмечено, преобладали растения высотой в диапазоне 10–30 см, 10% растений имели высоту менее 10 см.

Загрязнение субстрата БП приводило к снижению биомассы как всего растения в целом, так и его отдельных органов (рис. 3), по сравнению с контрольным вариантом. По-

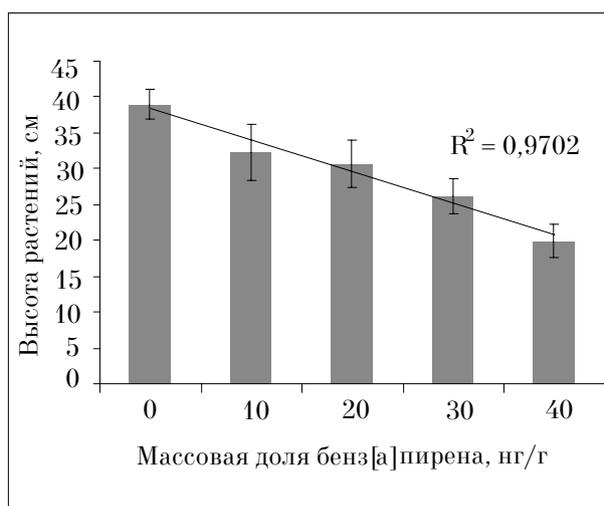


Рис. 1. Зависимость высоты растений от уровня загрязнения субстрата бенз[а]пиреном, см

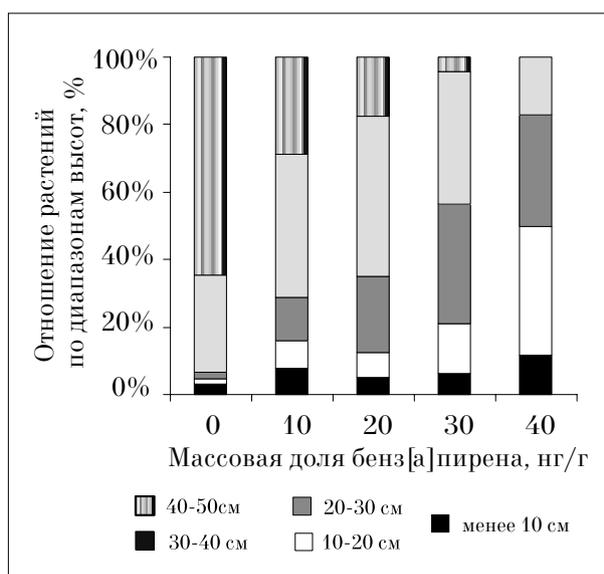


Рис. 2. Диапазоны варьирования высоты растений при загрязнении субстрата бенз[а]пиреном, %

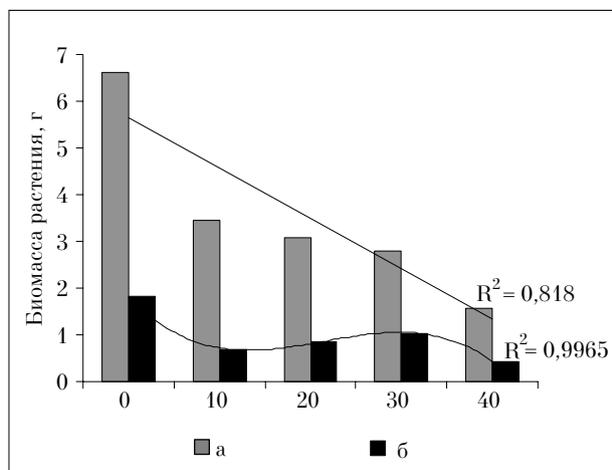


Рис. 3. Зависимость биомассы растения от степени загрязнения субстрата бенз[а]пиреном, где а – биомасса надземной части, б – биомасса корней.

лученные нами данные согласуются с исследованиями, проведенными для трёх видов растений: кукуруза, рожь и белый клевер на почвах, загрязнённых фенантреном и пиреном [10].

Следует отметить, что биомасса надземной части ячменя при загрязнении снижалась линейно, корней – подчинялась нелинейной зависимости с максимальным значением при дозах 20–30 нг/г БП в субстрате. Наиболее резкое и статистически значимое снижение биомассы выявлено при дозах 10 и 40 нг/г БП в субстрате. При загрязнении субстрата в минимальной дозе растение реагирует на стресс общим снижением биомассы. Дальнейшее увеличение доз БП ведёт к росту корневой системы.

Возможно, такое изменение биомассы корней связано с функциональной ролью БП в растении. БП после карбоксилирования в растении мог проявлять ауксиновое действие, или интенсифицировать процессы образования ауксина в надземной части растения. Ауксин даже в микроколичествах регулирует рост растений. Основное действие ауксина направлено на стимулирование роста корневой системы, которое мы и наблюдали в ходе опыта. Аналогичная реакция на загрязнение почвы БП была получена для корней *Allium sera* [5]. Дальнейшее повышение содержания ауксина вызывает торможение роста. Это может быть связано с тем, что ауксин стимулирует синтез другого фитогормона – этилена, ингибирующего рост растений. Данные, полученные в опыте, тесно согласуются с ранее проведенными исследованиями по выращиванию *Tradescantia* (clon 02) на почве, загрязнённой БП [11].

Состав ПАУ в ячмене обыкновенном в конце эксперимента был представлен 14 соединениями: нафталин, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]-антрацен, хризен, бенз[б]флуорантен, бенз[к]-флуорантен, БП, дибенз[а, h]антрацен, бенз[ghi]-перилен. Следует отметить, что в растениях контрольного варианта присутствовали все вышеперечисленные ПАУ за исключением бенз[ghi]-перилена (рис. 4). Полученные данные свидетельствуют о синтезе ПАУ в растениях, которые представлены, главным образом, лёгкими полиаренами, из них 92 % приходится на флуорен, фенантрен и нафталин. Физиологически активные соединения (витамины, гормоны и др.) в растениях имеют в структуре молекулы 2-3-ядерные структуры нафталинового и фенантренового типа. Повышенное содержание лёгких полиаренов в растениях показано и другими исследователями [12].

При загрязнении субстрата 10–20 нг/г общее содержание ПАУ в растении возрастало в 2 раза (рис. 5), наибольшие кратности превышения контрольных значений наблюдали для БП 6-7 раз и нафталина 3–6 раз.

При повышении уровня загрязнения до 30 нг/г происходит резкое снижение содержания ПАУ в растениях, при этом снижение биомассы растений незначительно. Возможно, такое изменение в содержании ПАУ обусловлено включением защитных механизмов

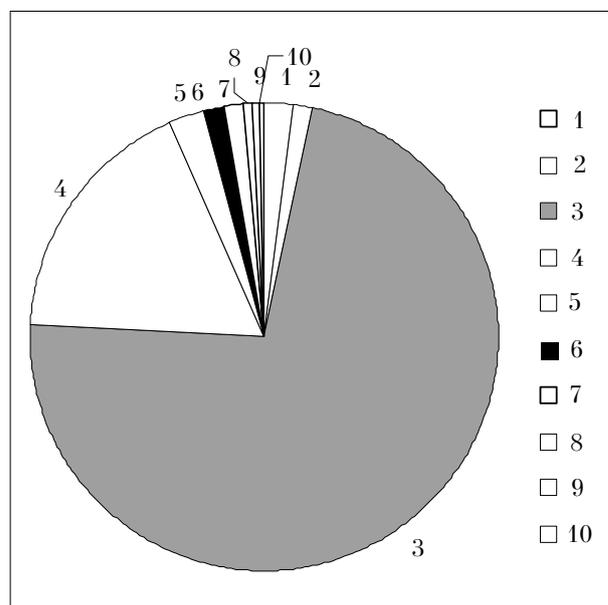


Рис. 4. Массовая доля ПАУ в растениях контрольного варианта: 1 – нафталин, 2 – аценафтен, 3 – флуорен, 4 – фенантрен, 5 – антрацен, 6 – флуорантен, 7 – пирен, 8 – бенз[а]антрацен, 9 – хризен, 10 – сумма тяжелых ПАУ, %

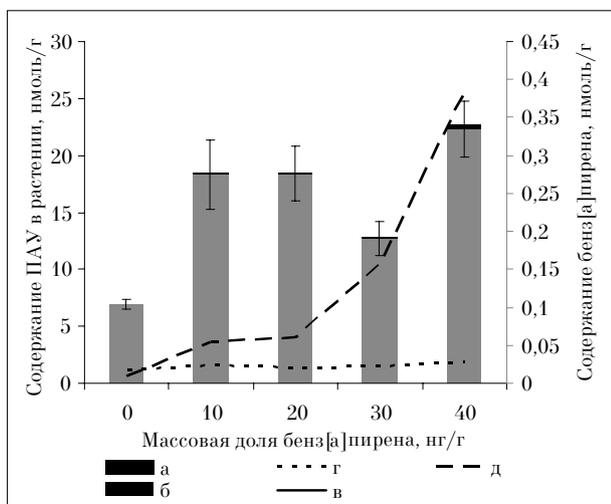


Рис. 5. Содержание ПАУ в растениях, где а – содержание тяжелых ПАУ, б – содержание легких ПАУ, в – содержание флуорена, г – содержание фенантрена, д – содержание бенз[а]пирена, нмоль/г

в растении, ведущих к разрушению полиаренов. ПАУ в растении подвергаются трансформации путём гидроксилирования и дальнейшего образования дигидроксопроизводных и дикарбоновых кислот. В ходе первой фазы окислительно-восстановительного или гидролитического превращения молекула вещества обогащается полярными функциональными группами, что делает её реакционноспособной и более растворимой в воде. Во второй фазе происходят синтетические процессы конъюгации промежуточных продуктов метаболизма с эндогенными молекулами (глицин, глутатитон, глюкоза и др.), в результате чего образуются полярные соединения, которые выводятся из организма с помощью специальных механизмов экскреции. При наивысшей концентрации 40 нг/г происходит нарушение механизмов репарации, проявляющееся в резком снижении биомассы надземных и подземных органов и повышении содержания полиаренов в растении. Одна из теорий, позволяющая объяснить токсическое влияние избыточного содержания БП, – учение о стрессе. Действие избыточного содержания загрязнителей вызывает ответную реакцию растения в виде окислительного стресса. В результате стресса резко увеличивается продукция активных форм кислорода (АКФ) в растительной клетке в такой степени, что преодолеваются защитные механизмы, вызывая феномен «окислительного взрыва». В больших концентрациях АКФ вызывают различные окислительные изменения в клетке: повреждают нуклеино-

вые кислоты, белки, останавливают клеточный цикл, вызывают апоптозные изменения. АКФ инициируют реакции перекисного окисления липидов, приводящие к повреждению цитоплазматических мембран. Растительные организмы обладают устойчивостью к окислительным повреждениям. Это обусловлено существованием в растительной клетке эффективной антиоксидантной системы, в которую входят антиокислительные ферменты и органические антиоксиданты. Антиоксидантными свойствами обладают соединения, снижающие активность радикальных окислительных процессов, – глутатион, аскорбиновая кислота, токоферол, тироксин, стероиды, ферритины, каротиноиды, ретинол, полиамины, убихиноны [11].

Такой характер изменений содержания отмечается для большинства ПАУ: аценафтена, флуорена, флуорантена, пирена, бенз[а]антрацена, хризена, бенз[б]флуорантена. Содержание фенантрена и антрацена практически не изменяется в зависимости от доз БП и остаётся на уровне контрольных значений. Фенантрен – компонент преимущественно природного происхождения. Этот факт был отмечен рядом авторов [2, 6, 11]. Лабораторно подтверждено образование фенантрена из стеролов (холестерол) в результате деструкции алифатических структур. Стероидные структуры, содержащие гидроксильную группу, являются типичными составляющими липидов высших растений. В растениях присутствуют такие производные фенантрена, как абиетиновая и левопимаровая кислоты. Известно, что фенантрен может образоваться из абиетиновой кислоты, которая находится в смоле хвойных деревьев. Известна схема образования фенантрена из абиетиновой кислоты, которая включает последовательную ароматизацию нафтеновых колец и потерю метильных заместителей, конечным продуктом которой является фенантрен [2]. Вероятно, накопление фенантрена и антрацена растениями связано не с поглощением из субстрата, а с внутриклеточным синтезом в растениях.

Следует отметить, что аценафтен, флуорен и бенз[б]флуорантен не были обнаружены в субстрате в конце проведения эксперимента, что также позволяет говорить об их образовании в процессе жизнедеятельности растений.

Повышение доз БП, внесённого в субстрат, приводило к экспоненциальному росту содержания БП в растениях. Кратности превышения массовой доли БП в растениях над контрольными значениями составляли от 6 до

43 раз при дозах 10 и 40 нг/г соответственно. Повышенное содержание БП в растениях приводило к ингибированию роста растений, которое мы наблюдали в ходе эксперимента.

Таким образом, накопление ПАУ в растениях связано с рядом процессов: накоплением полиаренов из субстрата, процессами разрушения ПАУ в растениях при повышенных дозах БП и внутриклеточным синтезом ПАУ.

Исследования содержания полиаренов в различных органах растений показывают, что трансформация состава ПАУ растений в целом обусловлена изменением содержания полиаренов в наземной части растения за счёт её большей биомассы (рис. 6). Закономерности колебания содержания полиаренов в корневой системе несколько отличны. Снижение содержания полиаренов в корнях наблюдается уже при дозах БП 20 нг/г субстрата, что свидетельствует о более раннем включении защитных механизмов. Такое явление можно объяснить более высоким содержанием БП в корневой системе по сравнению с наземной частью.

С ростом уровня загрязнения субстрата в общей сумме ПАУ в корнях линейно увеличивается доля тяжёлых ПАУ, в основном за счёт БП и в меньшей степени бенз[к]флуорантена. Эти соединения активно поглощались растениями из субстрата. Доля БП при максимальном уровне загрязнения достигает 14% от общей суммы ПАУ в корнях. Содержание тяжёлых ПАУ и БП в наземной части растений изменяется аналогичным обра-

зом, однако их доля составляет не более 1% от общей суммы полиаренов в наземной части. В целом содержание ПАУ в наземной части растений было выше, чем в корневой системе. Превышение происходило за счёт лёгких полиаренов, в основном флуорена, фенантрена и антрацена – соединений, синтезирующихся в самом растении.

Заключение

Проведён эксперимент по выращиванию ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare* L.) сорта Новичок на субстрате, загрязнённом БП. Выявлено, что загрязнение субстрата БП приводило к уменьшению всхожести семян ячменя обыкновенного: при малых дозах до 60%, при более высоких – 80%. Средняя высота растений закономерно снижалась с повышением доз БП, внесённого в субстрат. Изменение биомассы наземной части ячменя обыкновенного при загрязнении БП подчинялось линейной зависимости, корней – нелинейной с максимальным значением при дозах 20–30 нг/г БП в субстрате; что может быть обусловлено ауксиновым действием БП на растения. В растениях модельного эксперимента идентифицировано 14 структур ПАУ: нафталин, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]антрацен, хризен, бенз[к]флуорантен, БП, дибенз[а, h]антрацен, бенз[ghi]перилен. В растениях контрольного варианта было обнаружено 13 ПАУ, 99% из которых составляют лёгкие структуры. Наличие полиаренов в растениях контрольного варианта свидетельствует о внутриклеточном синтезе ПАУ. Изменение содержания ПАУ в растениях при разных дозах БП обусловлено реакцией растения на стрессирующее действие БП. Внесение загрязнителя в дозах 10–20 нг/г ведёт к повышению содержания полиаренов в растениях. При дозе 30 нг/г включаются механизмы разложения полиаренов, что приводит к снижению содержания ПАУ. Более высокие дозы нарушают защитные механизмы растений и ведут к повышению содержания полиаренов в растениях на фоне резкого снижения их биомассы. Содержание полиаренов в наземной части растений превышало их содержание в корнях за счёт лёгких полиаренов. Накопление лёгких ПАУ растениями обусловлено в основном их образованием в процессе жизнедеятельности растения, тяжёлые ПАУ накапливаются растениями из субстрата. Повышение содержания БП в корневой системе приводит к более

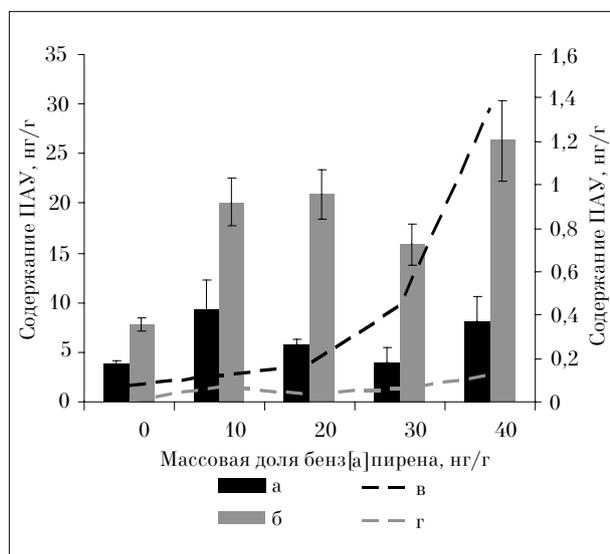


Рис. 6. Содержание ПАУ в органах растения, где а – содержание лёгких ПАУ в корнях, б – содержание лёгких ПАУ в наземной части, в – содержание тяжёлых ПАУ в корнях, г – содержание тяжёлых ПАУ в наземной части, нмоль/г.

ранней реакции корней на стрессовое воздействие и снижению накопления ПАУ в растении уже при дозах 20 нг/г БП.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта научных проектов молодых учёных и аспирантов УрО РАН № 14-4-НП-51, РФФИ № 14-04-31303 мол_а, и проекта УрО РАН № 12-У-4-1003, а также при финансовой поддержке Программы Президиума РАН № 15-2-4-5 (№ гос. рег. 115082010009).

Литература

1. Геннадиев А. Н., Пиковский Ю. И., Флоровская В. Н., Алексеева Т. А., Козин И. С., Оглоблина А. И., Раменская М. Е., Теплицкая Т. А., Шурубор Е. И. Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах. М.: Изд-во МГУ. 1996. 196 с.
2. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеопиздат, 1988. 224 с.
3. Gao Y.-Z., Zhu L.-Z. Phytoremediation for phenanthrene and pyrene contaminated soil // J. Environ. Sci. 2005. V. 17. № 1. P. 14–18.
4. Huang X.-D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B.R., Greenberg B.M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils // Environmental Pollution. 2004. V. 130. P. 465–476.
5. Растения и химические канцерогены / Под.ред. Э.И. Слепяна. Л: Наука, 1979. 208 с.
6. Яковлева Е.В., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М., Габов Д.Н. Закономерности биоаккумуляции полициклических ароматических углеводородов в системе почва-растения биоценозов северной тайги // Почвоведение. 2012. № 3. С. 356–367.
7. Simonich S. L., Hites R. A. Organic pollutant accumulation in vegetation // Environ. Sci. and Tecnology. 1995. V. 29. № 12. P. 2905–2914.
8. Головки Т.К., Родина Н.А., Куренкова С.В., Табаленкова Г.Н. Ячмень на Севере (селекционно-генетические и физиолого-биохимические основы продуктивности). Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 154 с.
9. Яковлева Е.В., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М., Габов Д.Н. Биоаккумуляция полициклических ароматических углеводородов в системе почва – растение // Агрохимия. 2008. № 9. С. 66–74.
10. Xu S.Y., Chen Y.X., Wu W.X., Wang K.X., Lin Q., Liang X.Q. Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation // Science of the Total Environment. 2006. V. 369. P. 206–215.
11. Яковлева Е.В., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М., Хомиченко А.А. Генотоксические эффекты в растениях Tradescantia (clon 02) индуцированные бенз[а]-пиреном // Сибирский экологический журнал. 2011. № 6. С. 805–812.
12. Meudec A., Dussauze J., Deslandes E., Poupart N. Evidence for bioaccumulation of PAHs within internal shoot tissues by a halophytic plant artificially exposed to petroleum-polluted sediments // Chemosphere. 2006. V. 65. P. 73–79.

Изучение влияния отходов фторполимерного производства на ячмень сорта Эльф

© 2015. С. Л. Фукс¹, к.т.н., доцент, С. В. Хитрин¹, д.х.н., зав. кафедрой, С. В. Девятерикова¹, к.т.н., доцент, Т. С. Елькина², аспирант, Л. И. Домрачева^{2,3}, д.б.н., профессор, О. А. Наговицына¹, магистрант, Л. Н. Пшеничникова¹, магистрант,
¹Вятский государственный университет,
²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
³Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
e-mail: dli-alga@mail.ru

Исследования действия маточных растворов (МР) отходов производства фторполимеров СКФ-26 и СКФ-32 и их разведений показали, что данные соединения влияют на рост и развитие растений ярового ячменя сорта Эльф как при непосредственном контакте (поливом делянок) при проведении полевого опыта, так и в последствии при определении ряда морфометрических показателей растений и накопления фтор-ионов в разных органах.

Было установлено, что возрастающие концентрации компонентов растворов приводят к снижению продуктивности ярового ячменя сорта Эльф, что проявляется в снижении количества семян и их биомассы. При воздействии данных соединений происходит накопление ионов фтора в семенах в количествах, токсичных для человека и животных. Уровень содержания фтора в семенах зависит от концентрации и видов растворов. Чем меньше разведение, тем выше содержание фтора. При аналогичных разведениях СКФ-26 приводит к большему накоплению фтора в зерновках, что обусловлено большим содержанием фтора в маточном растворе СКФ-26 по сравнению с маточным раствором СКФ-32. При выращивании растений из этих семян происходит перераспределение ионов фтора по органам: накопление фтор-ионов корневой системой происходит более интенсивно, чем надземной частью, при этом содержание фтора в проростках из семян, выращенных после обработки СКФ-26 в 2 раза больше, чем при обработке СКФ-32.

Studies on the action of the mother liquors (ML) waste production of fluoropolymers SCF-26 and SCF-32 and their dilutions showed that these compounds affect the growth and development of plants of spring barley varieties Elf as by direct contact (irrigation plots) in a field experiment, and in consequence in determining some morphometric parameters of plants and the accumulation of fluoride ions in different organs.

It was found that increasing the concentration of solution components lead to reduction of productivity of spring barley varieties of Elf, which is manifested in the decrease in the number of seeds and biomass. When exposed to these compounds, the accumulation of fluoride ions in the seed in amounts toxic to humans and animals. The content of fluorine in the seeds depends on the concentration and types of solutions. The smaller the dilution, the higher the level of fluorine content. When similar dilutions SCF-26 leads to a greater accumulation of fluoride in the grains due to high content of fluoride in the mother solution, SCF-26, compared to the ML SCF-32. When growing plants from these seeds the redistribution of fluoride ions at the bodies: the accumulation of fluoride ions by the root system is more intense than the above ground part, wherein the fluorine content in the seedlings from seeds grown after treatment with SCF-26 in 2 times more than during the processing SCF-32.

Ключевые слова: фторполимеры, СКФ-26, СКФ-32, отходы производства, маточные растворы, поллютанты, биотестирование, биоиндикация, ячмень, ионы фтора

Keywords: fluoropolymers, SCF-26, SCF-32, wastes from the production, the mother liquors, pollutants, biotesting, bioindication, barley, fluoride ions

Среди веществ, искусственно синтезированных человеком, значительное место занимают фторполимеры, которые используются для изготовления резинотехнических, кабельных и других изделий. Поступление подобных ксенобиотиков и продуктов их деградации в окружающую среду может оказать существенное влияние на функционирование экосистем. Особую опасность представляет загрязнение агроценозов вследствие накопления

вредных соединений в товарной части сельскохозяйственной продукции.

Как правило, для веществ, вредный эффект которых на человека доказан, вводят предельно допустимые концентрации (ПДК). Кроме того, создана система оценки степени токсичности поллютантов, включающая биотестирование и биоиндикацию с использованием организмов различной систематической принадлежности.

Однако существует достаточно большой круг соединений, не проходящих через биомониторинговые испытания. Априори подобные соединения признаются безвредными. В частности, до последнего времени к безопасным соединениям относились отходы производства фторопластов, например, такие, как маточные растворы производств фторкаучуков марки СКФ-26 и СКФ-32. Маточные растворы их производств попадают в окружающую среду вместе со сточными водами химических предприятий. В них содержится от 0,02 до 0,05% целевого продукта [1]. До настоящего времени для этих соединений ПДК не установлены, так как их считают практически безопасными.

В последние годы влияние отходов фторполимерного производства на почвенную альго- и микофлору неоднократно изучалось нами в модельных лабораторных и полевых опытах [2 – 5]. В результате проведённых исследований доказано, что степень влияния подобных отходов зависит от их концентрации – маточный раствор (МР) или его разведения водой, а также от систематической принадлежности изучаемых организмов.

Использование в качестве тест-организма цианобактерии (ЦБ) *Nostoc paludosum* показало, что маточный раствор СКФ-26 и его концентрация 1:1 вызвали 100%-ную гибель клеток ЦБ. В то же время маточный раствор СКФ-26 в разведении 1:100 приводил к незначительному снижению численности живых клеток, т.е. в подобной концентрации в водной среде соединение можно признать малотоксичным для используемого тест-организма [6].

В модельных и полевых опытах при внесении МР СКФ-26 в почву было показано, что его состав действует как стимулятор размножения почвенной альгофлоры и инициатор ускоренного протекания альго-цианобактериальной сукцессии. Маточный раствор СКФ-26 в разведении 1:50 создаёт оптимальные условия для развития почвенных водорослей и цианобактерий и ускоряет ход аутогенной сукцессии [3]. На завершающих этапах сезонной сукцессии решающую роль играют прокариотные фототрофы (ЦБ), которые вносят основной вклад в количественные параметры альго-цианобактериальных комплексов. При этом безгетероцистные ЦБ формы интенсивно развиваются во всех вариантах, а гетероцистные формы (азотфиксаторы) обнаружены только в контроле и в варианте с разведением 1:100. Следовательно, достаточно высокие концентрации МР СКФ-26 (1:50, 1:1 и маточный раствор без разведения), не оказывая су-

щественного влияния на общую численность популяций в альгоценозе, выбивают из структуры популяций важнейшую для почвенного плодородия группу – азотфиксирующие ЦБ.

Анализ состояния микоценозов при действии возрастающих концентраций МР СКФ-26 показал, что его разведение водой в соотношении 1:100 стимулирует рост длины грибного мицелия. По мере возрастания концентрации резко увеличивается доля меланинсодержащих (тёмноокрашенных) микромицетов в структуре грибных популяций [7]. Увеличение доли микромицетов с окрашенным мицелием указывает на возрастание экологической напряжённости в почве.

Степень токсического влияния возрастающих концентраций данного МР с течением времени увеличивается, что приводит к ещё более резкому возрастанию в структуре микоценозов грибов с окрашенным мицелием. Данный факт может указывать на то, что продукты распада МР СКФ-26 в почве после 3-месячной экспозиции могут быть гораздо токсичнее самого соединения.

Проведённые исследования показывают, что жидкие отходы производства фторопластов СКФ-26 и возможные продукты его распада не являются безопасными или нейтральными для таких групп почвенных микроорганизмов, как водоросли, ЦБ и микромицеты, что особенно чётко иллюстрирует исчезновение азотфиксирующих ЦБ и изменение структуры микоценозов, в которых происходит прогрессирующее нарастание популяций с меланизированным мицелием [7].

Поэтому со всей очевидностью встаёт вопрос о влиянии отходов производства фторполимеров, попадающих в окружающую среду, на высшее растение и его пищевую безопасность.

Цель данной работы – установить характер воздействия отходов фторполимерного производства на различные показатели состояния ярового ячменя сорта Эльф и накопление им фтора.

Материалы и методы

В данной работе использованы отходы производства фторполимеров МР СКФ-26 и МР СКФ-32.

Характеристика МР тестируемых соединений приведена в таблице 1.

Полевой опыт был заложен в конце мая в Даровском районе Кировской области на делянках площадью 1 м². Почва – дерново-

Таблица 1

Физические и физико-химические свойства маточных растворов СКФ-26 и СКФ-32

Тестируемый раствор	pH	Na ⁺ , г/л	P _{общ.} , мг/л	NH ₄ ⁺ , г/л	F ⁻ , мг/л	SO ₄ ²⁻ , г/л	Эмульгатор, г/л	Сухой остаток, мг/100г
СКФ-26	3,2	0,16	63,6	0,20	58,5	0,97	0,03	1,93
СКФ-32	4,8	0,18	39,0	0,80	7,6	0,16	0,22	–

Примечание: – нет данных.

подзолистая супесчаная, рН_{КСЛ} не превышает 4,4. Содержание гумуса не выше 2%. Предварительно участок был вскопан на глубину 25 см и выровнен. Для посева использовали семена ярового ячменя сорта Эльф. Посев производился на глубину 4 см. После посева в почву внесли возрастающие концентрации маточных растворов СКФ-26 и СКФ-32 (разведение 1:100, 1:50, 1:1 и без разведения). В контроле для полива использовали артезианскую воду. В ходе опыта определяли биометрические показатели и урожайные данные ячменя.

Для определения содержания ионов фтора в семенах, сухой массе проростков и корней использовался потенциметрический метод с применением ионоселективных электродов [7, 8].

Метод позволяет определить содержание ионов фтора в диапазоне 0,19–100 мг/л в мутных и окрашенных пробах без предварительной обработки. Он основан на прямом определении содержания фторид-ионов с использованием фторидных ионоселективных электродов и заключается в измерении электродного потенциала, величина которого зависит от содержания ионов фтора в анализируемом растворе. Мембрана фторидного ионоселективного электрода состоит из монокристалла фторида лантана с добавками европия. Монокристалл обладает чистой фторидной проводимостью, т.е. мембрана проницаема преимущественно для ионов фтора и совершенно непроницаема для других катионов и анионов. Пробу для анализа отбирают в чистый мерный стакан, предварительно ополоснув его три раза исследуемой водой. Для экстракции фторсодержащих соединений размоло-

тые пробы, предварительно взвешенные, высыпают в плоскодонные колбы на 100 мл. Совместно с пробой добавляется 50 мл ацетата натрия. Колбы присоединяют к обратным холодильникам и ставят на включенную плитку. После того как начинается кипение проб, засекают 30 минут. Полученные пробы охлаждают и определяют значение электродного потенциала относительно ионов фтора, которые находятся в исследуемой пробе.

Результаты и обсуждение

Возрастающие концентрации маточных растворов СКФ-26 и СКФ-32 оказали различное влияние на элементы структуры продуктивности и урожай ячменя.

СКФ-26 во всех концентрациях, кроме МР, оказал стимулирующее действие на линейный рост длины стеблей. Концентрации данного вещества не оказали существенного влияния на такие показатели, как длина остей и длина колоса (табл. 2).

Масса 1000 зёрен характеризует крупность зерна, а также его плотность: чем крупнее зерно и чем оно более выполнено, тем больше его масса. Масса 1000 зёрен также является хорошим показателем качества семенного материала. Крупные семена дают более мощные и более продуктивные растения. Для данного сорта ячменя этот показатель находится в пределах от 44 до 51 г. Ни одна из испытываемых концентраций не оказала никакого влияния на данный показатель, кроме МР без разведения, где отмечено несущественное снижение массы 1000 зёрен до 43 г.

Опыты с МР СКФ-32 были проведены в течение двух лет на одних и тех же делянках.

Таблица 2

Влияние маточного раствора СКФ-26 на элементы структуры продуктивности ячменя сорта Эльф

Вариант	Длина стебля, см	Длина остей, см	Длина колоса, см	Масса 1000 зёрен, г
Контроль (вода)	55,6±1,10	15,30±0,37	4,57±0,19	46,5
Разведение 1:100	67,6±1,24	15,46±0,33	4,76±0,20	48,1
Разведение 1:50	63,6±1,10	15,88±0,16	4,96±0,11	50,9
Разведение 1:1	68,7±1,15	15,87±0,26	5,18±0,25	47,8
Маточный раствор	50,1±1,13	16,74±0,39	5,43±0,28	43,0

Таблица 3

Влияние МР СКФ-32 на элементы структуры продуктивности ячменя сорта Эльф

Концентрация СКФ-32	Длина стебля, см		Длина остей, см		Длина колоса, см		Масса 1000 зёрен, г	
	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.
Контроль (вода)	55,6 ± 1,10	55,9 ± 1,21	15,30 ± 0,37	16,27 ± 0,91	4,57 ± 0,19	5,94 ± 0,17	46,57	48,36
Разведение 1:100	69,9 ± 1,22	49,2 ± 1,05	15,58 ± 0,22	17,34 ± 0,37	4,66 ± 0,14	5,64 ± 0,24	46,71	50,82
Разведение 1:50	65,2 ± 1,12	48,6 ± 1,00	16,07 ± 0,18	17,40 ± 0,58	4,82 ± 0,11	5,88 ± 0,38	48,39	50,91
Разведение 1:1	68,9 ± 1,23	49,1 ± 1,13	15,81 ± 0,26	17,91 ± 0,54	5,18 ± 0,25	5,67 ± 0,33	44,99	53,90
Маточный раствор	64,3 ± 1,05	48,9 ± 1,03	15,97 ± 0,19	20,23 ± 0,80	4,71 ± 0,11	6,16 ± 0,39	47,94	55,75

Примечание: 2012 г. – действие; 2013 г. – последствие.

Таблица 4

Характеристика урожайности ячменя сорта Эльф (2012 г.)

Показатель	Разведение				
	0	1:1	1:50	1:100	Контроль
	МР СКФ-26				
Количество семян, шт./м ²	497	1034	1058	942	966
Масса семян, г	21,90	48,62	51,85	49,99	47,31
	МР СКФ-32				
Количество семян, шт./м ²	537	489	879	893	966
Масса семян, г	24,18	24,45	45,72	49,31	47,31

В 1-й год (2012) изучали прямое действие различных концентраций данного соединения на растение, а во 2-й год (2013) – последствие (табл. 3).

СКФ-32 оказывал различное влияние на элементы структуры продуктивности растений ячменя. В 2012 г. во всех вариантах отмечена стимуляция линейного роста длины стеблей растений (табл. 3). В 2013 г. подобный эффект не отмечался, наоборот, наблюдалось снижение данного показателя во всех вариантах в среднем на 7 см.

В 2012 г. МР СКФ-32 не оказал существенного влияния на такие показатели, как длина остей и длина колоса. В последствии была отмечена стимуляция длины остей. Длина колоса во всех вариантах, кроме маточного раствора СКФ-32 без разведения, оставалась на уровне контроля.

При определении массы 1000 зёрен отмечено, что ни одна из испытываемых концентраций СКФ-32 не привела к снижению данного показателя в 2012 г. В последствии масса 1000 зёрен даже увеличивалась до 50,8–55,7 г. с максимумом при последствии МР.

В то же время характеристика урожайности ячменя, приведённая в таблице 4, по-

казывает зависимость данных показателей от состава раствора полива и его концентрации. При большем количестве семян, полученном в результате полива делянки разбавленным МР СКФ-26, масса семян выше, чем при поливе МР СКФ-32. При использовании для полива неразведённого МР СКФ-26 количество семян и их масса ниже, чем при использовании МР СКФ-32.

Анализ литературных данных показывает, что фтор влияет на метаболизм растений и его избыток способен вызывать снижение темпов поглощения кислорода, расстройства респираторной деятельности, снижение ассимиляции питательных веществ, уменьшение содержания хлорофилла, подавление синтеза крахмала. Реакция растений на загрязнение фтором, даже до появления каких-либо внешних симптомов токсичности, может проявляться в ослаблении темпов роста, снижении урожайности. Растения превращают усвоенные ими соединения фтора в вещества, ядовитые или вредные для человека и сельскохозяйственных животных [10 – 12].

Растения обладают разной устойчивостью к высоким концентрациям фтора. Ячмень относится к чувствительным растениям [13].

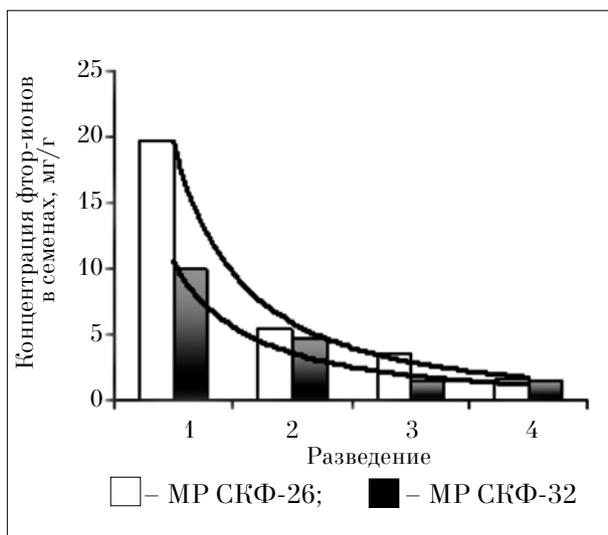


Рис. 1. Зависимость содержания ионов фтора в семенах ячменя сорта Эльф от разведения: 1 – 1:1; 2 – 1:50; 3 – 1:100; 4 – контроль.

Токсичные концентрации фтора (по обобщённым данным) составляют от 50 до 500 мг/кг сухой массы [14 – 15]. В семенах из полученного урожая было определено количество ионов фтора [F⁻] (рис. 1). Зарегистрировано резкое снижение содержания фтора в семенах по мере снижения концентрации растворов фторполимерных соединений. Содержание ионов фтора в семенах ячменя, выращенных при малых разведениях СКФ-26 и СКФ-32 (1:1 и 1:50), является токсичным. При этом воздействие СКФ-26 приводит к существенно более высокому накоплению фтор-ионов в семенах, чем СКФ-32, что вполне объяс-

нимо более высоким содержанием фтора в СКФ-26 (табл. 1).

Содержание ионов фтора в семенах ячменя уменьшается в соответствии со степенной функцией: $Y = aX^{-n}$, где Y – концентрация F⁻, X – разведение МР, равное отношению 1/V, где V – объём воды (мл), взятый для разведения МР.

Для МР СКФ- 26: $[F^-] = 19,6 \times (1/V)^{-1,72}$.

Для МР СКФ- 32: $[F^-] = 10,5 \times (1/V)^{-1,53}$.

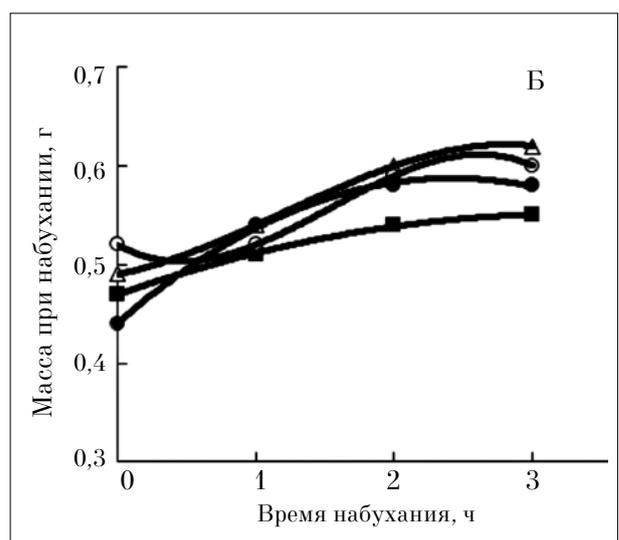
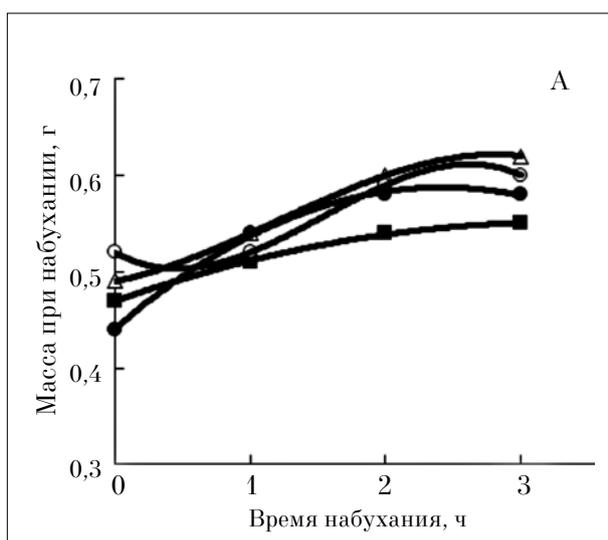
Как показали дальнейшие исследования, семена ячменя, полученные с разных вариантов опыта, отличались не только по содержанию в них фтора, но и по другим показателям.

Так, было проведено определение набухания семян ячменя сорта Эльф в растворах, содержащих ионы фтора (10 шт.), в течение 3 ч с фиксацией изменения массы каждый час. Результаты определения, приведённые на рисунке 2, показывают, что наиболее интенсивно этот процесс идёт при разведении 1:50.

На следующем этапе работы определялась интенсивность прорастания семян с ежедневными замерами длины надземной части (рис. 3).

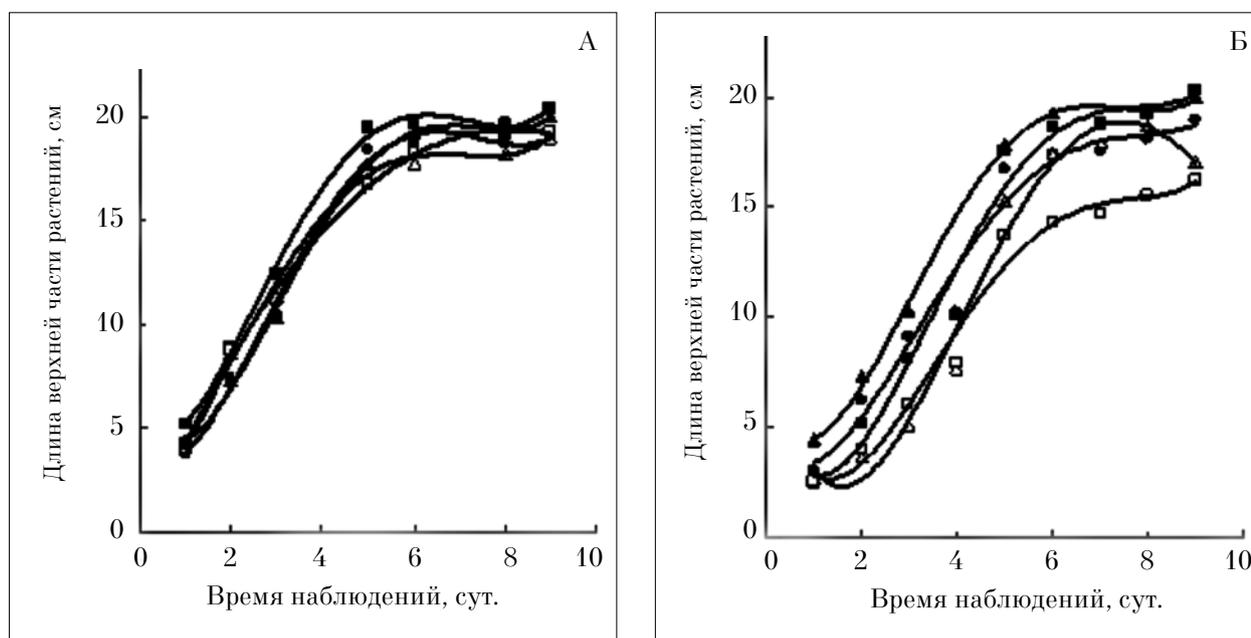
Отмечено, что в течение первых 4 суток длина надземной части растений ярового ячменя сорта Эльф, выращенных из зерен, полученных на почве, содержащей МР СКФ-26 или МР СКФ-32, резко увеличивается. В последующие дни рост надземной части замедляется. Такая же картина наблюдается в контрольном варианте.

На следующем этапе проведено определение содержания [F⁻] в сухой массе корней и надземной части данных проростков. Про-



Разведение МР СКФ-26: ● – 0; ■ – 1:1; Δ – 1:50; ○ – 1:100

Рис. 2. Набухание семян ячменя сорта Эльф в МР СКФ-26 (А) и МР СКФ-32 (Б)



Разведение МР: ● – 0; ■ – 1:1; Δ – 1:50; ○ – 1:100

Рис. 3. Влияние концентрации СКФ-26 (А) и СКФ-32 (Б) на длину проростков ячменя сорта Эльф

Таблица 5

Содержание ионов фтора в 1 г сухой массы надземной части и корней

Разведение	МР СКФ –26		МР СКФ -32	
	F ⁻ , мг в наземной части	F ⁻ , мг в корнях	F ⁻ , мг в наземной части	F ⁻ , мг в корнях
0 (МР)	0,17	0,50	0,30	0,79
1:1	0,12	0,50	0,40	0,61
1:50	0,17	0,30	0,30	0,52
1:100	0,23	0,30	0,60	0,56
Контроль	0,005	0	0	0

Таблица 6

Коэффициенты корреляции между показателями содержания фтора и сухой биомассы растений

Часть растения	Коэффициент корреляции
Листья	-0,92
Корни	-0,83
Проростки	-0,87

ведённый химический анализ показал, что проростки ячменя способны поглощать фтор из МР СКФ-26 и МР СКФ-32 и их разведений (табл. 5).

При этом содержание ионов фтора в корневой системе больше, чем в наземной части. Наиболее активное поглощение фтора растениями происходит в растениях, полученных из семян, выращенных после обработки МР СКФ-32 (приблизительно в два раза).

Между накоплением в растениях фтора и накоплением сухой биомассы существует ярко выраженная отрицательная зависимость (табл. 6).

Заключение

Маточные растворы отходов производства фторполимеров СКФ-26 и СКФ-32 и их разведения оказывают определённое воздействие на рост, развитие и накопление фтор-ионов растением ячменя сорта Эльф. В полевых условиях это проявляется в преимущественном стимулировании роста стеблей в опытных вариантах при приблизительно одинаковых показателях длины остей, длине колоса и массы 1000 зёрен.

Однако анализ показателей урожайности ячменя выявил их зависимость от состава растворов полива и его концентраций. При дей-

ствии СКФ-26 происходит снижение количества семян и их массы на деланку в случае МР в 2 раза по сравнению с контролем, в то время как разведения 1:1 и 1:50 практически не влияют на эти показатели. При действии СКФ-32 также наблюдается снижение количества семян, но уже при действии не только МР, но и разведения 1:1 (в 2 раза) и некоторое снижение при разведениях 1:50 и 1:100. При этом снижение массы семян в случае СКФ-26 более существенное, чем при действии СКФ-32, что, вероятно, связано с более высоким содержанием фтор-ионов в СКФ-26.

Определение содержания фтор-ионов в зерне, показало наличие токсичных концентраций при разведениях 1:1 и 1:50, особенно высоких в вариантах со СКФ-32. Резкое снижение концентрации фтора происходит по мере снижения концентрации фторполимерных соединений.

В проростках, выращенных из такого зерна определение уровня накопления фтор-ионов показало, что при поливе растений предыдущего поколения МР СКФ-26 и МР СКФ-32 содержание фтора после обработки МР СКФ-32 в два раза больше как в их наземной части, так и в корневой системе по сравнению со СКФ-26. При этом в наземной части фтора меньше, чем в корневой системе.

Проведённые исследования дают основания для включения отходов производства фторполимеров СКФ-26 и СКФ-32 в список соединений, для которых необходимо устанавливать ПДК, а при сбросах отходов в окружающую среду необходимо добиваться их максимального разведения..

Литература

1. ГОСТ 18376-79 Фторкаучуки СКФ-26 и СКФ-32. Технические условия.
2. Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Хитрин С.В., Фукс С.Л., Девятерикова С.В. Сравнение влияния отходов производства фторопластов СКФ-26 и СКФ-32 на микрофлору почвы (полевой опыт) // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Матер. X Всерос. научно-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров. 2012. С. 134–136.

3. Елькина Т.С., Хитрин С.В., Фукс С.Л., Девятерикова С.В. Тестирование отходов производства фторопластов на токсичность к высшему растению и почвенной микрофлоре // Бизнес. Наука. Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. научно-практической конференции-выставки с международным участием. Киров. 2013. С. 281–285.

4. Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Кондакова Л.В. Влияние отходов производства фторопластов на почвенную микрофлору и наземные биоплёнки // Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Матер. Всерос. науч. конф. Киров. 2014. С. 177–180.

5. Филатов В.Ю., Фукс С.Л., Хитрин С.В., Казиенков С.А., Михалицына Ю.С. Мониторинг техногенного загрязнения окружающей среды отходами производства фторполимеров // Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Матер. Всерос. науч. конф.. Киров. 2014. С. 170–174.

6. Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Хитрин С.В., Фукс С.Л., Девятерикова С.В. Определение степени токсичности отходов производства фторполимеров по реакции почвенной микрофлоры и цианобактерии *Nostoc paludosum* Kütz. // Принципы экологии. 2014. № 1. С. 43-52.

7. Елькина Т.С., Домрачева Л.И. Влияние отходов производства фторопластов на динамику роста длины мицелия почвенных микромицетов // Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Матер. Всерос. науч. конф. Киров. 2014. С. 174–176.

8. Фукс С.Л., Хитрин С.В., Девятерикова С.В., Казиенков С.А. Промышленная экология: лаб. практикум. Киров: ВятГУ, 2009. 81 с.

9. Фукс С.Л., Хитрин С.В. Химия окружающей среды: лаб. практикум. Киров: Изд-во ВятГУ, 2005. 56 с.

10. Власюк П.А., Мицко В.Н. Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. Фтор в сельском хозяйстве. Киев, 1967. 145 с.

11. Халитов Л.А. О необходимости исключения фтора из состава минеральных удобрений. М. 1976. 146 с.

12. Александрович Ю., Гумовская И. Кухня и медицина. М. 1991. 224.

13. Танделов Ю.П. Фтор в системе почва-растение. Красноярск, 2012. 146 с.

14. Gough L.P., Shacklett H.T., Case A.A. Element concentrations toxic to plants, animals and man // U.S. Geol. Surv. Bull. 1979. V. 1466. P. 80–89.

Сопоставительная оценка токсичности поверхностных вод и почвы по результатам биотестирования двумя независимыми лабораториями

© 2015. Е. А. Броницкая¹, с.н.с., В. В. Петраш¹, д.б.н., зав. лабораторией,
Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., зав. кафедрой, зав. лабораторией,
Л. В. Кондакова^{2,3}, д.б.н., зав. кафедрой, с.н.с.,

¹Научно-исследовательский институт промышленной и морской медицины ФМБА России,

²Вятский государственный гуманитарный университет,

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

Проведена оценка сопоставимости результатов определения токсичности одновременно отобранных проб поверхностных вод и почв, проведённого по идентичным методикам биотестирования независимо друг от друга лабораториями ВятГГУ (г. Киров) и ФГУП НИИ ПММ (г. Санкт-Петербург). Пробы воды и смешанные образцы почв для химического анализа и биотестирования отбирались в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината. Биотестирование в лаборатории биомониторинга ВятГГУ проводили на низших ракообразных *Daphnia magna*, простейших *Paramecium caudatum* и бактериях *Escherichia coli* (тест-система «Эколюм») в ближайший после забора проб период. В Санкт-Петербург пересылали высушенные пробы почв, где проводили пробоподготовку с получением водной вытяжки. Пробы воды в период транспортировки (5 суток) хранили в сосудах из поливинилхлорида, помещённых в контейнеры-термостаты со льдом. Для биотестирования в лаборатории биофизических исследований ФГУП НИИ ПММ также использовали *Daphnia magna* и *E. coli*, но вместо простейших *Paramecium caudatum* тест-объектом служили высшие растения *Lemna minor*. Сравнивали сопоставимость результатов двух независимых лабораторий. Для наглядности сопоставления различных методик биотестирования в качестве показателя токсичности проб введён средний балл реакции тест-организмов.

The assessment of comparability of results of determination of toxicity of at the same time selected tests of a surface water and the soils, the biotesting carried out by identical techniques independently from each other is carried out by different laboratories Vyatka state University of Humanities (Kirov) and FGUP NII PMM (Saint-Petersburg). Water samples and mixed samples of soil for chemical analysis and bioassay were selected in the zone of influence of Kirovo-Chepetsk chemical plant. Bioassay in the laboratory of biomonitoring of the intersection of languages and cultures held on crustacean *Daphnia magna*, protozoa *Paramecium caudatum* and *Escherichia coli* test system «Ecolum» in the immediate aftermath of the sampling period. In St. Petersburg forwarded dried soil samples where sample preparation was performed to obtain the aqueous extract. Water samples in the period of transportation (5 days) kept in containers of PVC placed in containers thermostats with ice. For the bioassay in the laboratory of biophysical studies research FGUP NII PMM also used *Daphnia magna* and *Escherichia coli* test system «Ecolum», but instead of the protozoan *Paramecium caudatum* test subject served higher plants *Lemna minor*. Received the comparability of the results of two independent laboratories. For clarity, the comparison of the different methods of bioassay as an indicator of the toxicity of the samples entered the average score of responses of the test organisms.

Ключевые слова: биотестирование, тест-организмы, средний балл реакции, токсичность, пробы воды, образцы почв

Key words: bioassay, the test organisms, the average score of response, toxicity, water samples, soil samples

Введение

Биотестирование – одно из наиболее перспективных направлений в области интегральной оценки состояния окружающей среды и выявления факторов её химического загрязнения [1].

Современные методы биотестирования для оценки уровня загрязнения вредными химическими веществами территорий включают исследования поверхностных вод и водных вытяжек (экстракты) из проб почв, донных отло-

жений, отходов производства и других твёрдых субстратов. Оценка загрязнения воздуха также проводится по водной вытяжке из специальных фильтров после их нормированной продувки воздушным потоком в зоне контроля или на основании анализа снегового покрова также в жидкофазном состоянии. При определении класса опасности твёрдого отхода производства для окружающей природной среды с помощью метода биотестирования водной вытяжки из отхода применяется не менее двух тест-организмов из разных система-

тических групп (дафнии и инфузории, цериодафнии и бактерии или водоросли и т. п.). В настоящее время применяются высокотехнологичные тест-системы «Эколюм», «Toxkit®» (daphtoxkit, algalttoxkit, ostracodtoxkit и др.) с полной подготовкой тест-организмов к оперативному использованию и транспортировке в специальных ампулах. За окончательный результат принимается класс опасности, выявленный на виде тест-организмов, показавшем более высокую чувствительность к анализируемому отходу [2].

Регламентированный набор «не менее двух тест-организмов из разных систематических групп» свидетельствует об отсутствии универсальных по информативности тест-организмов. Кроме того, существуют методические и технические различия в подготовке тест-организмов и условий биотестирования в различных лабораториях.

Цель представленной работы – определить сходимость результатов определения токсичности одновременно отобранных проб поверхностных вод и почв, проведенного по идентичным методикам биотестирования независимо друг от друга лабораториями ВятГГУ (г. Киров) и ФГУП НИИ ПММ (г. Санкт-Петербург).

Материалы и методы

Пробы воды и смешанные образцы почв для химического анализа и биотестирования отбирались в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината непосредственно около предприятия «ГалоПолимер» и завода минеральных удобрений, в районе хвостохранилищ и шламонакопителей. Сточные воды этих предприятий поступают в реку Елховку. Три пробы воды были отобраны из русла этой реки и условно обозначены как «Полимер» (ниже выпусков сточных вод), с участка, обозначенного «904» (в среднем течении реки), и контрольная проба (фон) – выше по течению относительно промзоны. Также проба отбиралась из Ивановской протоки, состав воды в которой зависит от объемов и химического состава стоков ТЭЦ-3, обслуживающей предприятия города Кирово-Чепецка.

Смешанные образцы почв отбирались в прибрежной полосе реки Елховки с участков, обозначенных как «904» и «907», на заболоченном участке в районе третьей и четвертой секций шламонакопителя (участок «913»), а также на пойменном лугу, находящемся между руслами рек Вятки и Елховки (участок «920»).

Для биотестирования в лаборатории ФГУП НИИ ПММ отобранные пробы почв высушивали и пересылали в Санкт-Петербург, где проводили пробоподготовку с получением водной вытяжки. Пробы воды в период транспортировки хранили в сосудах из поливинилхлорида, помещённых в контейнеры-термостаты со льдом.

Биотестирование в лаборатории биомониторинга ВятГГУ проводили в ближайший после забора проб период с помощью трёх тест-организмов, принадлежащих разным систематическим группам: низшие ракообразные *Daphnia magna*, простейшие *Paramecium caudatum*, бактерии *E. coli* тест-системы «Эколюм».

В лаборатории биофизических исследований ФГУП НИИ ПММ также использовали три вида тест-организмов из разных систематических групп: низшие ракообразные *Daphnia magna*, бактерии *E. coli* тест-системы «Эколюм» и высшие растения *Lemna minor*. Поскольку для *Daphnia magna* одним из показателей токсичности при продолжительном их экспонировании в тестируемой воде является не только выживание особей, но также начало периода размножения и количество потомства, исследования проводили при длительных экспозициях.

Результаты и обсуждение

Сравнения степени токсичности анализируемых проб жидкости (поверхностные воды, вытяжки из проб почвы) проводили путём ранжирования по выраженности реакции тест-организма на воздействие исследуемой пробы в баллах: (0) – нет отрицательного воздействия, (1) – проба слаботоксичная, (2) – умеренная степень токсичности, (3) – острое токсическое воздействие. За основу ранжирования взяты известные нормативные данные по определению степени токсичности воды для оценки проб с использованием бактериального теста «Эколюм», простейших *Paramecium caudatum* и *Daphnia magna* [3 – 5].

Воздействие проб воды на плодовитость дафний в длительном эксперименте ранжировали от (0) – максимальное количество молодых на одну самку через 10 суток эксперимента, до (3) – отсутствие потомства.

Реакция на тестируемые воды *Lemna minor* определяли по индексу прироста – отношению количества растений через 10 суток к контролю. *Lemna minor* ранжировали от (0) – нет отрицательного воздействия (индекс

Таблица 1

Реакции различных тест-организмов на воздействие проб поверхностной природной воды в баллах

Наименование участка забора проб	Результаты лаб. ВятГУ, тест-организмы				Результаты лаб. ФГУП НИИ ПММ, тест-организмы				Средний балл реакции (R)	
	<i>Daphnia magna</i>	<i>Paramecium caudatum</i>	<i>Escherichia coli</i>	Средний балл реакции (R)	<i>Daphnia magna</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Lemna minor</i>	10-е сутки <i>Daphnia magna</i> Гибель		Плодовитость
Выше по течению реки Елховки от промзоны (фон)	0	1	2	1,00	0	1	2	0	1	0,45
В среднем течении реки Елховки (участок 904)	0	3	1	1,33	0	0	3	2	2	1,40
Ниже по течению от выпусков сточных вод (полимер)	2	3	0	1,66	0	2	0	0	2	0,80
Ивановская протока	0	1	0	0,33	0	2	0	0	0	0,40
Заболоченный участок в районе 6-й секции шламонакопителя	3	3	0	2,00	1	0	2	3	3	1,80

Таблица 2

Реакции различных тест-организмов на воздействие водной вытяжки из проб почв в баллах

Наименование участка забора проб	Результаты лаб. ВятГУ, тест-организмы				Результаты лаб. ФГУП НИИ ПММ, тест-организмы				Средний балл реакции (R)	
	<i>Daphnia magna</i>	<i>Paramecium caudatum</i>	<i>Escherichia coli</i>	Средний балл реакции (R)	<i>Daphnia magna</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Lemna minor</i>	10-е сутки <i>Daphnia magna</i> Гибель		Плодовитость
Пойменный луг между руслами рек Вятки и Елховки (участок 920)	2	0	0	0,66	3	2	2	-	-	2,33
Район третьей и четвёртой секций шламонакопителя (участок 913)	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0	0,00
Прибрежная полоса реки Елховки (участок 907)	0	2	0	0,66	0	0	3	3	3	1,80
Прибрежная полоса реки Елховки (участок 904)	0	0	0	0,00	1	0	2	1	2	1,20

Примечание: – тестирование не проводили

прироста соответствует контролю), до максимального угнетения роста – (3).

Для наглядности сопоставления результатов двух лабораторий определяли средний балл реакции тест-организмов R как отношение суммы (Σ) баллов выраженности реакций всех использованных при тестировании каждой пробы тест-организмов к n_{t_0} – количеству использованных для биотестирования тест-организмов, то есть:

$$R = R_{t_0} / n_{t_0},$$

где подстрочный индекс t-0 – (test-organism) тест-организм, R_{t_0} – балл реакции отдельного тест-организма.

Данные по влиянию на тест-организмы проб природной воды, полученные в обеих лабораториях, приведены в таблице 1.

Рассматривая результаты сравнения, следует отметить, что наибольшее токсическое воздействие на тест-организмы *Paramecium caudatum* и *Daphnia magna*, по данным обеих лабораторий, оказала проба с участка «6-я секция», при этом бактериальный тест «Эколюм» на токсичность не прореагировал. Наиболее слаботоксичной оказалась проба с участка забора «Ивановская протока», также по результатам двух лабораторий. При сравнении результатов тестирования, полученных по смертности суточных *Daphnia magna*, токсичность проб воды была выше при проведении анализа в лаборатории ВятГГУ, т. е. непосредственно после взятия проб и их доставки в лабораторию. Можно предполагать, что хранение проб в сосудах из поливинилхлорида, помещённых в контейнеры-термостаты со льдом в течение 5 суток, связанное с транспортировкой в г. Санкт-Петербург, привело к снижению их токсичности. Кроме того, различия результатов оценки токсичности проб может быть связано с некоторым отличием состава воды в г. Санкт-Петербурге и г. Кирове, используемой для культивирования тест-организмов и пробоподготовки суспензии биосенсора «Эколюм». По бактериальному тесту «Эколюм» полученные в лабораториях результаты отличались в пробах «Полимер» и «Ивановская протока». Данный тест в лаборатории ВятГГУ в этих пробах токсичность не выявил, тем не менее в лаборатории ФГУП НИИ ПММ показал её наличие. Наряду с этим в ряде других проб бактериальный тест давал близкие результаты в обеих лабораториях. Точно определить причины такого рода различий по отдельно взятым пробам не

представляется возможным. Для выявления определённых закономерностей и стандартизации такого рода межлабораторных исследований необходима более обширная база данных. Наиболее информативными и синхронно демонстрирующими неблагоприятное воздействие на тест-организм были методики, основанные на таксисах *Paramecium caudatum* и плодовитости *Daphnia magna*. Следует отметить, что обе лаборатории одинаково выявили самую токсичную и самую слаботоксичную пробы.

Анализ результатов биотестирования водной вытяжки из проб почв (табл. 2) по показателям, полученным на *Daphnia magna* в лаборатории ВятГГУ и по всем тест-организмам – в лаборатории ФГУП НИИ ПММ выявил самую токсичную пробу (участок 920). Проба с участка 913 была нетоксичной для всех тест-организмов. В целом вытяжки из проб почв оказали более значимое токсическое воздействие на тест-организмы при выполнении биотестирования в лаборатории ФГУП НИИ ПММ. Так же, как и при тестировании поверхностных вод, вытяжки из почв оказали наибольшее влияние на *Paramecium caudatum* и плодовитость *Daphnia magna*.

Анализ результатов показал, что состав большинства исследованных природных вод и вытяжек из почв негативно сказался на развитии тест-организма *Lemna minor*: из девяти проб только три не угнетали рост растения, что согласуется с литературными данными о достаточно высокой чувствительности *Lemna minor* к токсикантам [6].

Таким образом, проведённые исследования свидетельствуют в целом о близости результатов оценки токсичности идентичных проб, полученных по методикам биотестирования в разных лабораториях. Однако проведение анализа токсичности проб через определённый отрезок времени после взятия их на местности и хранения, даже в соответствующих методическим рекомендациям температурных условиях [3 – 5], может влиять на результат. Определение влияния на результаты биотестирования факторов длительности и условий хранения и транспортировки проб воды требует дополнительной проработки. В данном исследовании наиболее чувствительными к загрязнению оказались простейшие *Paramecium caudatum*, показательны также результаты определения хронической токсичности поверхностных вод по срокам появления первой молодёжи у *Daphnia magna*. Несомненно, что расширение спектра используе-

мых тест-организмов (представителей разных таксонов) позволит точнее оценить степень токсичности предъявляемых проб.

Выводы

1. Результаты биотестирования, проведённого лабораториями ФГУП НИИ ПММ и ВятГГУ на пробах поверхностных вод и почв, одновременно отобранных в районе влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка, показали сопоставимость результатов оценки их токсичности.

2. Проведение анализа проб воды через определённый отрезок времени после взятия их на местности требует соблюдения методически обоснованных условий хранения проб и учёта этого фактора при оценке токсичности.

3. Введённый в работе средний балл реакции тест-организмов (R) обеспечивает наглядность и удобство сопоставления результатов биотестирования различными методиками и в разных лабораториях.

Литература

1. Ашихмина Т.Я., Алалыкина Н.М., Домрачева Л.И. и др. Биологический мониторинг природно-

техногенных систем / Под общ. ред. Т.Я. Ашихминой. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2011. 388 с.

2. Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды. Приказ Министерства природных ресурсов Российской Федерации от 15 июня 2001 г. № 511.

3. 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». СПб.: ООО «СПЕКТР-М», 2010. 13 с.

4. ПНД Ф 14.1:2:3:4.11-04 / 16.1:2:3:3.8-04. Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». М. 2004 (издание 2010 г.).

5. ФР.1.39.2007.03222. Биологические методы контроля. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: Акварос, 2007. 52 с.

6. Заушинцен А.С., Заушинцена А.В., Свиркова С.В. Воздействие поллютантов на живые системы в Кемеровской области // Вестник КеМГУ. 2000. № 4. С. 5–8.

Оценка загрязнения почв и растений в зоне воздействия газовоздушных выбросов алюминиевого завода

© 2015. Г. А. Евдокимова, д.б.н., зав. лабораторией, Н. П. Мозгова, с.н.с.,
Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН,
e-mail: galina@inep.ksc.ru,

Выявлена корреляционная связь на высоком уровне достоверности ($r=0,976$, $p<0,001$) между содержанием фтора в органомном горизонте почвы, растениях (вороника, мхи) и грибах в зоне воздействия аэротехногенных выбросов Кандалакшского алюминиевого завода. Повышенный уровень фтора в почвах приводит к существенному его накоплению в тканях растений. Особенно интенсивно накапливали фтор мхи. Выполнен сравнительный анализ изменений содержания в почве фтора, произошедших за последние 10–13 лет. Концентрация соединений приоритетного загрязнителя фтора в органомном горизонте почвы в зоне воздействия завода в 2011–2013 гг. достоверно снизилась относительно 2001 г. Вблизи завода, на расстоянии до 2 км, произошло снижение кислотности подстилок почти на 2 единицы pH. В связи с уменьшением объёма загрязняющих веществ в выбросах завода зона максимального загрязнения почвы сократилась с 2,5 км до 1,5 км от источника выбросов, протяжённость зон сильного и умеренного загрязнений уменьшилась на 5 км.

High correlation ($r = 0,976$, $p < 0,001$) between the fluorine concentrations in soil organic horizon and vegetables (crowberry, mushrooms, mosses) was found out in the impact zone by the airborne emissions Kandalakshsky aluminum plant. Higher levels of fluorine content in soil results to its accumulation in plant tissues. Mosses accumulate fluorine most intensively. It has been performed comparative analysis of changes in the content of fluorine in the soil that had occurred over the last 10–13 years. The concentration of priority pollutant fluorine compounds in atmospheric precipitation and in the soil organic horizons was a significantly lower in 2011–2013 years compared to 2001 year in the impact plant zone. There was decreased acidity of litter almost 2 pH units near the plant at a distance of 2 km. The zone of maximum contamination was decreased from 2,5 km to 1,5 km from the emission source. Zones of high and moderate pollution were decreased by 5 as result of reduction the amount of pollutant in the emission of the plant.

Ключевые слова: алюминиевый завод, воздушные выбросы, фтор, загрязнение почв и растений

Keywords: aluminium plant, air emissions, fluorine, pollution soil and vegetables

Введение

Кандалакшский алюминиевый завод (КАЗ), входящий в Объединённую компанию «РУСАЛ», является единственным в мире заводом по производству алюминия, расположенным за Полярным кругом. Известно, что полярные экосистемы более чем южные подвержены отрицательному воздействию техногенных факторов и труднее восстанавливаются. Применяемая на заводе технология электролитического разложения глинозёма Содерберга является источником экологических рисков. Данное производство сопряжено также с высоким потреблением энергии. В воздушных выбросах завода содержится значительное количество загрязняющих веществ: фтористый водород, плохо растворимые фториды, смолистые вещества, полициклические ароматические углеводороды, пыль неорганическая.

Говоря о приоритетных загрязнителях в аэротехногенных выбросах завода, особо сле-

дует отметить, что фтористые соединения отнесены к высоко опасным веществам и представляют большую опасность для живых организмов, в том числе для человека, чем соединения алюминия, также в большом количестве содержащиеся в выбросах КАЗ [1–4].

За время работы завода (с 1951 г.) производительность и технология переработки минерального сырья изменялись, что не могло не отразиться на состоянии окружающей природной среды. В начале текущего столетия (2001 г.) нами были проведены исследования свойств почв, почвенной биоты и процессов трансформации органического вещества в почвах, находящихся в зоне воздействия КАЗ [5–7]. Именно в эти годы на заводе было завершено строительство газоочистных сооружений электролитного производства, что позволило значительно сократить выбросы вредных соединений в атмосферу.

Цель данного исследования – провести оценку загрязнения почв и растений фтором

в зоне воздействия газозадушных выбросов алюминиевого завода и оценить экологическую эффективность мероприятий по модернизации производства.

Объекты и методы исследований

Наблюдения проводили на стационарных площадках, расположенных по градиенту (трансекте) загрязнения воздушными выбросами КАЗ на расстоянии 0,5, 2, 5, 10, 20 и 50 км от завода в северном направлении (по розе ветров). Последний участок являлся фоновым. Площадь каждого участка составляла 100 м². В 2011–2013 гг. почвенные пробы брали по градиенту загрязнения с шагом от 0,5 до 2,5 км.

Район исследований представляет собой южную часть Имандровской депрессии, отделяющей Кольский полуостров от западной материковой Фенноскандии (60°09'N, 32°24'E). На всех стационарных площадках почвы представлены Al-Fe-гумусовыми подзолами на моренных, сильно завалуненных песчаных отложениях. Мощность органогенного горизонта (подстилки) составляла примерно 3–5 см. Как правило, этот горизонт тёмно-бурый, со слабо-разложившимися растительными остатками, густо пронизанными корнями. Для него характерна высокая кислотность (рН_{Н₂O} 4,0–4,9) и бедность основаниями (15–20 мг-экв/100 г почвы). Тип гумуса в основном фульватно-гуматный. Все исследуемые экосистемы относятся к соснякам с кустарничково-зеленомошными или кустарничково-лишайниковыми ассоциациями в напочвенном покрове.

Растительными объектами служили вороника (*Empetrum hermaphroditum*. Nager), известная своей устойчивостью к промышленным выбросам [8, 9], зелёные листостебельные мхи – *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt на всех стационарных площадках, за исключением площадки, находящейся на расстоянии 0,5 км от завода, где этот вид не был обнаружен. С этой площадки взят мох *Niphotrichum canescens* (Hedw.) Bednarch-Ochyra et Ochyra. Содержание фтора определяли также в съедобных грибах: подосиновик (*Leccinum*) и волнушка розовая (*Lactarius torminosus* Schaeff). На каждой стационарной площадке брали образцы подстилок в 3-5-кратной повторности и надземные части анализируемых растений. Образцы подстилок, мхов и вороники высушивали на воздухе при комнатной температуре, измельчали в мельнице и растирали в ступке до пудры. Растительные пробы, включая образ-

цы грибов, отбирали в сентябре. Грибы измельчали (шляпки и ножки вместе), высушивали при температуре 50 °С и растирали в ступке до пудры. Анализировали смешанный образец.

Валовое содержание фтора определяли ионоселективным методом на рН/иономере Мультитест ИПЛ-112. Подстилки для определения в них валового фтора просеивали через сито, растирали до пудры и сплавляли с бурой при 950 °С в течение 20 мин [10]. Для определения фтора в растительном материале пробы обрабатывали хлорной кислотой при 50 °С [11]. Статистическую обработку осуществляли по программе Excel-2003.

Результаты и обсуждение

Содержание фтора в органогенном горизонте почв. Общее поступление веществ на поверхность почвы аэрогенным путём в зоне максимального загрязнения оценено следующими данными: пыль – 900–700 кг/га, Al – 400–300 кг/га, F – 45–30 кг/га и Fe – 8–7,9 кг/га [7]. Первая цифра характеризует выпадения в 2001 г., вторая – в 2011 г. Приоритетным элементом, входящим в состав аэрозолей, выпадающих на почву в зоне влияния алюминиевого завода, является фтор. Выявлено существенное накопление фтора в подстилке: в зоне максимального загрязнения (до 2 км от завода) – выше ПДК в 5 раз, в зоне умеренного загрязнения (5–10 км) – выше ПДК до 2 раз. Предельно допустимая концентрация фтора в почвах определена в размере 330 мг/кг [12].

Фоновое содержание, которое [13] для подзолистых почв составляет 200 мг/кг, количество фтора в подстилках достигает в 20 км от завода.

Валовое содержание F в почве в 2011 г. достоверно снизилось ($t=4,00-9,51$ при $t_{0,05}=3,18$) по сравнению с 2001 г. Кривая, характеризующая распределение валового фтора в подстилках, представляет собой отрицательную экспоненту при высокой значимости (рис. 1). Наиболее резкое падение содержания валового фтора наблюдается на протяжении первых 1,5–2 км от источника загрязнения.

Особенно значительное снижение отмечено в 2011 г. для водорастворимых соединений фтора. В 2001 г. водорастворимые формы составляли в среднем 10% от валового содержания фтора, а 2011 г – 4%, т. е. содержание наиболее токсичных для биоты соединений фтора снизилось.

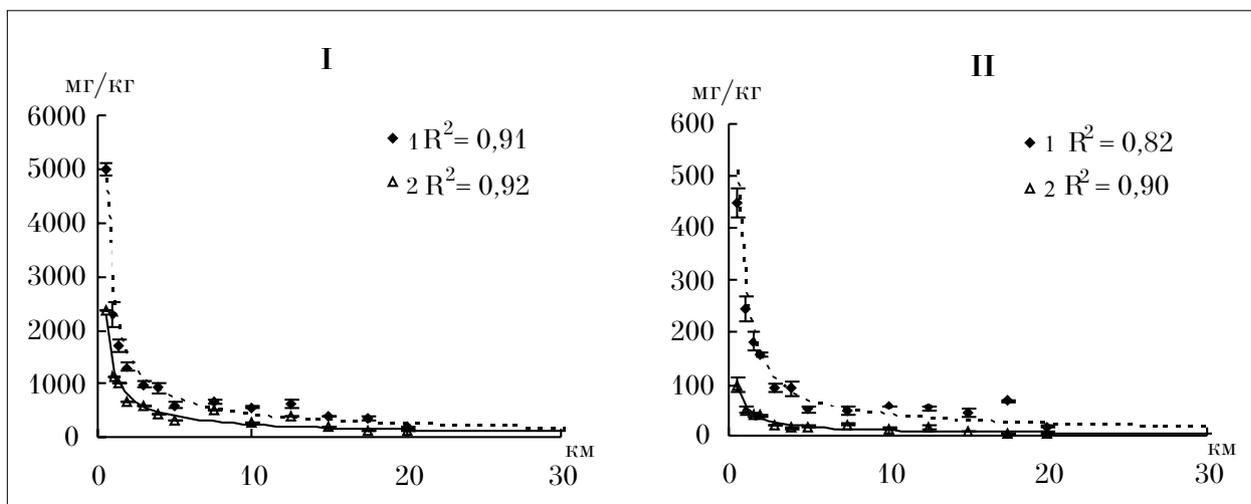


Рис. 1. Содержание фтора в подстилке (мг/кг) по градиенту загрязнения в (1) 2001 и (2) 2011 гг. I – валовой; II – водорастворимый

Таблица 1.

Зоны загрязнения подстилок фтором в 2001 и 2011–2013 гг.

Загрязнение	2001 г.		2011–2013 гг.	
	Расстояние от КАЗ, км	Содержание F, мг/кг	Расстояние от КАЗ, км	Содержание F, мг/кг
Максимальное	0–2,5	>1200	0–1,5	> 1000
Сильное	2,5–13	1200–400	1,5–8,0	1000–400
Умеренное	13–19	400–200	8,0–15	400–200
Отсутствует	20	<200	>15	<200

Под воздействием воздушного загрязнения изменились свойства почвы. Подстилки исследуемых почв в естественном состоянии характеризуются повышенной кислотностью [14]. Однако их кислотность в зоне максимального загрязнения значительно ниже показателя на фоновой площадке (рН 6,00 против 4,27). Атмосферные осадки, выпадающие вблизи источника загрязнения, отличаются невысокой кислотностью, т. к. содержат основания, обладающие некоторой подвижностью. Кроме того, поступающий с выбросами приоритетный загрязнитель фтор способен связывать подвижные соединения алюминия – одного из источников актуальной и обменной кислотности. Ранее было показано, что значительная часть выпадений поступает на почву в виде пыли [6]. Зольность загрязнённой подстилки достигает 60% при фоновом показателе, равном 10%. Твёрдым выпадениям принадлежит, вероятно, основная нейтрализующая роль, поскольку снижение кислотности подстилки наблюдается только на площадке, примыкающей к заводу, на расстоянии до 2 км, где выпадения минеральных веществ в виде пыли максимальные.

В связи со снижением объёма загрязняющих веществ в выбросах завода и уменьшением степени загрязнения почв изменилось зонирование территории, выполненное нами в 2001 г. Протяжённость зоны максимального загрязнения сократилась с 2,5 км до 1,5 км от источника выбросов, сильного и умеренного – на 5 км (табл. 1).

Модернизация производства – введение в эксплуатацию установки сухой очистки газов от электролизного цеха и поочерёдное введение газоочистных сооружений (в 2002 и 2005 гг.) способствовало улучшению экологической обстановки в зоне воздействия алюминиевого завода.

Содержание фтора в растениях. В процессе своего роста растения избирательно поглощают элементы из почвы. Тем не менее повышенное содержание в почве какого-либо элемента обычно вызывает более интенсивное потребление его растениями и накопление в растительных тканях. Различия в содержании фтора в подстилках, обусловленные разным уровнем аэротехногенного воздействия выбросов алюминиевого завода, в полной мере отразились на накоплении этого элемента в надземных частях вороники. С возрастан-

ем содержания фтора в подстилках увеличивалось его содержание и в растениях, причём эти величины четко коррелировали между собой при высоком уровне достоверности ($r=0,976$, $p<0,001$) (рис. 2).

Таким образом, повышенный фон содержания фтора в почвах приводит к существенному накоплению его в тканях высших растений. Такая зависимость выявлена также другими исследователями. Показано, что фтор влияет на метаболизм растений, ингибирует их респираторную деятельность и активность ферментов, уменьшает содержание хлорофилла [15 – 18].

Высокое накопление валового фтора в наземной части исследованных растений характерно для зелёных листостебельных мхов.

Минимальное поглощение этого элемента из почвы в процессе своего роста отмечено для грибов (табл. 2). Так, подосиновики в 5,5 раза содержат меньше в своих тканях фтора, чем мхи, а волнушка розовая – в 3,1 раза. Можно сделать предварительный вывод о более интенсивном накоплении фтора пластинчатыми грибами по сравнению с трубчатыми. Эта особенность от-

мечена также при исследовании накопления тяжёлых металлов в съедобных грибах в зоне воздействия комбината «Североникель» [19, 20].

На всех загрязняемых площадках (до 20 км от завода) содержание фтора в воронике превышало фоновый уровень (<20 мг/кг) [21]. Для мхов и пластинчатых грибов фоновый уровень был превышен только в зоне максимального загрязнения.

Заключение

Выявлена на высоком уровне достоверности ($r=0,976$, $p<0,001$) тесная корреляционная связь между содержанием фтора в лесных подстилках, растениях (вороника, мхи) и грибах в зоне воздействия аэротехногенными выбросами Кандалакшского алюминиевого завода. Повышенный уровень фтора в почвах приводит к существенному его накоплению в тканях растений. Особенно интенсивно накапливали фтор зелёные листостебельные мхи. Съедобные грибы содержали в своих тканях в 3–5 раз меньше соединений фтора, чем мхи. По сравнению

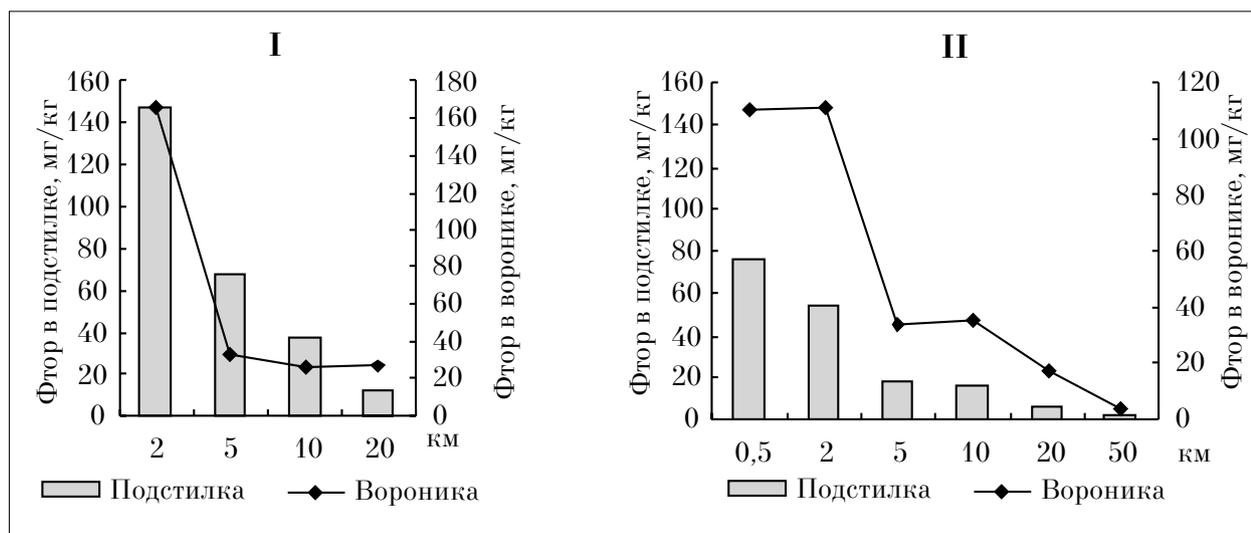


Рис. 2. Содержание водорастворимого фтора в подстилке и воронике по градиенту от источника выбросов, I – 2001 г.; II – 2013 г.

Таблица 2

Содержание валового фтора в подстилке и растительном материале, мг/кг абс. сух. пробы, 2013 г.

Расстояние, км	Подстилка	<i>Empetrum hermaphroditum</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	Подосиновики р. <i>Leccinum</i>	<i>Lactarius torminosus</i>
0,5	2595±222	110	160	29	52
2	1795±106	111	147	29	62
5	562±52	34	22	5	5
10	371±17	36	14	4	8
20	145±19	17	11	3	–
50	78±9	4	2	1	2

Примечание. На площадке 0,5 км мох *Niphotrichum canescens*. Прочерк – грибы не найдены.

с трубчатыми грибами пластинчатые грибы более интенсивно накапливали фтор. Химический состав растений более консервативен в отношении воздействия на него техногенного загрязнения, чем подстилка, интенсивно аккумулирующая химические элементы. Это связано с относительной избирательностью растений при потреблении ими элементов питания.

Выполнен сравнительный анализ изменений некоторых свойств почвы, произошедших за последние 10–13 лет по градиенту загрязнения воздушными выбросами Кандалакшского алюминиевого завода. Концентрация соединений приоритетного загрязнителя фтора, имеющего высокую степень токсичности для живых организмов, в 2011–2013 гг. достоверно снизилась относительно 2001 г. в органогенном горизонте почвы в зоне воздействия завода.

В связи со снижением объёма загрязняющих веществ в выбросах завода и уменьшением степени загрязнения почв протяжённость зоны максимального загрязнения сократилась с 2,5 км до 1,5 км от источника выбросов, зоны сильного и умеренного загрязнений – на 5 км. Модернизация производства – введение в эксплуатацию газоочистных сооружений (2002 и 2005 гг.) способствовало улучшению экологической обстановки в зоне воздействия Кандалакшского алюминиевого завода.

Благодарности

Авторы благодарны А. Ю. Лихачеву за определение видов мхов.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований, номер проекта 12-04-00547а.

Литература

1. Профессиональные заболевания / Ред.: Летавет А.А., Молоканов К.П., Дрогичина Э.А. и др. Москва: Медицина, 1973. 3 изд. 369 с.
2. Kongerud J. Hydrogen fluoride and health effects // In Environmental Health and Safety Aspects Related to Production of Aluminium: Proc. of 3rd Intern. Conf., Loen, 10-13 September 2007. Norway: Loen, 2007. P. 44–45.
3. Thomassen Y., Weinbruch S., Benker N., Ellingsen D., Per A. Drablos. Hydroscopicity of pot room particles and possible deep lung penetration of HF and SO₂ // In Environmental Health and Safety Aspects Related to Production of Aluminium: Proc. of 3rd Intern. Conf., Loen, 10-13 September 2007. Norway: Loen, 2007. P. 37.
4. Sjaheim T. Characterisation of pot room asthma // In Environmental Health and Safety Aspects Related to

Production of Aluminium: Proc. of 3rd Intern. Conf., Loen, 10-13 September 2007. Norway: Loen, 2007. P. 43.

5. Evdokimova G.A. Fluorin in the soils of the White Sea Basin and bioindication of pollution // Chemosphere. 2001. 42. P. 35–43.

6. Евдокимова Г.А., Переверзев В.Н. Влияние выбросов алюминиевой промышленности на химический состав подстилок и водяники (*Empetrum hermaphroditum* Hager.) в сосновых лесах Кольского полуострова // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1141–1146.

7. Евдокимова Г.А., Зенкова И.В., Мозгова Н.П., Переверзев В.Н. Почва и почвенная биота в условиях загрязнения фтором. Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2005. 155 с.

8. Евдокимова Г.А. Эколога-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 1995. 272 с.

9. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Штина Э.А. Загрязнение почв фтором и оценка состояния микробного компонента в зоне воздействия алюминиевого завода // Почвоведение. 1997. № 7. С. 898–905.

10. Методика определения фтора в объектах внешней среды // Временные рекомендации по контролю загрязнения почв / Под ред. С.Г. Малахова. М. Гидрометеоздат, Ин-т экспериментальной метеорологии, 1983. С. 122–127.

11. Хаземова Л.А., Радовская Т.Л., Круглова Н.В., Качалкова Т.К. Определение фтора в растительном материале // Агрохимия. 1983. № 6. С. 66–70.

12. Сергиенко Г.А. Гигиеническое регламентирование валового и усвояемого фтора в почве // Гигиена и санитария. 1985. № 11. С. 78–80.

13. Виноградов А.П., Данилова В.А. Фтор в почвах СССР // ДАН СССР. 1948. № 7. С. 1150–1152.

14. Кислотные осадки и лесные почвы / Под ред. В. В. Никонов, Г.Н. Копчик. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. 320 с.

15. Танделов Ю.П. Фтор в системе почва – растение / Под ред. В.Г. Минеева. Красноярск. 2012. 2-е изд. 146 с.

16. Presence of fluoro-organic compounds in higher plants / Eds.: J.A. Miller et al. Fluoride. 1973. № 6. P. 203.

17. Власюк П.А., Мицко В.Н. Фтор в сельском хозяйстве // Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. Киев. 1967. Вып. 3. С. 48.

18. Рожков А.С., Михайлова Т.А. Действие фторсодержащих эмиссий на хвойные деревья. Новосибирск, 1989. 130 с.

19. Исаева Л.Г., Химич Ю.Р. Содержание элементов в съедобных грибах бореальных лесов Мурманской области // Проблемы лесной фитопатологии и микологии: Сб. матер. VII Межд. конф. Пермь, 7-13 сентября 2009 г. Пермь: Перм. гос. пед. ун-т. 2009. С. 68–71.

20. Исаева Л.Г. Содержание тяжёлых металлов в съедобных грибах в зоне воздействия комбината «Североникель» // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: Матер. V-й Всерос. науч. конф. с межд. участием. Апатиты: КНЦ РАН. 2014. Ч. 1. С. 55–59.

21. Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. М.: Мир, 1979. 200 с.

Экологизация производства алюминиевых изделий

© 2015. С. Л. Фукс, к.т.н., доцент, С. В. Девятерикова, к.т.н., доцент,
Вятский государственный университет,
e-mail: tzb_fuks@vyatsu.ru, blancare@mail.ru

Снижение вредного воздействия на окружающую среду химических предприятий, производящих фторполимеры, путём использования их отходов при изготовлении изделий, является актуальной задачей.

В работе показана возможность использования жидких отходов производства фторполимеров для получения композиционных электрохимических покрытий «оксид алюминия–политетрафторэтилен» в связи с тем, что жидкие отходы содержат в своем составе часть целевого продукта – фторполимера.

Замена широко распространённого анодированного алюминия на алюминий, покрытый композиционным электрохимическим покрытием «оксид алюминия–политетрафторэтилен», повышает химическую и коррозионную стойкость изделий, износостойкость, снижает микрошероховатость, что приводит к уменьшению коэффициента трения, придаёт поверхности гидрофобность, несмачиваемость маслами, увеличивает антипригарные и антинакипные свойства.

Определены оптимальные условия нанесения композиционных электрохимических покрытий «оксид алюминия–политетрафторэтилен» с использованием жидких отходов производства фторполимеров, подобраны оптимальные составы электролитов. Исследования внутренних напряжений полученных покрытий показали, что они являются более эластичными, механически прочными и износостойкими, чем оксид алюминия. Антинакипные свойства поверхности композиционных электрохимических покрытий «оксид алюминия–политетрафторэтилен» также выше по сравнению с образцами без покрытия на порядок и более.

Исследовано влияние жидких отходов производства фторполимеров на межкристаллитную коррозию и питтинговую стойкость.

Decrease in harmful effects on environment of the chemical companies making ftopolimer by use of their waste at production of products, is an actual task.

In work possibility of use of liquid production wastes of ftopolimer for receiving composite electrochemical coverings «aluminum oxide – политетрафторэтилен» is shown because liquid waste contains in the structure part of a target product - a ftopolimer.

Replacement of the widespread anodized aluminum by the aluminum covered with a composite electrochemical covering «aluminum oxide – политетрафторэтилен», increases chemical and corrosion resistance of products, wear resistance, reduces a microroughness that leads to reduction of coefficient of friction, gives surfaces water repellency, not wettability oils, increases antiprigrany and antinakupny properties.

Optimum conditions of drawing composite electrochemical coverings «aluminum-politetraftoretillen oxide» with use of liquid production wastes of ftopolimer are defined, optimum compositions of electrolytes are picked up. Researches of internal tension of the received coverings showed that they are more elastic, mechanically strong and wearproof, than aluminum oxide. Antinakupny properties of a surface of composite electrochemical coverings «aluminum-politetraftoretillen oxide» are also higher in comparison with samples without covering much and more.

Influence of liquid production wastes of ftopolimer on intercrystalline corrosion and pittingostoykost is investigated.

Ключевые слова: фторполимеры, анодирование, отходы, внутренние напряжения, питтингообразование, питтинговость, антинакипные свойства, межкристаллитная коррозия

Keywords: fluoropolymers, anodizing, waste, internal stress, pitting, pitting resistance, antinakupnyye properties, intergranular corrosion

Введение

Фторполимеры обладают рядом исключительных свойств, в связи с чем незаменимы во многих отраслях промышленности. Это приводит к увеличенному спросу и соответственно к возрастающему производству, сопряжённому с образованием большого количества жидких и твёрдых отходов, деструкция которых в природных условиях практически невозможна. Маточные растворы (МР) процесса синте-

за политетрафторэтилена (ПТФЭ) [1] содержат дисперсную фазу (до 0,5% ПТФЭ). Весь объём МР без дополнительной очистки поступает в водные объекты рыбохозяйственного и культурно-бытового назначения. В водных объектах, куда попадают эти техногенные загрязнители, могут присутствовать и размножаться многие организмы, в том числе микроскопические личинки паразитов, амёбные цисты, споры бактерий и другие патогенные формы. Они находятся в фекальных водах тепло-

кровных животных и человека, которые беспрепятственно смешиваются с разбавленными маточными растворами, причем нерастворимые компоненты (фторполимеры и олигомеры) последних, обладая чрезвычайной стойкостью и частичным отрицательным поверхностным зарядом, сорбируют на своей поверхности любые микробиологические объекты. Среди патогенов чаще других в загрязнённых водах рек обнаруживаются сальмонеллы, шигеллы, пастереллы, вибрионы, микобактерии, энтеровирусы человека и др. С частицами фторполимеров они передаются по водотоку на значительные расстояния, со временем задерживаются на водной растительности, через гидробионтов по трофической цепи попадают в организмы теплокровных животных и человека, неся опасность заболеваний желудочно-кишечного тракта.

С опасностью инфекционных заболеваний, связанных с загрязнением сточных вод химических производств взвесями фторполимеров, можно бороться путём глубокой очистки сточных вод либо применения их концентратов в технологических производствах.

В последние годы нами обнаружены возможные потребители маточных растворов и твёрдых отходов фторполимерных производств ООО «ГалоПолимер Кирово-Чепецк». Так, например, МР и твёрдые отходы фторопластов можно применять совместно для получения композиционных электрохимических покрытий (КЭП) с заранее заданными технологическими и эксплуатационными характеристиками, обусловленными специфическими свойствами металла, его оксида и полимера.

Среди КЭП одним из наиболее эффективных считается оксид алюминия – политетрафторэтилен (КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ). Замена широко распространённого анодированного алюминия [2] на алюминий, покрытый КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, повышает химическую и коррозионную стойкость изделий, износостойкость, снижает микрошероховатость, что приводит к уменьшению коэффициента трения, придаёт поверхности гидрофобность, несмачиваемость маслами, увеличивает антипригарные и антинакипные свойства [3 – 5].

Снижение вредного воздействия на окружающую среду химических предприятий, производящих фторполимеры путём использования их отходов при изготовлении изделий для авиастроения, нефтяной, газовой и других отраслей, является актуальной задачей. Использование КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, обладающих комплексом новых физико-химических, химических и механических свойств, приведёт также к улучшению технико-экономических характеристик этих производств.

Целью работы явилась разработка оптимальных составов электролитов с применением жидких и твёрдых отходов производства ПТФЭ в качестве компонентов для получения КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ на изделиях из сплавов алюминия, а также определение режимов их формирования.

Материалы и методы исследований

Анодировали и наносили КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ на алюминий марки АД 1, применяемый для производства оборудования пищевой промышленности. Питтингостойкость и склонность к межкристаллитной коррозии исследовали на алюминиевом сплаве марки В96Ц1 по ГОСТ 9.912-89 [6].

Электролит состоял из смеси щавелевой (10–40 г/л) и лимонной (10–40 г/л) кислот. Продолжительность процесса составляла 30 мин при плотности тока 2–4,6 А/дм². Постоянство температуры (20±2 °С) поддерживалось протоком электролита через охлаждающее устройство. На основе электролита анодирования были приготовлены электролиты для получения КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ. Для этого применяли суспензии фторопластов Ф-4Д и Ф-4МД и МР фторопласта Ф-4Д, составы которых приведены в таблице 1.

Суспензии Ф-4Д и Ф-4МД добавляли в электролит из расчёта, чтобы содержание дисперсии ПТФЭ составляло 10 г/л. Электролит, содержащий МР Ф-4Д, готовили без воды.

Для определения условий нанесения КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ применяли метод математического планирования эксперимента. В соот-

Составы МР Ф-4Д и суспензий Ф-4Д и Ф-4 МД

Таблица 1

Проба	Содержание компонентов, мг/л							
	K ⁺	NH ₄ ⁺	F ⁻	SO ₄ ²⁻	янтарная кислота	оксалат-ион	ОП-7	сухое вещество, мг
МР Ф-4Д	отс	20	31	отс	224	100	отс	400
Ф-4Д	отс	отс	1,0	отс	отс	отс	150	9688
Ф-4МД	160 - 200	1200- 1400	200 - 370	340 - 490	отс	отс	50 - 62	8326

Таблица 2

Уровни факторов и интервалы варьирования для матрицы ППФЭ типа 2³

Факторы	Уровни факторов			Интервал варьирования	Размерность
	нижний (-1)	средний (0)	верхний (+1)		
Щавелевая кислота (X ₁)	10	25	40	15	г/л
Лимонная кислота (X ₂)	10	25	40	15	г/л
Плотность тока (X ₃)	2,0	2,5	3,0	0,5	А/дм ²

Таблица 3

Уравнения регрессии полного факторного эксперимента типа 2³

Дисперсная фаза	Уравнения регрессии
Отс.	$Y_g = 0,2754 + 0,0007X_1 + 0,0397X_3 - 0,0077X_1X_2 - 0,1470X_1X_3 + 0,0063X_2X_3 + 0,0149X_1X_2X_3$
ПТФЭ	Суспензия Ф-4Д $Y_g = 0,2872 - 0,0248X_1 + 0,07864X_3 + 0,0333X_1X_2 - 0,0224X_1X_3 + 0,0161X_2X_3 + 0,0354X_1X_2X_3$
	Суспензия Ф-4МД $Y_g = 0,2510 - 0,0068X_1 - 0,0120X_2 + 0,0431X_3 + 0,0112X_1X_3 + 0,0066X_1X_2X_3$
	МР Ф-4Д $Y_g = 0,2641 - 0,0100X_2 + 0,0120X_2 + 0,0491X_3 - 0,0242X_1X_2X_3$

Таблица 4

Оптимальные условия формирования КЭП Al₂O₃-ПТФЭ и его характеристики

№	Состав электролита, г/л	рН	Плотность анодного тока, А/дм ²	Скорость формирования, г/дм ² ·ч	Состав КЭП	
					элемент	весовой, %
1	щавелевая кислота – 35,5; лимонная кислота – 21,5	1,1	4,6	0,382	алюминий	49,65
					кислород	0,35
2	щавелевая кислота – 38,5; лимонная кислота – 25,9; Ф-4Д (ПТФЭ– 10,0)	1,0	4,3	0,383	алюминий	37,54
					кислород	39,80
					углерод	12,27
					фтор	10,39
3	щавелевая кислота – 18,0; лимонная кислота – 12,4; Ф-4МД (ПТФЭ – 10,0)	1,5	4,6	0,342	алюминий	38,71
					кислород	44,17
					углерод	9,27
					фтор	7,85
4	щавелевая кислота – 21,0; лимонная кислота – 15,4; МР Ф-4Д	1,45	4,1	0,337	алюминий	23,20
					кислород	35,07
					углерод	22,60
					фтор	19,13

ветствии с матрицами планирования полного факторного эксперимента (ППФЭ) типа 2³ рассчитывали воспроизводимость экспериментов, значимость коэффициентов регрессии и адекватность моделей. По результатам расчётов создавали уравнения регрессии [7] для оптимизации условий нанесения КЭП Al₂O₃-ПТФЭ.

Для получения вольт-амперных характеристик (ВАХ) использовали потенциостат «Р-8». Скорость развёртки потенциала составляла 100 мВ/с, а площадь анода – 1 см². Внутренние напряжения определяли методом деформации гибкого анода [8] при помощи горизонтального микроскопа ЩЛ-2Б, соединённого с видеокамерой DCM510.

Для изучения структуры и состава покрытия применяли сканирующий электронный микроскоп (СЭМ) марки JEOL JSM-6510 LV со встроенным рентгенофлуоресцентным анализатором для получения спектров.

Каждый эксперимент проводили не менее пяти раз с таким расчётом, чтобы среднее отклонение результатов друг от друга составляло не более 2%.

Результаты и обсуждение

Определение оптимальных условий нанесения КЭП Al₂O₃-ПТФЭ. В соответствии с матрицами ППФЭ выбраны параметр оптимизации (Y_g) – скорость формирования покры-

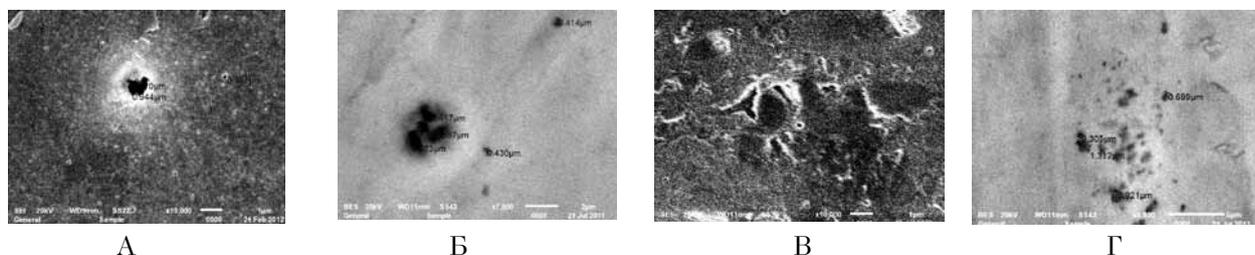


Рис. 1. Характерные образования на поверхности анодного покрытия (А) и КЭП Al_2O_3 – ПТФЭ (Б, В, Г)

тий и факторы (X_i) – компоненты электролитов и анодная плотность тока, представленные в таблице 2. Процесс формирования КЭП осуществляли в течение 0,5 ч при рН 1,1–1,5.

Полученные уравнения регрессии для нанесения КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ представлены в таблице 3. На основании уравнений регрессии и с учётом шагов наиболее значимых факторов были рассчитаны условия определения оптимума каждого процесса формирования КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ [9].

Результаты, отвечающие максимальной скорости осаждения КЭП, приведены в таблице 4.

Из таблицы видно, что в оптимальных условиях (состав и плотность тока) в присутствии суспензий Ф-4Д, Ф-4МД и МР Ф-4Д формируются КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ со скоростью 0,337–0,383 г/дм²·ч.

Методом СЭМ и энергодисперсионным анализом определены структуры и составы КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, полученных в оптимальных условиях (табл. 4).

Судя по содержанию в КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ углерода и фтора, максимальное количество ПТФЭ достигается при использовании МР Ф-4Д и минимальное – в присутствии дисперсной фазы суспензии Ф-4МД.

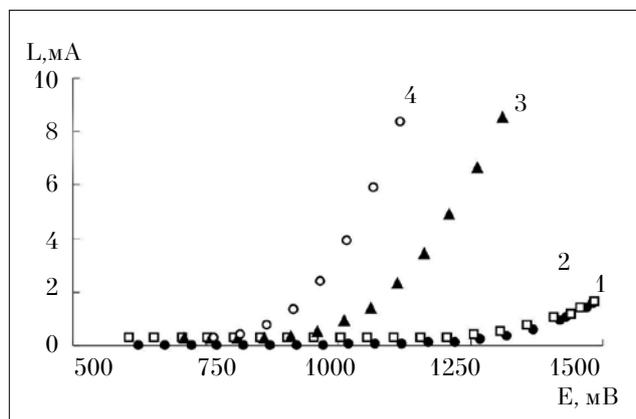


Рис. 2. Вольт-амперные характеристики процесса формирования анодного покрытия (кривая 1) и КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, полученные с использованием суспензий Ф-4Д (кривая 2); Ф-4МД (кривая 3) и МР Ф-4Д (кривая 4)

Поры в оксидном покрытии и КЭП располагаются по всей поверхности. Их размеры зависят от состава электролита и плотности анодного тока.

При оксидировании алюминия в электролите №1 поры имеют диагональ 0,156–0,944 мкм (рис. 1 а). При нанесении КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ в электролите №2 диагональ пор составляет 0,414–0,667 мкм (рис.1 б), в электролите №3 – 0,184–1,343 мкм (рис. 1 в) и в электролите №4 – 0,305–1,312 мкм (рис.1 г).

Влияние поляризации на формирование КЭП. Вольт-амперные характеристики (ВАХ), полученные при оксидировании алюминиевой поверхности из электролитов №1–№4, приведены на рисунке 2.

Из рисунка видно, что скорость процесса окисления алюминия монотонно возрастает с увеличением потенциала. Для выявления влияния фторопласта на процессы, протекающие при образовании оксида алюминия, были построены зависимости $E=f(\lg ia)$, по которым определены коэффициенты а и b уравнения Тафеля (табл. 5).

Из таблицы видно, что перенапряжение процессов уменьшается в ряду: №1 > №2 > №3 > №4. Расчёты констант b показали, что их величина также зависит от состава электролитов: максимальная – в электролите, содержащем компоненты МР Ф-4Д (№2), и минимальная – в электролитах, содержащих суспензии ПТФЭ (№3 и №4). Это обусловлено присутствием в приэлектродном слое дисперсной фазы, различных ионов и ПАВ, составляющих суспензии Ф-4Д, Ф-4МД и МР Ф-4Д и влияющих на лимитирующую стадию взаимодействия ионов алюминия и адсорбированных поверхностью анода атомов кислорода $2Al^{3+} + 3O_{ads} \rightarrow Al_2O_3$ [10].

Различные физические и физико-химические характеристики покрытия, состоящего из оксида алюминия, наполненного дисперсией фторополимера, в экстремальных техногенных и природных условиях (высокие или низкие температуры, абразивный износ, изменения локальных механических нагрузжений и т. д.) могут оказывать влияние на окружающую среду [11].

Таблица 5

Результаты расчета коэффициентов уравнения Тафеля

№ электролита	Коэффициенты уравнения Тафеля	
	a, В	b
1	1,45	0,31
2	1,40	0,38
3	1,03	0,27
4	0,88	0,24

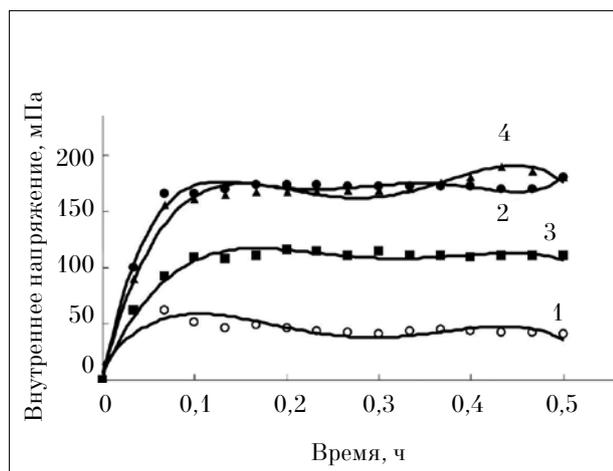


Рис. 3. Зависимость внутренних напряжений в покрытиях, полученных из электролитов №1 (кривая 1); №2 (кривая 2); №3 (кривая 3); №4 (кривая 4)

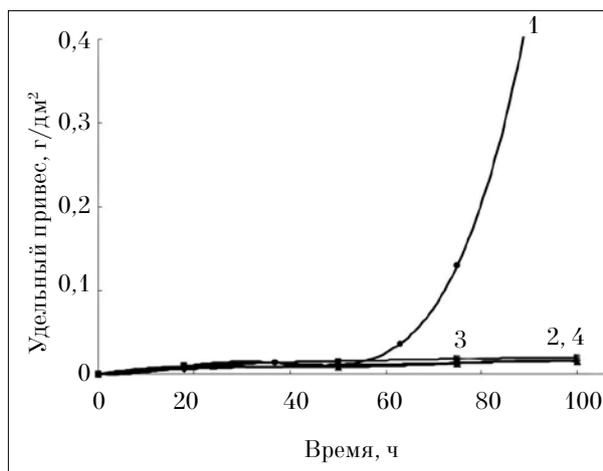


Рис. 4. Зависимость массы накипи от времени кипячения в воде средней жёсткости для образцов без покрытия (кривая 1), а также покрытых из электролитов №2 (кривая 2); №3 (кривая 3); №4 (кривая 4)

В связи с этим представлялось интересным изучить различные свойства образующегося композиционного покрытия. Чтобы прогнозировать возможное изменение состояния изделия из алюминиевых сплавов, создавались модели изделий, которые исследовались при различных воздействиях.

Внутренние напряжения. В процессе измерения внутренних напряжений, возникающих при анодном растворении алюминиевой поверхности и адсорбции на ней атомарного кислорода с одновременным образованием Al_2O_3 , происходило отклонение образцов в сторону катода (рис. 3). Из рисунка видно, что при формировании КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, независимо от состава раствора, через 0,1 ч внутренние напряжения растяжения покрытия стабилизируются и существенно превышают внутренние напряжения Al_2O_3 . Визуальный осмотр показал, что на поверхности КЭП не наблюдается микротрещин и отслоений.

Следовательно, КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ являются более эластичными, механически прочными и износостойкими, чем оксид алюминия.

Антинакипные свойства КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ изучали путем расчёта массы наки-

пи, образовавшейся при кипячении в воде в течение 100 часов. Образцы изготавливали из трубки, применяемой в производстве теплоэлектронагревателей. Зависимость антинакипных свойств КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ от времени экспозиции представлена на рисунке 4.

Как видно, на поверхности КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ масса накипи растёт незначительно, в то время как на образце без покрытия наблюдается её увеличение на порядок и более.

Питтингообразование. Исследование влияния жидких отходов производства фторполимеров на межкристаллитную коррозию и питтингостойкость проводили на сплаве алюминия марки В96Ц1, применяемого в производстве оконных профилей.

Определение основных показателей питтингостойкости (потенциала свободной коррозии E_{cor} , минимального гальваностатического потенциала питтинговой коррозии E_{pc} , основного базиса питтингообразования ΔE_{pc}) сплава алюминия в различных электролитах (табл. 6) проводили по ГОСТ 9.912-89 (табл. 7).

Показано, что самый отрицательный E_{cor} для сплава алюминия В96Ц1 наблюдается в электролитах № 5 и №3, а самый положительный E_{cor} – в электролите №1.

Таблица 6

Составы электролитов

№ электролита	Состав электролита	pH
1	NaCl – 29,22 г/л	3,8
2	NiCl ₂ · 6H ₂ O – 165 г/л, сахарин – 2 г/л, H ₃ BO ₃ – 30 г/л, МР СКФ-26	5,0
3	ZnCl ₂ – 62,73 г/л, NH ₄ Cl – 190 г/л, H ₃ BO ₃ – 25 г/л, МР СКФ-32 – 550 г/л, CF _x – 9,4 г/л	5,25
4	ZnCl ₂ – 65 г/л, NH ₄ Cl – 190 г/л, H ₃ BO ₃ – 25 г/л, МР СКФ-26 – 550 г/л, CF _x – 9,4 г/л	5,3
5	ZnSO ₄ · 7 H ₂ O – 101,2 г/л, NH ₄ Cl – 200 г/л, CF _x на основе ИТГ волокон – 7,5 г/л	5,2
6	ZnSO ₄ · 7 H ₂ O – 102,5 г/л, NH ₄ Cl – 200 г/л, CF _x , полученный при фторировании теуглерода марки ТУ-900 – 4,5 г/л	4,7

Таблица 7

Питтингостойкость сплава алюминия марки В96Ц1

Материал	Электролит, №	$\Delta m = (m_1 - m_2) \cdot 10^{-4}$, г	E _{сог.} , мВ	E _{рс.} , мВ	$\Delta E_{рс.}$, мВ	Точка пересечения (E; lgi)
Сплав алюминия В96Ц1	1	1	-422,73	80,71	503,44	(-57,0; -0,07)
	2	1	-575,11	-418,21	156,90	(-506,0; -0,13)
	3	2	-694,76	-505,13	189,63	(-612,90; -0,13)
	4	11	-666,54	-572,57	93,96	(-642,27; -0,13)
	5	279	-770,96	-749,79	21,17	(-581,15; 0,56)
	6	3	-682,91	-554,79	128,11	(-673,33; -0,13)

Самый отрицательный E_{рс} наблюдается в электролитах №5 и №4, а самый положительный E_{рс} – в электролитах №1 и №7.

Для сплава алюминия В96Ц1 самая высокая питтингостойкость в электролитах №1, №3, №7 и №8, а самая низкая – в электролите №5.

Данная зависимость объясняется содержанием ионов фтора в электролитах. Наибольшее количество ионов фтора содержится в электролите №5 (5,9 · 10⁻² ммоль/л), следовательно, питтингостойкость в нём самая низкая.

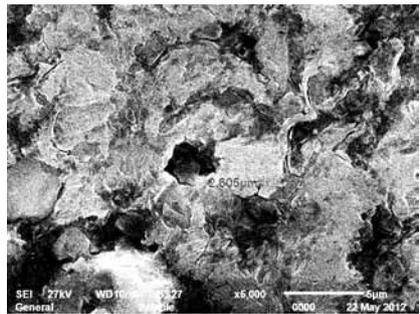
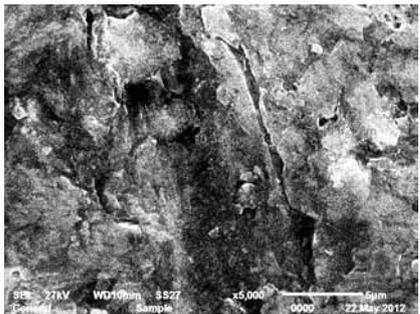
Кроме того, питтингостойкость прямо пропорциональна величине pH.

Методом СЭМ на приборе марки JEOL 6510LV были изучены питтинги в различных электролитах, определены их размеры и фор-

ма. В качестве электролитов выбраны растворы, в которых алюминиевый сплав обладает наиболее высокой питтингостойкостью. Изображение питтинга, образующегося на поверхности сплава алюминия В96Ц1 в данных электролитах, представлено в таблице 8. Видно, что питтинги, образующиеся на поверхности алюминия при контакте с кислыми средами, имеют различные формы и размеры. Так, при контакте поверхности алюминия с электролитом, в состав которого входит щавелевая (28 г/л) и лимонная (21,9 г/л) кислоты, питтинги имеют округлую форму с диаметром 0,300–2,605 мкм, а в электролите с добавлением суспензии Ф-4Д форма питтингов становится более неопределённой с диаметром 0,622–0,342 мкм.

Таблица 8

Изображение питтинга алюминия и определение его диаметра в различных электролитах

	
Щавелевая кислота 28 г/л Лимонная кислота 21,9 г/л	Щавелевая кислота 28 г/л Лимонная кислота 21,9 г/л Ф-4Д 10,3 г/л

Изменение поверхности алюминия в процессе питтингообразования.

Результаты наблюдений за изменением поверхности сплава алюминия марки В96Ц1 в электролитах различного состава показали, что во всех случаях наблюдается питтингообразование как по поверхности кристаллитов, так и по межкристаллитным пространствам. В некоторых случаях интенсивное растворение поверхности приводит к срастанию питтинга с образованием язв.

Питтингообразование по поверхности кристаллов протекает в электролитах №1, №3, №6; по межкристаллитным пространствам – в электролите №4; образование язв – в электролите №2, №5.

Межкристаллитная коррозия. Определение восприимчивости алюминия к межкристаллитной коррозии в контакте с МР СКФ-26 и СКФ-32 и суспензиями фторопластов Ф-4Д и Ф-4МД методом ПК-1 (ГОСТ 9.912-89 [6]).

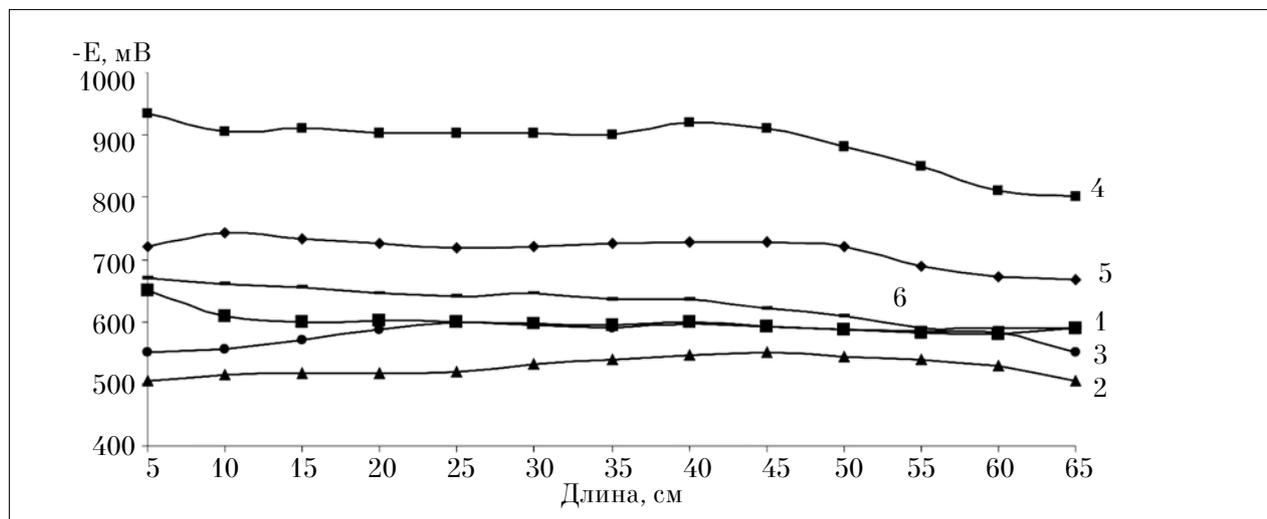
Результаты исследований приведены на рисунке 5.

В ходе измерений было выявлено, что наиболее подвержена МКК плоская деталь из алюминиевого сплава В96Ц1 в электролите №4, а наименее – в электролитах №2 и №3.

Измерения потенциала МКК при воздействиях на алюминиевый сплав В96Ц1 щавелевой кислоты вблизи концентратора напряжений представлены в таблице 9.

Измерение действия электролита на алюминиевую поверхность без концентратора напряжений и с резьбовым соединением «болт-алюминиевая пластина» показало, что концентратор напряжений способствует воздействию МКК на выбранную точку алюминиевой пластины, т. е. потенциал в данной точке более отрицательный.

Вид концентратора напряжений также оказывает заметное действие на восприимчивость к межкристаллитной коррозии алюми-



Кривая 1 – щавелевая кислота 25 г/л; кривая 2 – щавелевая кислота 28 г/л, лимонная кислота 21,9 г/л; кривая 3 – щавелевая кислота 28 г/л, лимонная кислота 21,9 г/л, МР СКФ-32; кривая 4 – щавелевая кислота 28 г/л, лимонная кислота 21,9 г/л, МР СКФ-26; кривая 5 – отжим после грануляции каучука СКФ-26-щавелевая кислота 28 г/л, лимонная кислота 21,9 г/л, МР СКФ-26-отжим после грануляции – 10,3 г/л; кривая 6 – суспензия Ф-4Д-щавелевая кислота 28 г/л, лимонная кислота 21,9 г/л, сухой остаток 10,3 г/л

Рис. 5. Зависимость потенциала алюминия от длины пластины с использованием различных электролитов (г/л)

Таблица 9

Определение потенциала межкристаллитной коррозии.
Состав электролита: щавелевая кислота 28 г/л; лимонная кислота 21,9 г/л

Вид концентратора напряжений	E, мВ			
	L=0 см	L=22 см	L=44 см	L=65 см
Резьбовое соединение «стальной болт – алюминиевая пластина»	-677,3	-657,5	-644,0	-666,0
Резьбовое соединение «оцинкованный болт – алюминиевая пластина»	-630,4	-624,8	-624,2	-634,9

ниевое сплава, так более подвержен такой коррозии алюминиевый образец с резьбовым соединением «стальной болт-алюминиевая пластина».

Таким образом, при использовании математического планирования эксперимента получены уравнения регрессии, описывающие зависимость скорости формирования КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ от состава электролита и плотности тока. Впервые установлены граничные оптимальные значения составов электролитов и режимов получения КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ в присутствии суспензий ПТФЭ и МР синтеза фторопласта Ф-4Д, определены структура и составы КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ, изучены электрохимические характеристики его формирования. Показано, что КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ имеют внутренние напряжения растяжения, что приводит к образованию покрытий с высокими механическими характеристиками. В результате повышенных антинакипных свойств КЭП Al_2O_3 -ПТФЭ можно рекомендовать для использования в теплоэлектронагревательных приборах.

Маточные растворы оказывают существенное влияние на отдельные виды коррозии. В связи с этим рекомендуется на предприятиях, на которых образуются подобные вторичные продукты, определять их категории и условия дальнейшего использования, а также создавать пассивирующие среды, содержащие фторполимеры.

Литература

1. Паншин Ю.А., Малкевич С.Г., Дунаевская Ц.С. Фторопласты. Л.: Химия, 1978. 229 с.
2. Аверьянов Е.Е. Справочник по анодированию. М.: Машиностроение, 1988. 224 с.
3. Фукс С.Л., Девятерикова С.В., Хитрин С.В. Использование маточных растворов производства фторопласта для получения композиционных покрытий // Журнал прикладной химии. 2003. Т. 76. № 4. С. 690–692.
4. Фукс С.Л., Девятерикова С.В., Хитрин С.В., Самара В.А. Разработка условий использования нецелевых продуктов производства фторполимеров // Журнал прикладной химии. 2004. Т. 77. № 9. С. 1491–1496.
5. Фукс С.Л., Девятерикова С.В., Хитрин С.В. Композиционные электрохимические покрытия, имеющие углеродсодержащую дисперсную фазу или политетрафторэтилен // Журнал прикладной химии. 2013. Т. 86. № 6. С. 848–852.
6. ГОСТ 9.912-89 «Единая система защиты от коррозии и старения. Стали и сплавы коррозионностойкие. Методы ускоренных испытаний на стойкость к питтинговой коррозии». М.: 1989.
7. Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, 1976. 279 с.
8. Поперка М.Я. Внутреннее напряжение электролитически осаждаемых металлов. Новосибирск: Зап.-Сиб. книжн. изд-во, 1966. 336 с.
9. Рязанцева Е.А., Фукс С.Л., Хитрин С.В. Исследование влияния отходов производства фторполимеров на свойства композиционных электрохимических покрытий цинк-фторполимер // Журнал прикладной химии. 2012. Т. 85. № 4. С. 599–603.
10. Заливалов Ф.П., Тюкина М.Н., Томашов Н.А. Толстослойное анодирование алюминия и его сплавов. М.: Машиностроение. 1968. 156 с.
11. Михайлова Т.А., Шергина О.В. Биогеохимическая миграция элементов-загрязнителей в урбоэкосистеме // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 37–42.

Оценка аэротехногенной нагрузки тяжёлых металлов на земли сельскохозяйственного назначения в Московской области

© 2015. А. А. Ермаков¹, к. б. н., директор, Е. А. Карпова², д. б. н., в.н.с.,
А. Г. Малышева³, д.б.н., профессор, Р. И. Михайлова³, д.м.н., профессор,
И. Н. Рыжова³, к.м.н., в.н.с., Н. К. Сидоренкова¹, к.б.н., зав. отделом,

¹Государственный центр агрохимической службы «Московский»,

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

³НИИ Экологии человека и гигиены окружающей среды им. А. Н. Сысина
Минздрава России,

e-mail: 0876ermak@mail.ru,

В статье представлены результаты определения концентрации тяжёлых металлов (ТМ) в снежном покрове на реперных участках (РУ) Московской области. Целью работы была оценка аэротехногенного потока растворённой формы ТМ в агроландшафты Московской области. ТМ определяли атомно-абсорбционным методом в фильтрованной снеговой воде после её предварительного концентрирования. Аэротехногенный поток ТМ рассчитывали исходя из содержания металла в объёме талого снега, собранного с единицы площади на всю глубину снегового покрова. По уровню аэротехногенного потока ТМ РУ Московской области разделены на три группы. Диапазоны значений минимальных годовых потоков ТМ (близкие к фоновым) были следующими: цинк – от 2,76 до 20,5; медь – от 0,06 до 0,11; свинец – от 0,11 до 0,24; кадмий – от 0,015 до 0,022; никель – от 0,18 до 0,27; марганец – от 0,24 до 1,03; хром – от 0,28 до 0,3 кг/км². Минимальная аэротехногенная нагрузка практически всех ТМ выявлена в Ступинском и Талдомском районах. Максимальные годовые потоки ТМ, превышающие имеющиеся в литературе данные для агроландшафтов Московской области, следующие: цинк – от 42,72 до 51,05 кг/км² (Воскресенский, Павлово-Посадский, Егорьевский районы); свинец – 2,92 кг/км² (Павлово-Посадский район); кадмий – от 0,12 до 0,35 кг/км² (Клинский, Каширский, Раменский, Одинцовский и Павлово-Посадский районы); никель – от 1,37 до 1,51 кг/км² (Раменский и Павлово-Посадский районы); марганец – от 2,14 до 8,42 кг/км² (Серпуховский, Сергиево-Посадский, Чеховский, Домодедовский, Каширский, Егорьевский, Коломенский, Одинцовский, Павлово-Посадский районы); хром – от 1,14 до 1,73 кг/км² (Наро-Фоминский, Орехово-Зуевский, Павлово-Посадский, Раменский и Клинский районы).

Results of research of concentration of the heavy metals (HM) in snow cover on the reference points sites (RPS) of the Moscow region are presented in article. The assessment of an aero technogenic stream of the dissolved HM form in agrolandscapes of the Moscow region was the purpose of work. HM determined by AAS method in the filtered snow water after its preliminary concentrating. The aero technogenic stream of HM was counted according to the content of metal in volume of the thawing snow collected from unit of area at all depth of snow cover. On the level of an aerotechnogenic stream of reference points sites of the Moscow region are divided into three groups. Ranges of values of the minimum annual streams of HM (close to background) were the following: zinc – from 2,76 to 20,5; copper – from 0,06 to 0,11; lead – from 0,11 to 0,24; cadmium – from 0,015 to 0,022; nickel – from 0,18 to 0,27; manganese – from 0,24 to 1,03; chrome – from 0,28 to 0,3 kg/km². The minimum aero technogenic loading practically of all HM is revealed in Stupino and Taldom areas. The maximum annual streams of HM exceeding the data which are available in literature for agrolandscapes of the Moscow region, were the following: zinc - from 42,72 to 51,05 kg/ km² (Voskresensk, Pavlovo-Posad, Egoryevsk areas); lead - 2,92 kg/ km² (the Pavlovo-Posad area); cadmium - from 0,12 to 0,35 kg/ km² (The Klin, Kashira, Ramenskoe, Odintsovo and Pavlovo-Posad areas); nickel – from 1,37 to 1,51 kg/ km² (Ramenskoe and Pavlovo-Posad areas); manganese – from 2,14 to 8,42 kg/ km² (Serpukhov, Sergiyev-Posad, Chekhov, Domodedovo, Kashira, Egoryevsk, Kolomna, Odintsovo, Pavlovo-Posad areas); chrome – from 1,14 to 1,73 kg/ km² (Naro-Fominsk, Orekhovo-Zuyevo, Pavlovo-Posad, Ramenskoe and Klin areas).

Ключевые слова: тяжёлые металлы, реперные участки, агроландшафты, снеговые воды, аэротехногенная нагрузка

Keywords: heavy metals, reference points sites, agro-landscapes, snow waters, air technogenic loading

Введение

При проведении агроэкологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения и растениеводческой продукции не-

обходимо оценивать источники поступления загрязняющих веществ. Атмосферные осадки являются одним из источников поступления в агроландшафты химических элементов, включая тяжёлые металлы (ТМ).

От интенсивности и состава выпадений в большой мере зависит уровень загрязнения почв и качество сельскохозяйственной продукции, особенно в агроценозах, находящихся вблизи промышленных городов. Причём аэротехногенное загрязнение может влиять на содержание ТМ в растениях не только опосредованно через корневое поглощение из почвы, но и непосредственно при фолитарном поступлении [1].

Помимо воздействия на безопасность сельскохозяйственной продукции, повышенные содержания ТМ в снеговом покрове при таянии поступают в водоёмы, оказывая влияние на состояние компонентов водных экосистем.

Наибольшую опасность в экологическом отношении представляют ТМ, присутствующие в атмосферных выпадениях в растворимой форме. Именно они наиболее активно поглощаются растениями, почвенной и водной биотой.

Дождь и снег – неравнозначны для оценки аэротехногенного воздействия на исследуемый ландшафт. Снежный покров, если он не подвергался интенсивному таянию, является более корректным индикатором аэротехногенных выпадений, так как аккумулирует в себе все загрязняющие атмосферу компоненты, но в отличие от дождей и твёрдых летних аэрозолей не несёт в своем составе терригенные частицы [2].

Целью исследования была оценка аэротехногенного потока растворённой формы ТМ в агроландшафты Московской области.

Объекты и методы исследования

Исследования проводили в 2009, 2012 и 2013 гг. на реперных участках (РУ) Московской области в рамках работ ФГУ ГЦАС «Московский». Расположение участков на карте и их координаты показаны на рисунке.

Отбор и подготовку проб снегового покрова осуществляли в соответствии с Методическими рекомендациями [3].

После таяния проб снеговую воду фильтровали через фильтр «синяя лента». В фильтрованной снеговой воде определяли концентрацию ТМ атомно-абсорбционным методом с пламенной и электротермической атомизацией проб после их предварительного концентрирования [4].

Аэротехногенную нагрузку ТМ в растворённой форме рассчитывали исходя из содержания металла в объёме талого снега, собранного с единицы площади:

$$P = C \cdot V / S \cdot t, \text{ или за год - } P \cdot 364,$$

где C — концентрация металла в фильтрате талой воды (мг/л), V — объём растаявшего снега

(л), собранного с площади S (м²) на всю глубину снегового покрова, t — время экспозиции снегового покрова, начиная с начала его установления и до момента отбора проб (сут.) [3].

Средняя за 3 года высота снегового покрова на реперных участках варьировала от 37 до 59 см.

Все приведённые в таблице 1 показатели — средние за 3 года.

Результаты и обсуждение

Уровень загрязнения снеговых вод обычно оценивается при сопоставлении фактических значений содержания ТМ на исследуемых площадках с нормативными и фоновыми.

Поскольку содержание ТМ в атмосферных осадках может влиять на качество поверхностных вод и соответственно на состояние водных экосистем, мы сравнили концентрацию ТМ в снеговых водах с ПДК для водоёмов рыбохозяйственного назначения (табл. 1).

Содержание кадмия, свинца, никеля и хрома в снеговом покрове на всех РУ Подмоскovie было ниже ПДК. Почти в половине исследуемых точек (Можайский, Наро-Фоминский, Егорьевский, Коломенский, Луховицкий, Орехово-Зуевский, Ступинский и Талдомский районы) концентрация меди не превышала установленной нормы (1 мкг/л). На остальных РУ превышение ПДК варьировало от 1,1 до 7,7 раза.

Практически на всех РУ (за исключением РУ в Ступинском районе) содержание цинка в снеговом покрове было выше ПДК. В Луховицком, Серпуховском и Одинцовском районах превышение было незначительным (в 1,1–1,6 раза). В других районах оно составляло от 2,1 до 9,4 раза.

Что касается концентрации цинка и меди в атмосферных выпадениях, то она даже в фоновых (эталонных) районах мира (табл. 2) в результате глобального загрязнения атмосферы может приближаться и даже достигать ПДК для водоёмов рыбохозяйственного значения. Поэтому считаем более корректным оценивать уровень загрязнения снегового покрова ТМ в исследуемых точках сравнением с фоновыми значениями.

Концентрация большинства ТМ в снеговых водах агроландшафтов Московской области на реперных точках Луховицкого, Орехово-Зуевского, Ступинского и Талдомского районов находится в пределах фоновых значений (табл. 1, 2). По сравнению с фоновыми районами на всех исследуемых точках Подмоскovie превышено содержание хрома, что может свидетельствовать о том, что для Европейской территории России (центральной её части) фоновые значе-

Схема расположения реперных участков в Московской области



№	Район	Название ближайшего населенного пункта	№ реп-го участка	Географические координаты	
				широта	долгота
1	Одинцовский	Богачево	1	55°40'	37°15'
2	Можайский	Храброво	3	55°30'	36°09'
3	Раменский	Хлыново	5	55°35'	38°15'
4	П-Посадский	Евсеево	6	55°48'	38°40'
5	Истринский	Пречистов	9	55°55'	36°52'
6	Клинский	Лаврово	10	56°20'	36°45'
7	Домодедовский	Вельяминово	13	55°27'	37°48'
8	Каширский	Космово	14	54°50'	38°10'
9	Н-Фоминский	Горчухино	16	55°23'	36°42'
10	Подольский	Новгородово	18	55°25'	37°32'
11	Чеховский	Сергеево	19	55°09'	37°28'
12	Воскресенский	Федино	22	55°18'45"	38°37'30"
13	Егорьевский	Новая	23	55°12'50"	38°53'30"
14	Коломенский	Лукерьино	24	55°06'	38°39'
15	Луховицкий	Карцево	25	54°50'50"	39°05'30"
16	О-Зуевский	Кабаново	26	55°44'50"	38°57'
17	С-Посадский	Глинково	27	56°17'45"	38°1'
18	Серпуховский	Дракино	28	54°51'	37°16'30"
19	Ступинский	Дубнево	29	55°06'30"	38°06'50"
20	Талдомский	Юркино	30	56°42'40"	37°36'

ния концентрации данного металла в снеговом покрове могут иметь более высокий уровень. Если ориентироваться на данные по реперным участкам Луховицкого, Орехово-Зуевского, Ступинского и Талдомского районов (фоновые уровни большинства ТМ), то региональный фон хрома в растворимой форме в снеговом покрове Московской области может находиться в пределах 0,5–2,0 мкг/л.

Практически для всех РУ концентрация ТМ в снеговых водах не превышает значений, выявленных ранее для агроландшафтов Подмоскovie (табл. 2). Исключение составляют РУ в Павлово-Посадском и Воскресенском районах, где содержание в снеге цинка (86 и 94 мг/л соответственно) достигает верхней границы (90 мг/л) уровня, характеризующего агроландшафты южной части региона по данным [7]. Концентрация кадмия

(0,58 мкг/л) в снеге на РУ в Павлово-Посадском районе превышает этот уровень (0,41 мкг/л). Полученные данные свидетельствуют о наличии интенсивного источника загрязнения атмосферного воздуха (соответственно и снегового покрова) вблизи РУ в Павлово-Посадском и Воскресенском районах. Снеговые воды в этих районах по сравнению с другими РУ характеризуются также относительно высокой минерализацией (48–72 мкгСм/см), величиной рН (6,4–6,6), что может свидетельствовать о запылённости воздуха. Чем выше рН осадков, тем запылён-

нее воздух [12]. Для большинства других исследованных районов эти показатели находятся в пределах от 14 до 40 мкгСм/см и от 4,8 до 6,2 единицы рН [13]. Снеговой покров на РУ в Павлово-Посадском районе отличается и максимальным содержанием кальция, магния, калия, сульфатов и гидрокарбонатов, что может быть связано с поступления в атмосферу района техногенных карбонатов в составе пыли [13].

Поток (плотность выпадения) ТМ на поверхность агроландшафтов на РУ Московской области показан в таблице 3. Для оценки

Таблица 1

Средняя концентрация ТМ в снеговых водах (мкг/л)
на реперных участках агроландшафтов Московского региона

Район	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Mn	Cr
ПДК для водоёмов рыбохозяйственного назначения [5]	10	1	6	5	10	–	50
Одинцовский	13	1,5	0,40	0,33	1,1	10,2	1,2
Можайский	23	0,9	0,25	0,11	1,2	3,1	1,3
Раменский	54	1,8	1,4	0,39	2,9	2,8	2,6
П-Посадский	86	3,0	4,9	0,58	2,5	14,2	2,0
Истринский	21	1,2	0,2	0,10	0,9	3,4	1,7
Клинский	43	7,7	0,40	0,20	0,3	1,7	2,8
Домодедовский	28	2,8	3,2	0,11	1,4	5,0	2,2
Каширский	33	4,8	0,9	0,30	1,6	5,2	1,8
Н-Фоминский	40	0,8	0,7	0,16	1,5	3,3	2,0
Подольский	47	7,0	0,9	0,08	1,3	3,6	0,7
Чеховский	36	4,1	2,1	0,19	0,7	4,2	1,1
Воскресенский	94	2,9	4,3	0,03	1,0	0,6	1,0
Егорьевский	67	0,2	1,1	0,18	0,6	3,7	0,7
Коломенский	58	0,3	0,7	0,04	0,3	7,6	0,5
Луховицкий	11	0,2	0,4	0,03	0,8	2,3	1,1
О-Зуевский	46	0,3	0,8	0,02	0,6	2,2	2,0
С-Посадский	75	1,5	0,8	0,03	0,3	4,6	1,2
Серпуховский	16	1,1	1,2	0,04	0,9	3,8	0,5
Ступинский	5	0,2	0,2	0,03	0,5	2,2	0,5
Талдомский	37	0,1	0,4	0,04	0,3	0,4	0,5

Таблица 2

Концентрация тяжёлых металлов в снеговых водах фоновых районов мира и агроландшафтов Подмосковья

Элемент	Агроландшафты Московской области		Фоновые районы мира		
	Северная и восточная часть [6]	Южная часть [7]	Северный Байкал [8]	г. Эверест [9,10]	Арктика [9, 11]
Pb	0,4–3,6	3,6		0,013–0,14	0,2
Cd	0,02–0,32	0,41	–	–	0,2
Zn	10–58	90	6–7	0,029–4,95	1,4–10
Cu	0,9–3,7	41		0,01–0,7	–
Ni	1,0–3,8	–	0,08	–	0,6
Cr	1,5–3,0	–	0,27	–	0,3
Mn	3,8–6,8	39	–	2,94	3,3

Таблица 3

Аэротехногенный поток ТМ (кг/км² в год) на поверхность РУ в Подмоскowie

Район	Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Mn	Cr
Одинцовский	7,8	0,9	0,24	0,2	0,66	6,16	0,71
Можайский	12,23	0,47	0,13	0,057	0,62	1,66	0,71
Раменский	25,75	0,86	0,66	0,186	1,37	1,32	1,22
П-Посадский	51,05	1,8	2,92	0,35	1,51	8,42	1,17
Истринский	12,47	0,71	0,12	0,058	0,52	2,04	1,0
Клинский	26,35	4,73	0,24	0,12	0,19	1,03	1,73
Домодедовский	13,18	1,32	1,51	0,051	0,66	2,38	1,01
Каширский	15,11	2,21	0,41	0,14	0,72	2,37	0,82
Н-Фоминский	22,94	0,47	0,4	0,091	0,85	1,89	1,14
Подольский	23,57	3,5	0,45	0,04	0,66	1,83	0,35
Чеховский	19,52	2,23	1,12	0,102	0,38	2,28	0,61
Воскресенский	50,28	1,54	2,31	0,015	0,51	0,32	0,52
Егорьевский	42,72	0,13	0,72	0,113	0,38	2,37	0,45
Коломенский	26,22	0,14	0,32	0,022	0,14	3,44	0,23
Луховицкий	4,88	0,088	0,18	0,015	0,35	1,03	0,49
О-Зуевский	27,0	0,18	0,47	0,011	0,35	1,30	1,15
С-Посадский	36,87	0,74	0,39	0,015	0,15	2,24	0,61
Серпуховский	8,91	0,62	0,68	0,022	0,5	2,14	0,28
Ступинский	2,76	0,11	0,11	0,015	0,27	1,20	0,28
Талдомский	20,51	0,062	0,24	0,022	0,18	0,24	0,3

Таблица 4

Поток ТМ в растворимой форме на агроландшафты Подмоскowie кг/км² в год

Элемент	Агроландшафты в восточной части Московской области [1, 6]	Агроландшафты в северной части Московской области [1, 6]	Агроландшафты в южной части Московской области [14]
Cd	0,036–0,06	<0,006–0,11	0,05
Cu	0,27–0,64	0,37–1,16	8,5
Cr	0,68	0,48–1,00	–
Mn	1,20–1,52	1,20–2,08	–
Ni	0,35–0,84	0,31–1,08	0,6
Pb	0,21–0,80	0,094–0,15	2,5
Zn	2,96–6,2	6,88–19,6	36

уровня потоков ТМ на почвенную поверхность исследуемых территорий необходимо сопоставление полученных данных с имеющимися в литературе сведениями о величинах выпадений в фоновых или сельскохозяйственных районах (табл. 4). Необходимо отметить, что по имеющимся литературным данным [6, 7, 14] концентрация растворимой формы ТМ в снеговом покрове и плотность её выпадения на агроландшафты южной части Подмоскowie были для большинства ТМ значительно выше, чем в северной и восточной частях региона. Возможно, это связано с тем, что данные по южной части Подмоскowie были получены в 80-х гг. XX века, когда интенсивность промышленного производства и загрязнение атмосферного воздуха на территории страны были максимальны-

ми. Однако, ранжируя современный поток ТМ на исследуемые РУ Московской области, мы ориентировались на эти два уровня.

Ежегодные выпадения растворимой формы цинка на РУ в Одинцовском, Можайском, Истринском, Домодедовском, Чеховском, Каширском, Луховицком, Серпуховском, Талдомском и Ступинском районах Московской области в период с 2009 по 2013 г. составляли от 2,76 до 20,5 кг/км² и были в пределах значений, выявленных в работах [1,6] для агроландшафтов северной и восточной частей Подмоскowie в начале XXI века (2,96–19,6 кг/км² в год). Поток металла на поверхность полей в Раменском, Клинском, Наро-Фоминском, Подольском, Коломенском, Орехово-Зуевском, Сергиево-Посадском и Талдомском районах был выше. Диапазон зна-

чений варьировал от 19,52 до 36,87 кг/км² в год и был в пределах уровня выпадений растворимой формы цинка, определённого в работе [14] для агроландшафтов южной части Подмоскovie (36 кг/км² в год). Максимальный поток цинка (от 42,72 до 51,05 кг/км² в год), как и следовало ожидать исходя из концентрации металла в снеговой воде, отмечен для РУ в Воскресенском и Павлово-Посадском, а также в Егорьевском районах.

На поверхность РУ большинства районов Московской области выпадения растворимой формы меди составляли от 0,062 до 0,9 кг/км² в год и не превышали значений этого показателя, выявленного в работах [1,6] для агроландшафтов севера и востока Подмоскovie (табл. 3, 4). Причём в Талдомском, Луховицком, Ступинском, Егорьевском, Коломенском и Орехово-Зуевском районах поступления металла на РУ находились в пределах от 0,062 до 0,18 кг/км² в год, т. е. были значительно ниже литературных данных для северной и восточной частей региона (0,27–1,16 кг/км² в год), что свидетельствует о крайне низком уровне загрязнения воздуха растворимой формой меди в данных районах. В Домодедовском, Воскресенском, Павлово-Посадском, Каширском, Чеховском, Подольском и Клинском районах годовой поток металла был выше: от 1,32 до 4,73 кг/км². Однако он не превышал уровня, определённого в работе [14] для агроландшафтов южной части региона (8,5 кг/км² в год).

В подавляющем большинстве исследуемых РУ выпадения растворимой формы свинца находились в диапазоне от 0,11 до 0,72 кг/км² в год, что соответствовало уровню атмосферных поступлений в агроландшафты северной и восточной частей Московской области (0,09–0,8 кг/км² в год). В Чеховском, Домодедовском и Воскресенском районах поток металла на поверхность РУ составлял от 1,12 до 2,31 кг/км² в год и не превышал выпадений свинца на агроландшафты южной части региона (2,5 кг/км² в год). И только в Павлово-Посадском районе на РУ поступало 2,92 кг/км² свинца ежегодно.

В большинстве районов Московской области атмосферные выпадения растворимой формы кадмия на поверхность РУ за год составляли от 0,011 до 0,11 кг/км² и находились в пределах значений, выявленных в работах [1, 6, 14] для агроландшафтов Подмоскovie (<0,006-0,11 кг/км² в год). В Клинском, Каширском, Раменском, Одинцовском и Павлово-Посадском районах поток металла на РУ был выше и варьировал от 0,12 до 0,35 кг/км² в год.

По уровню атмосферного поступления растворимой формы никеля выделяются РУ в Ра-

менском и Павлово-Посадском районах. Плотность выпадения металла там составляла от 1,37 до 1,51 кг/км² в год, что было выше потока никеля на агроландшафты Подмоскovie (0,31–1,08 кг/км² в год), выявленного в работах [1, 6, 14]. Выпадения металла на поверхность РУ большинства исследуемых районов области (от 0,35 до 0,85 кг/км² в год) были в пределах этих значений. В Коломенском, Сергиево-Посадском, Талдомском, Клинском и Ступинском районах на РУ поступало значительно меньше никеля – от 0,14 до 0,27 кг/км² в год.

Минимальные количества растворимого марганца поступали на РУ в Талдомском, Воскресенском, Клинском и Луховицком районах (0,24; 0,32; 1,03 и 1,03 кг/км² в год соответственно), что значительно ниже потока металла на агроландшафты Подмоскovie (1,20–2,08 кг/км² в год). В пределах этого потока (от 1,20 до 2,04 кг/км² в год) находились атмосферные выпадения марганца на РУ в Ступинском, Раменском, Орехово-Зуевском, Можайском, Подольском, Наро-Фоминском и Истринском районах. На поверхность РУ в других исследуемых районах Московской области поступления металла в течение года составляли от 2,14 до 8,42 кг/км².

Максимальные выпадения растворимой формы хрома за год отмечались на РУ в Наро-Фоминском (1,14 кг/км²), Орехово-Зуевском (1,15 кг/км²), Павлово-Посадском (1,17 кг/км²), Раменском (1,22 кг/км²), и Клинском (1,73 кг/км²) районах, что превышало поток металла на агроландшафты Подмоскovie по данным [1, 6], составляющий от 0,48 до 1,0 кг/км² в год. Атмосферные поступления хрома на РУ в большинстве других районов были в пределах этого потока. Минимальными значениями данного показателя характеризовались выпадения металла на РУ в Коломенском, Серпуховском, Ступинском, Талдомском и Подольском районах – от 0,23 до 0,35 кг/км² в год.

Обобщая полученные данные, можно сделать вывод о том, что наименьший уровень аэротехногенного потока большинства ТМ выявлен для РУ в Ступинском и Талдомском районах Подмоскovie, что свидетельствует о минимальном уровне загрязнения атмосферного воздуха (и минимальной аэротехногенной нагрузке на ландшафты) в данных районах. Концентрации большинства металлов в снеговом покрове на РУ в Ступинском и Талдомском районах находятся в пределах фонового уровня, что может служить основанием и для оценки потока ТМ на РУ в этих районах как фонового.

Специфика промышленного производства и предприятий энергетического комплекса в го-

родах, а также неодинаковая автотранспортная нагрузка в разных районах области способствуют загрязнению снегового покрова различными ассоциациями ТМ. Для РУ различных районов приводятся ассоциации ТМ, характеризующиеся максимальным потоком ТМ, превышающим значения, выявленные в работах [1,6,14] для агроландшафтов Подмосковья.

Так, в первую очередь выделяется РУ в Павлово-Посадском районе, для которого определён максимальный поток большинства ТМ (цинка, свинца, кадмия, никеля и марганца).

В Раменском районе РУ характеризуются высоким уровнем атмосферных выпадений кадмия, никеля и хрома, в Клинском районе – кадмия и хрома.

Для многих РУ отмечается высокий уровень атмосферных поступлений одного из ТМ. Так, максимальный поток цинка на поверхность РУ выявлен в Воскресенском и Егорьевском районах (наряду с Павлово-Посадским районом). Наибольшие выпадения кадмия (помимо указанных выше) определены на РУ в Каширском и Одинцовском районах, хрома – в Наро-Фоминском и Орехово-Зуевском районах.

Выводы:

1. По данным исследования снегового покрова на РУ Московской области, минимальная аэротехногенная нагрузка ТМ, выпадающих в растворимой форме на агроландшафты, выявлена в Ступинском и Талдомском районах. Поток ТМ на РУ в указанных районах можно оценивать как фоновый.

2. Максимальный аэротехногенный поток растворимых форм ТМ, связанный с существенным региональным загрязнением воздуха, определён на следующих РУ Подмосковья:

– наибольшие атмосферные поступления целой ассоциации ТМ выявлены в Павлово-Посадском (цинка, свинца, кадмия, никеля и марганца), Раменском (кадмия, никеля и хрома) и Клинском (кадмия и хрома) районах.

– высокий уровень выпадений одного из ТМ отмечен в Воскресенском (цинк), Егорьевском (цинк), Каширском (кадмий), Одинцовском (кадмий), Наро-Фоминском (хрома), Орехово-Зуевском (хрома) районах.

Литература

1. Карпова Е.А. Оценка реального вклада основных антропогенных источников поступления тяжёлых металлов в агроэкосистемы Московского региона // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2006. № 2 (2). С. 79–86.

2. Сысо А.И., Яцков М.И., Даниленко А.А., Привалова О.Г., Смоленцев Б.А. Загрязнение тяжёлыми металлами снегового покрова г. Новосибирска в 2003-2004 гг. // Тяжёлые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде: Доклады III Межд. научно-практ. конф. Семипалатинск. Казахстан. 2004. Т. 2. С. 409–415.

3. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве. № 5174-90.

4. Дмитриев М.Т., Казнина Н.И., Пинигина И.А. Справочник. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде. М.: Химия, 1989. 368 с.

5. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд. ВНИРО, 1999. 11 с.

6. Карпова Е.А., Сидоренкова Н.К. Оценка аэротехногенного потока микроэлементов на агроландшафты пригорода Москвы по результатам анализа снега // Актуальные проблемы геохимической экологии: Мат-лы V Межд. биогеохимической школы. 2005. Семипалатинск. Казахстан. С. 124–126.

7. Учватов В.П. Геохимические потоки и геохимический баланс тяжёлых металлов как показатель устойчивости ландшафта к антропогенным нагрузкам // Почвы, биогеохимические циклы и биосфера. Развитие идей Виктора Абрамовича Ковды / Под ред. Н.Ф. Глазовского). М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. С. 179–199.

8. Ветров В.А., Кузнецова А.И. Микроэлементы в природных средах региона озера Байкал. Новосибирск: Издательство СО РАН НИЦ ОИГГМ, 1997. 236 с.

9. Zhang Q.G., Kang S.Ch., Cong Z.Y., Hou S.G., Lin Y.Q. Elemental composition in surface snow from the ultra-high elevation area of Mt. Qomolangma (Everest) // Chinese Science Bulletin. 2008. V. 53. № 2. P. 289–294.

10. Duan J., Wang L., Ren J., Han J. Seasonal variations in heavy metals in Mt. Qomolangma Region snow // Journal of Geographical Science. 2009. V. 19. № 2. P. 249–256.

11. Евсеев А.В. Аэротехногенные металлы – поллютанты в ландшафтах Российской Арктики // Геохимия биосферы. 2006. Москва-Смоленск. С. 130–131.

12. Хромова Т.И., Первунина Р.И., Малахов С.Г. Химический состав осадков в Подмосковье // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Тр. IY Всес. Сессии. Л.: Гидрометеоздат, 1985. С. 199–206.

13. Ермаков А.А., Малышева А.Г., Михайлова Р.И., Рыжова И.Н. Основные гидрохимические показатели снеговой воды, поступающей на земли сельскохозяйственного назначения в Московской области // Проблемы агрохимии и экологии. 2014. № 3. С. 40–45.

14. Черных Н.А. Влияние атмосферных осадков на содержание тяжёлых металлов в дерново-подзолистой почве // Агро XXI. 1998. № 5. С. 1–6.

**Состояние сообществ водных беспозвоночных (планктон, бентос)
в условиях эксплуатации в водоёме форелевого хозяйства**

© 2015. М. А. Батурина, к.б.н., с.н.с., О. Н. Кононова, к.б.н., н.с.,
Р. Р. Рафиков, аспирант,
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
e-mail: baturina@ib.komisc.ru, kon@ib.komisc.ru, rafikov@ib.komisc.ru

Представлены результаты наблюдения за состоянием биоты искусственного водоёма в условиях функционирования форелевого хозяйства в одном из трёх водохранилищ Республики Коми. По гидрохимическим показателям Нювчимское водохранилище относится к категории олигосапробных водоёмов, а по качеству воды оценивается как «чистые воды». Однако было выявлено некоторое увеличение содержания органического вещества в донных отложениях в районе садков. В работе обсуждаются состав, количественные показатели развития, распределение зоопланктона и зообентоса по акватории водохранилища. По количественным показателям развития водных беспозвоночных трофический статус водоёма оценивался от олиго- до мезотрофного. Состав таксономических групп зообентоса, видовое разнообразие зоопланктона, количественные показатели развития биоты и рассчитанные на их основании индексы оценки качества поверхностных вод указывают на благополучное состояние экосистемы водохранилища. При этом в зоне расположения садков наблюдалось уменьшение числа групп бентоса (от 14 до 3 или полного отсутствия), снижение численности и биомассы планктона и бентоса (в 0,5–0,7 раза), повышение трофности водоёма (коэффициент трофности увеличился в 1,2 – 1,9 раза), доминирование эвтрофного вида *Polyarthra euryptera*. Эти факты указывают на наличие негативных процессов, происходящих в сообществах водных организмов в этой части водохранилища.

The results of the monitoring of the status of the biota in the artificial reservoir with functioning of cage salmon farm in one of the three reservoirs of the Republic of Komi presented. According to hydrochemical parameters Nuvchim reservoir belongs to the category oligosaprobic water bodies, and water quality is assessed as «clean water». However, it was found that the content of organic substance in bottom sediments in the cage salmon farms zone was slightly increased. The composition, quantitative indices of development, distribution of zooplankton and zoobenthos in this article discussed. The trophic status of the reservoir was estimated from oligo - to mesotrophic by quantitative indexes of water invertebrates`s development. The composition of zoobenthos`s taxonomic groups, species diversity of zooplankton, quantitative indicators of biota`s development and calculated indices assessing the quality of waters, indicate a prosperous condition of the ecosystem of the reservoir. In the zone of cage salmon farm the number of benthos`s groups decreased (from 14 to 3 or complete absence), abundance and biomass both plankton and benthos reduced (0,5 – 0,7 times), the trophic status of the water body increased (trophic coefficient has increased in 1,2 – 1,9 times), the eutrophic species *Polyarthra euryptera* dominated. These facts indicate the presence of negative processes taking place in communities of aquatic organisms in this part of the reservoir.

Ключевые слова: водохранилища, гидрохимические показатели, донные отложения, зоопланктон, зообентос, садковое хозяйство

Keywords: reservoir, hydrochemical analysis, bottom sediment, zooplankton, zoobenthos, cage salmon farms

Развитие аквакультуры в континентальных водах, наряду с экономической выгодой, создаёт целый ряд проблем, основной из которых является сложное и неоднозначное воздействие рыбоводных хозяйств на окружающую среду [1–3]. Основными источниками загрязнения водоёма при выращивании рыбы в садках являются корм и продукты метаболизма рыб [1], в связи с чем организация мониторинга на водоёмах с товарным выращиванием радужной форели по ряду базовых гидрохимических и гидробиологических параметров среды позволяет вовремя выявить негативные изменения, происходящие на акватории.

Цель работы – дать оценку состояния сообществ водных беспозвоночных (зоопланктон, зообентос) Нювчимского водохранилища для выявления изменений, происходящих в гидробиоценозе в зоне действующего форелевого хозяйства.

Материалы и методы отбора проб

Нювчимское водохранилище расположено в бассейне р. Сысола (приток второго порядка р. Северная Двина). Образовано в 1757 г. для технологических нужд чугунолитейного производства, путём перекрытия плотиной р. Нювчим, на расстоянии 6,4 км от устья.

В связи с разрушением плотины в 1979 г. водохранилище было спущено. После восстановления вновь введено в эксплуатацию в 1998 г. С 2006 г. на Нювчимском водохранилище выращивают радужную форель (*Parasalmo mykiss* Walbaum, 1792), с 2013 г. дополнительно – карпа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). Садковые площади хозяйства составляют 2570 м², где выращивается около 80 т разновозрастной форели в год [4].

На период исследований площадь водного зеркала водоёма составила 2,9 км², объём водной массы – 6,25 млн м³, наибольшая длина – 3,4 км, ширина – до 0,5 км, глубина – до 7,0 м (наиболее глубокий участок расположен у плотины). Рельеф дна волнистый, сложен глинистыми и песчаными грунтами.

Наблюдения за состоянием биоты Нювчимского водохранилища осуществляли в июле 2013 г. Для характеристики экосистемы водохранилища гидробиологический материал, пробы воды и донных отложений отбирали по всей акватории водоёма. Точки, которые удалены от зоны садков более чем на 500 м, обсуждаются в работе как контрольные. У дна и на поверхности портативным анализатором «Multi 340i/SET» (Германия) измеряли температуру воды, pH, концентрацию растворённого кислорода. Прозрачность воды определяли с помощью диска Секки. Химико-аналитические работы были проведены в стационарных условиях по общепринятым методикам (ГОСТ 17.1.5.01-80) в аккредитованной лаборатории

аналитической химии «Экоаналит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Сбор и обработку зоопланктона, зообентоса проводили согласно принятым в гидробиологии методам [5, 6]. Для оценки трофности водоёмов использовали: индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера, рассчитанный по биомассе (Н_в, бит/г) [7], коэффициент трофии E [8], показатель трофии E/O [7] и «шкалу трофности» С.П. Китаева [9]. Степень загрязнения вод рассчитывали по индексу сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека (S) [10]. Класс качества воды определяли по [11].

Вода в водохранилище в период исследований отличалась невысокой прозрачностью – 0,3–2,0 м (в среднем 1,4 м), верхние слои воды прогревались до 18,6–24,0 °С (в среднем 23,2 °С), на глубине температура составляла в среднем 21,6 °С. Газовый состав вод характеризовался нормальным содержанием растворённого кислорода у поверхности 6,4–8,3 мг/дм³ и некоторым его дефицитом на глубине 3,9–6,1 мг/дм³. Отмечена невысокая минерализация вод – 102,4 мг/дм³, при преобладании в ионном составе гидрокарбонатов (70,9–78,9 мг/дм³). Активная реакция среды слабощелочная: у поверхности в среднем 8,3 (7,4–9,1), у дна – 7,2–8,0. Наибольшие значения pH отмечали в зарослях прибрежных растений.

Гранулометрический состав грунта соответствовал средним и мелким пескам. Водная вытяжка донных отложений характеризовалась кислым pH (5,44–5,95) и повышенными

Таблица 1
Результаты химического анализа воды и донных отложений в Нювчимском водохранилище, июль 2013 г.

Показатели	K1	C	K2
вода			
Цветность, град	55	53	54
Окисляемость пер., мг/дм ³	10	10	9
Фосфор минеральный, мгP/л	< 0,030	< 0,030	< 0,030
Азот аммонийный, N-NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	< 0,020	< 0,020	< 0,020
Нитрат-ион, NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	< 0,044	< 0,044	< 0,044
Азот общий, N _{общ} , мг/дм ³	0,36	0,37	0,37
донные отложения			
Аммонийный азот, N-NH ₄ ⁺ , мкг/кг	нд	96,0	81,0
Азот нитратный, N-NO ₃ ⁻ , мкг/кг	нд	< 1	< 1
Азот нитритный, N-NO ₂ ⁻ , мкг/кг	нд	0,09	0,20
Фосфат-ион, PO ₄ ³⁻ , мкг/кг	нд	5100,0	6600,0
Органическое вещество, %	нд	>15	13,8
Углерод общий, C, %	нд	9,8	8,0
Азот общий, N, %	нд	0,79	0,64

Примечание: нд – нет данных; здесь и далее: K1 – > 500 м от садков, залив со стороны р. Дендель; C – около садков; K2 – > 500 м от садков, залив со стороны р. Нювчим.

Таблица 2

Средняя численность (N) и биомасса (B) зоопланктона (N, тыс. экз./м³, B, г/м³) и зообентоса (N, тыс. экз./м², B, г/м²) в Нювчимском водохранилище (июль, 2013 г.)

Группы	N	%	B	%
макробентос				
Oligochaeta	799,1	23,3	299,7	12,9
Mollusca	910,8	26,6	1310,2	56,5
Ephemeroptera, lv	248,9	7,3	213,5	9,25
Chironomidae, lv	1438, 5	41,93	430,7	18,6
прочие	32,8	0,93	65,1	2,8
всего	3430,0		2319,2	
мейобентос				
Cladocera	2584,8	21,5	308,8	72,4
Cyclopoida	8812,8	73,2	81,5	19,1
прочие	636,4	5,3	36,2	8,5
всего	12034,0		426,5	
<i>общий бентос:</i> <i>тыс. экз./м²</i> <i>г/м²</i>	<i>15,5</i>		<i>2,7</i>	
ПЛАНКТОН				
Cladocera	33,7±11,7	22,6	0,6±0,2	44,5
Copepoda	99,0±11,7	39,9	0,7±0,3	42,3
Rotifera	87,7±19,0	37,5	0,2±0,03	13,2
<i>общий планктон:</i> <i>тыс. экз./м³</i> <i>г/м³</i>	<i>220,5±38,3</i>		<i>1,5±0,4</i>	

Примечание: жирным шрифтом выделены группы, доминирующие по показателям в общем бентосе или планктоне

ми концентрациями ионов кальция (101–610 мг/кг). Микроэлементный состав донных отложений для большинства элементов соответствовал региональным фоновым показателям [12]. Сопоставление значений компонентов основного химического состава грунтов показало, что содержание некоторых анализируемых элементов (N_{общ}, C_{общ}, органическое вещество) в зоне садков в 1,1–1,2 раза выше, чем на контрольных участках и возле плотины.

В период исследований существенных отличий гидрохимических показателей в зоне садков и на контрольных участках не установлено (табл. 1). Качество воды в водохранилище по классификации водоёмов (ГОСТ 17.1.2.04–77) оценивалось как «чистые воды», по большинству химических параметров водохранилище относится к олигосапробным водоёмам.

Зообентос. Всего в Нювчимском водохранилище на период исследования установлено 14 таксономических групп донных беспозвоночных (табл. 2). По всей акватории водоёма встречались Mollusca, Oligochaeta, Chiron-

omidae и низшие ракообразные (Cladocera, Cyclopoida). Средняя численность общего зообентоса в Нювчимском водохранилище в июле 2013 г. составила 15,5±6,1 тыс. экз./м², при биомассе 2,7±0,8 г/м². На всех участках наибольшую долю (42,7–81,6%) в общей численности зообентоса определяли представители мейобентоса (преимущественно Cyclopoida и Cladocera), а в общей биомассе – макробентоса (при доминировании Mollusca, Oligochaeta и Chironomidae).

В прибрежной зоне водохранилища (заросли макрофитов) состав фауны был разнообразнее (14 групп), чем на глубине в середине водоёма (7 групп), где при абсолютном доминировании копепод отмечали наибольшую численность (44,3 тыс. экз./м²), но наименьшую биомассу (2,6 г/м²) бентоса. В зарослевой зоне численность беспозвоночных колебалась от 16,3 до 21,5 тыс. экз./м², биомасса от 4,7 до 5,4 г/м². В общей численности преобладали как представители мейобентоса (Cladocera, Cyclopoida), так и макробентоса (Mollusca, Chironomidae), а в общей биомассе помимо этих групп значимую роль играли

на разных точках личинки Ephemeroptera или бентосные Cladocera.

Непосредственно зона садков (рис. 1) характеризовалась наименьшими показателями развития зообентоса ($1,6 \pm 0,6$ тыс. экз./м²; $0,4 \pm 0,3$ г/м²), по сравнению с контрольными точками в двух дальних заливах: К1 – со стороны р. Дендель ($6,6 \pm 1,9$ тыс. экз./м²; $1,8 \pm 0,9$ г/м²) и К2 – р. Нювчим ($26,9 \pm 1,8$ тыс. экз./м²; $3,3 \pm 0,8$ г/м²). При этом если по численности на отдалённых от садков точках преобладали представители мейобентоса, составляя от 59 до 84% общей численности (рис. 1), а у садков чис-

ленность размерных групп бентоса была близка, то по биомассе на всех точках доминировали представители макрозообентоса (от 88,8 до 94,4%): Mollusca – на контрольных точках и личинки Chironomidae – под садками.

Зоопланктон. В составе зоопланктона Нювчимского водохранилища найдено 62 таксона. Наибольшим разнообразием отличались Rotifera – 33 вида и формы и Cladocera – 22. По акватории водоёма широко распространены были как эвпланктонные: *Polyarthra euryptera* Wierzejski, *Bosmina longirostris* (O.F. Müller), *Bosmina coregoni* cf. *longispina* Leydig,

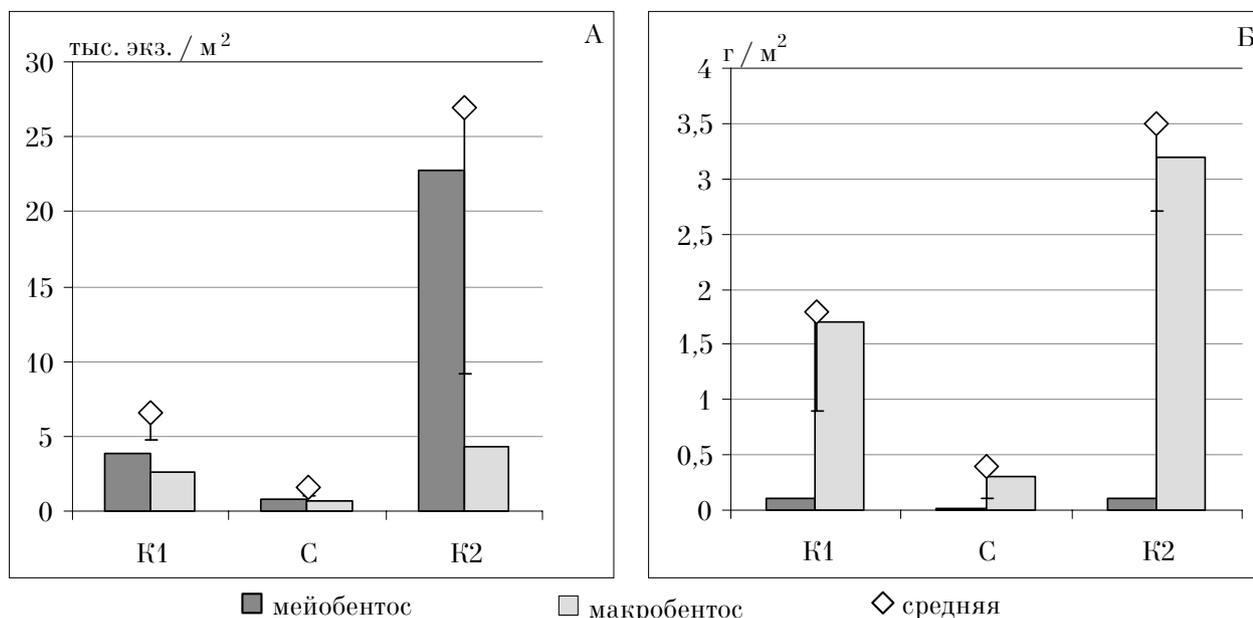


Рис. 1. Показатели средней численности (А) и биомассы (Б) зообентоса в Нювчимском водохранилище по точкам, июль 2013 г. (условные обозначения как в табл. 1).

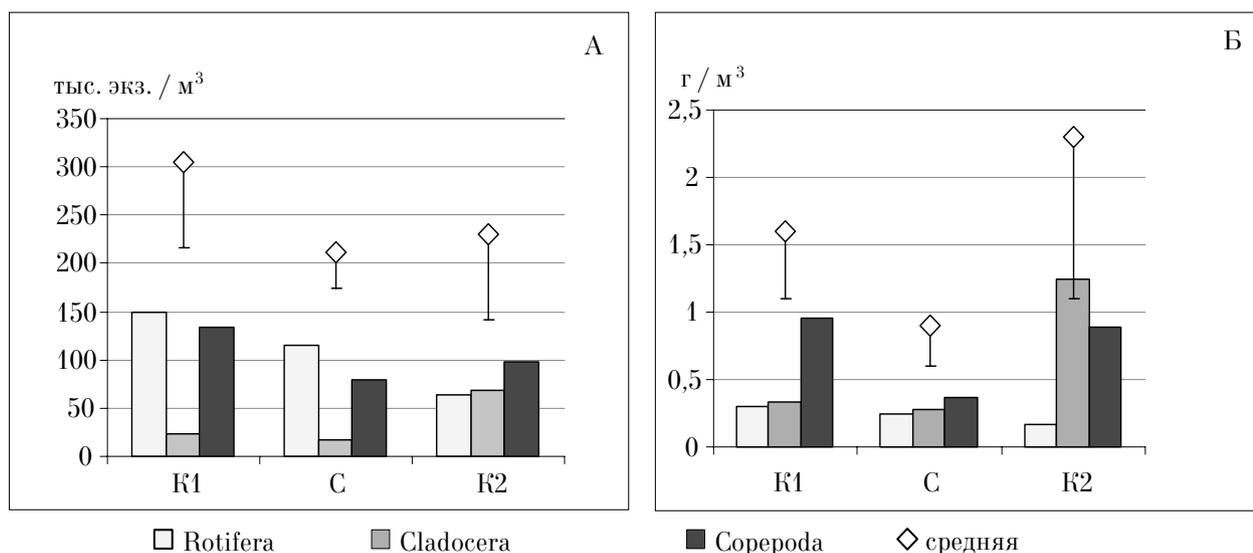


Рис. 2. Показатели средней численности (А) и биомассы (Б) зоопланктона в Нювчимском водохранилище по точкам, июль 2013 г. (условные обозначения как в табл. 1)

Mesocyclops leuckarti (Claus), так и литорально-фитофильные виды – *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *Polyphemus pediculus* (Linnaeus), *Sida crystallina* (O.F. Müller), что, вероятно, связано с небольшими размерами и глубинами водоёма, наличием зарослей водных макрофитов. В составе зоопланктона были выявлены виды индикаторы как олиго-мезотрофных, так и мезо-эвтрофных условий [7].

Средняя численность зоопланктона в водохранилище составила $194,4 \pm 31,5$ тыс. экз./м³, биомасса – $1,3 \pm 0,3$ г/м³. Наибольшую численность ($305,3 \pm 89,5$ тыс. экз./м³) отмечали в точке К1 (залив со стороны р. Дендель) (рис. 2) за счёт массового развития коловраток (48,8%) и копепод (43,8%), наибольшую биомассу ($2,3 \pm 1,2$ г/м³) – в точке К2 (залив со стороны р. Нювчим), за счёт доминирования кладоцер (53,7%). В районе садков зарегистрированы наименьшие показатели количественного развития зоопланктона: $211,1 \pm 36,2$ тыс. экз./м³ и $0,9 \pm 0,3$ г/м³. Основу численности здесь составляли коловратки, при доминировании *P. euryptera*, биомассы – ювенильные формы *Cyclopoida*.

Обсуждение результатов

Проведённые исследования показали, что химический состав воды и донных отложений в Нювчимском водохранилище не зависел от места отбора проб, за исключением несколько повышенного содержания органического вещества в составе грунтов, которое накапливалось в зоне садков. Подобные факты отмечались и в литературе [1, 2, 13]: зарегистрированы изменения лишь в содержании биохимически лабильных компонентов и соединений фосфора (Р), которые особенно чётко проявлялись в придонных слоях воды под садками по сравнению с поверхностными (иногда содержание фосфора в районе садковых хозяйств было в 2 раза выше, чем в контроле).

Многими авторами [1, 2, 14, 15] подчёркивается, что при функционировании садков, за счёт остатков кормов и продуктов метаболизма рыб в водоёмах ускоряются процессы эвтрофирования и, как следствие, в экосистемах происходит ряд изменений. Например, стимулируется развитие фитопланктона [2, 13]; в структуре зоопланктона перестройки сопровождаются увеличением доли кладоцер и коловраток в общей биомассе и снижением доли копепод [7, 15], в зообентосе изменяется как качественный состав, так и снижаются коли-

чественные показатели развития [14], в дальнейшем накопление избытков органического вещества под садками может привести к дефициту кислорода и полной гибели донных беспозвоночных [16].

По уровню развития биомассы зоопланктона Нювчимское водохранилище можно отнести к олиготрофным, а биомассы зообентоса – мезотрофным водоёмам [9]. Оценка качества воды по зоопланктону с использованием индекса сапробности (S) показала, что воды водохранилища на всей акватории относятся ко II классу качества вод, т.е. чистым ($S=1,15-1,31$, в среднем $1,23$). По значению индекса видового разнообразия Шеннона, который учитывает не только состав видов в сообществе, но и их количественные характеристики, трофический статус вод соответствовал олиго-мезотрофному типу ($H_B=0,99-2,97$ (в среднем $2,27$ бит/г)). При интерпретации показателей, основанных на соотношении численности и биомассы зоопланктона и зообентоса, отмечали различия в зоне садков и на контрольных участках. Они прослеживались по вычисленным коэффициентам (зона садков/контроль), величина которых для зоопланктона составила $0,6-0,7$, а для зообентоса $< 0,5$ как по численности, так и по биомассе. Это означает, что количественные показатели развития гидробионтов в районе садков были значительно ниже таковых на контрольных участках, что, вероятно, указывает на наличие влияния хозяйства [17]. Согласно рассчитанным для зоопланктона коэффициентам ($E=0,2-2,8$ (в среднем $1,1$); $E/O=1,5-3,0$ (в среднем $2,3$)) воды водохранилища в период исследований можно было отнести к мезо-эвтрофным, при этом отмечалось, что коэффициенты трофности в районе садков в $1,2-1,9$ раза были выше таковых на контрольных участках.

Тем не менее анализ показателей развития зоопланктона не выявил структурных перестроек в сообществе, указывающих на повышение трофности в районе садков. Доля коловраток на всех участках составляла в общей биомассе не более 26%, наибольшие показатели биомассы кладоцер (83,9%) и копепод (68%) отмечались на контрольных участках. Однако к числу доминирующих по биомассе видов в большинстве исследованных точек относился эвтрофный вид *Polyarthra euryptera*. При этом в зообентосе число систематических групп и количественные показатели развития заметно уменьшались под садками. Зачастую олигохеты, моллюски и хиромиды были единственными представителя-

ми донной фауны на этом участке водохранилища или донная фауна отсутствовала в гидробиологических пробах.

Таким образом, несмотря на то что большинство биологических показателей – состав таксономических групп зообентоса, видовое разнообразие зоопланктона, количественные показатели развития биоты – указывали в целом на благополучное состояние экосистемы водохранилища, по ряду параметров можно судить о негативных процессах, происходящих в сообществах водных организмов, особенно в зоне расположения форелевого хозяйства.

Работа выполнена при частичной поддержке гранта Президиума РАН 15-12-4-43.

Литература

1. Рыжков Л.П., Дзюбук И.М., Горохов А.В., Марченко Л.П., Артемьева Н.В., Иешко Т.А., Рябинкина М.Г., Раднаева В.А. Качество и охрана вод, экологические аспекты состояния водной среды и биоты при функционировании садковых форелевых хозяйств // Водные ресурсы. 2011. Т. 38 (2). С. 239–247.
2. Стерлигова О.П., Китаев С.П., Ильмаст Н.В., Комулайнен С.Ф., Кучко Я.А., Павловский С.А., Савосин Е. С. Состояние заливов Онежского озера при товарном выращивании радужной форели // Поволжский экологический журнал. 2011. № 3. С. 386–393.
3. Read P.A., Fernandes T.F., Miller K.L. The derivation of scientific guidelines for best environmental practice for the monitoring and regulation of marine aquaculture in Europe // J. Appl. Ichthyol. 2001. V. 174. P. 146–152.
4. Государственный доклад «О состоянии окружающей среды Республики Коми в 2013 г.». Сыктывкар: ГБУ РК «ТФИ РК», 2014. 199 с.
5. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоёмов. Т. 1. Вводные и общие вопросы планктологии. Л.: Наука, 1969. 658 с.
6. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов. М.: Наука, 1975. 240 с.
7. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озёрных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.
8. Мяэметс А.Х. Изменения зоопланктона // Антропогенное воздействие на малые озёра. Л.: Наука, 1980. С. 54–64.
9. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2007. 394 с.
10. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 60 с.
11. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 67 с.
12. Атлас почв Республики Коми. Сыктывкар: Коми республиканская типография, 2010. 356 с.
13. Онищенко И.Н., Рыжков Л.П., Онищенко Н.А. Вохтозеро – водоём садкового рыбоводства // Учёные записки Петрозаводского гос. универ. Сер. Биол. 2013. С. 23–26.
14. Савосин Е.С. Состояние донной фауны заливов Онежского озера с товарным выращиванием радужной форели // Современные проблемы науки и образования. 2009. № 6. С. 22–24.
15. Кучко Я.А., Кучко Т.Ю. Сообщество зоопланктона Онежского озера в районах размещения форелевых хозяйств как индикатор качества воды // Учёные записки Петрозаводского государственного университета, 2010. № 4. С. 9–12.
16. Pearson T. H., Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment // Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 1978. V. 16. P. 229–311.
17. Рыжков Л.П. Патент № 2447435. Российская Федерация, С2 МПК G01N 33/18. Способ оценки влияния садковой аквакультуры на состояние водной экосистемы. 2010108018/05; заяв. 04.03.2010; опубл. 10.04.2012. Бюл. № 10.

Об изменении качества лесных угодий Костромской области для лося (*Alces alces* L.)

© 2015. Ф. А. Шабров, аспирант,
Костромской государственной университет им. Н.А. Некрасова,
e-mail: shabrov-f.dpr@mail.ru

В Костромской области пик лесозаготовок приходится на 50–70-е годы прошлого столетия. С этого периода происходит накопление спелых и перестойных лиственных насаждений, что ведёт к изменению условий обитания охотничьих животных. Оценка влияния структуры лесного фонда на изменение качества угодий для обитания лося проведена на основе данных по учёту лесного фонда с 1966 по 2014 год в разрезе лесхозов и лесничеств области. Значения средневзвешенного показателя качества и бонитет угодий получены по методике Д.Н. Данилова на основе исследований по видовому составу кормов, поедаемых лосем в нашем регионе. По результатам проведённой работы установлено, что угодья в целом соответствуют III классу бонитета на протяжении всего периода наблюдений. При этом численность лосей по области не превышает 3 особей/1000 га, что соответствует IV–V классам бонитета. Достижение оптимальной для бонитета численности лосей наблюдается лишь в отдельных случаях и носит непродолжительный характер. Одной из причин снижения качества кормовых угодий является высота снежного покрова. Наибольшая высота снежного покрова приходится на февраль, март и зачастую в северо-восточных районах области превышает 60–70 см. В этих условиях использование животными средних по качеству угодий ограничивается, бонитет угодий снижается до IV–V классов, источниками питания служат места с наибольшей кормовой ёмкостью – зарастающие лесосеки, опушки и пр.

Timber harvesting peak falls on 1950s–70s in Kostroma Region. Accumulation of full-ripe and overripe deciduous stands has been ever since, causing game chore changing. Forest inventory structure factor score concerning changing of quality of land for elk (*Alces alces* L.) habitation has been conducted basing on 1966–2014 forest inventory data stock-taking from the point of view of foresties and divisions of forestry of the region. Evaluation of weight-average index of quality and site class has been conducted according to Dmitriy Danilov's technique based on the investigations on forage species composition ate by elk (*Alces alces* L.) in the region. By the results of the conducted work, it has been estimated that the land on the whole correspond to the III site class over the whole period of observations. At that, Kostroma Region elk (*Alces alces* L.) number does not exceed 3 per 1000 ha which corresponds to the IV–V site classes. Reaching such an elk (*Alces alces* L.) number which is optimal for the site class is observed only on occasion and appears to be of short duration. Snow cover height is one of the factors of land deterioration in terms of forage. The greatest snow cover height falls on February–March and often exceeds 60–70 cm, in terms of Kostroma Region's northeast. Under these circumstances, use of mid-siteclass by the animals becomes limited, site class declines to IV–V классов, lands with the greatest forage capacity – restoring glades, margins etc – power the elk (*Alces alces* L.).

Ключевые слова: лось, бонитет угодий, государственный лесной реестр

Keywords: elk (*Alces alces* L.), site class, state forest inventory

Введение

Породный состав, возрастная структура и продуктивность лесов постоянно меняются в зависимости от воздействия природных стихий и хозяйственной деятельности человека. С интенсификацией производства в XX веке произошло значительное увеличение объёмов лесопользования. Так, в Костромской области пик лесозаготовок приходится на 50–70-е годы прошлого столетия. Вплоть до середины 70-х годов, а по некоторым районам до конца 80-х, расчётная лесосека перерубалась. Заготовка древесины в лесах Костромской области осуществлялась в основном сплошным способом. В 1972 г. огнём было уничтожено 151 тыс. га лесов области. С начала 80-х годов наблюдается тенденция сокращения объёмов лесополь-

зования и увеличивающегося недоиспользования расчётной лесосеки, что в свою очередь ведёт к увеличению запасов спелых насаждений лиственных пород [1].

Вместе с тем лес является не только источником древесины, а представляет хозяйственный интерес с точки зрения использования охотничьих ресурсов. В этих условиях необходимо провести оценку изменения качества и производительности лесных угодий для основных охотничьих видов. Данная работа посвящена изучению изменений лесных угодий для обитания лося. Полученные данные могут быть использованы в практической деятельности органов управления охотничьим хозяйством при планировании биотехнических мероприятий и оценке иных факторов развития популяции лосей.

Цель исследований – провести оценку изменения качества лесных угодий для обитания лося на территории области.

Материал и методы исследований.

Оценка изменения качества лесных угодий для обитания лося проведена по методике [2]. Суть методики сводится к разделению различных стадий на три категории (хорошие, средние и плохие). Площадь хороших (наиболее продуктивных) угодий умножается на 250, средних на 100, плохих (наименее продуктивных) на 15. В результате деления

суммы значений на общую площадь угодий определяется средневзвешенный показатель, характеризующий бонитет угодий. Соотношение показателей производительности для угодий различных классов бонитета приведено в таблице 1.

Лось — типичный обитатель леса, вне лесных угодий он, как правило, не встречается. Поэтому при бонитировке территории для этого вида оцениваются только лесные угодья и все расчёты ведутся только на площадь леса и лесных болот [2].

Набор кормов, употребляемых лосем, на разных территориях может сильно отличаться

Таблица 1

Соотношение показателей производительности для угодий различных классов бонитета

Класс бонитета	Терминологическая оценка угодий	Показатели производительности в % от показателя III бонитета (принимаемых за 100%)	
I	Хорошие	250	> 200
II	Выше средних	165	200–130
III	Средние	100	130–70
IV	Ниже средних	50	70–30
V	Плохие	15	< 30

Таблица 2

Значение средневзвешенного показателя качества угодий для лося на территории Костромской области

№ п/п	Наименование лесхозов	1966 год	1978 год	1988 год	1998 год	2008 год	2014 год
1	Антроповский	79,5	79,1	81,5	76,9	90,3	89,6
2	Буйский	87,7	88,1	88,3	80,1	81,3	84,4
3	Вохомский	91,6	92,2	83,3	81,6	86,2	85
4	Галичский	103,6	88,4	76,5	75,7	80,6	81,2
5	Кадынский	99,0	109,8	106,8	92,6	95,5	99,2
6	Кологривский	66,8	72,4	77,1	75,8	72,5	73,6
7	Костромской	87,0	63,9	77,2	75,5	83,1	83,6
8	Макарьевский*	146,2	125,0	116,5	94,7	90,9	91,6
9	Мантуровский	90,0	120,7	130,3	110,2	106,3	94,8
10	Межевской	86,5	93,2	88,9	83,4	88,2	90,6
11	Нейский	129,6	127,7	92	72,9	78,1	79,2
12	Октябрьский	–	–	–	–	97,6	98,6
13	Островский	98,1	99,0	89,7	85,4	90,1	94,3
14	Павинский	48,5	60,4	90,2	100,9	94,5	93,5
15	Парфеньевский	129,8	108,6	102,7	93,8	91,6	89,8
16	Поназыревский	111,6	132,2	108,2	80,9	83,0	84,2
17	Пыщугский	67,0	66,2	96,3	91,0	89,6	90,4
18	Солигаличский	85,5	83,9	74,1	70,7	68,7	70,5
19	Судиславский*	77,6	82,2	98,6	91,6	84,0	88,6
20	Чухломский*	103,7	109,3	97,6	92,0	82,6	84,0
21	Шарьинский*	130,0	106,4	99,4	79,9	85,6	83,7
Итого по области		96,0	95,4	93,8	85,3	86,7	87,2

Примечание: * на территории некоторых районов располагались несколько лесхозов, в таблице они приведены суммарным значением; – нет данных.

как по видовому составу, так и по соотношению отдельных видов [3]. На основе множества проведённых исследований [3–11] и данных по учёту лесного фонда с 1966 по 2014 г. [12] для лося в нашем регионе можно выделить следующие лесные угодья:

– хорошие лесные угодья – молодняки до 10 лет с преобладанием сосны и берёзы, насаждения до 20 лет с преобладанием осины, ивы, рябины, лесосеки, зарастающие сенокосы, пастбища, прогалины;

– средние по качеству угодья – молодняки с преобладанием ели, ольхи, дуба, пихты, липы, насаждения с преобладанием сосны и берёзы 2 класса возраста, болота, низкополотные средневозрастные, приспевающие и спелые насаждения с развитым подлеском;

– плохие угодья – средневозрастные, приспевающие и спелые насаждения с высокой полнотой, препятствующей формированию подлеска и подросту, гари, торфяники, пусты-

ри, используемые дороги, просеки, не заросшие редины, прогалины, погибшие насаждения.

Иные лесные угодья не имеют значительной площади в структуре лесов Костромской области и не оказывают влияния на продуктивность угодий.

Результаты и их обсуждение. На основе данных по учёту лесного фонда получены значения средневзвешенного показателя качества угодий (табл. 2). Так, угодья области в целом соответствуют III классу бонитета на протяжении всего периода наблюдений.

В отдельных случаях средневзвешенный показатель качества угодий лесхозов достигает II и IV классов бонитета (более 130 и менее 70% соответственно).

Для анализа полученных данных необходимо сравнить численность лося по материалам зимнего маршрутного учёта с оптимальной численностью для III класса бонитета: 4-6 особей/1000 га угодий (табл. 3).

Таблица 3

Плотность населения лосей за период с 1970 по 2014 год

Наименование районов	Численность лосей по годам, особей/ 1000 га угодий					
	1970	1978	1988	1998	2008	2014
Антроповский	0,26	0,51	2,13	1,95	2,71	1,92
Буйский	0,81	0,77	2,51	3,18	2,55	2,18
Вохомский	1,00	0,96	1,33	0,39	0,25	1,78
Галичский	0,50	1,16	3,98	2,59	2,98	4,59
Кадынский	0,14	0,28	0,99	0,19	1,83	0,45
Кологривский	0,79	0,76	1,57	1,37	0,83	0,88
Костромской, Красносельский, Нерехтский	0,76	3,21	3,38	2,57	2,51	3,02
Макарьевский	0,37	0,87	0,61	0,70	0,80	1,07
Мантуровский	0,75	2,75	1,85	0,41	1,92	1,24
Межевской	1,28	2,09	2,90	2,63	1,59	1,55
Нейский	0,40	0,56	0,68	0,94	1,08	1,13
Октябрьский	1,14	0,57	0,74	0,61	1,10	2,39
Островский	0,55	3,35	4,71	3,99	2,35	4,69
Павинский	1,03	2,90	2,77	2,59	2,88	1,02
Парфеньевский	0,66	1,36	1,16	1,34	0,75	0,93
Поназыревский	1,10	2,74	1,19	0,45	1,03	0,85
Пыщугский	0,74	1,27	3,06	1,53	0,50	0,99
Солигаличский	1,55	1,35	2,25	2,39	3,39	4,21
Судиславский, Сусанинский	0,69	3,51	7,34	2,70	2,48	3,49
Чухломский	1,17	2,57	5,92	1,71	2,69	2,91
Шарьинский	1,11	1,82	1,64	0,76	1,22	1,58
Итого по области	0,79	1,66	2,49	1,64	1,76	2,06

Средняя многолетняя высота снежного покрова на последний день декады, см Таблица 4

Станции	Февраль			Март		
	I	II	III	I	II	III
Вохма	48	51	53	54	54	47
Пыщуг	52	55	54	58	58	50
Кологрив	47	52	54	54	55	46
Чухлома	40	44	45	47	47	36
Буй	40	44	44	45	44	31
Галич	34	36	39	38	37	28
Никола-Палома	46	50	51	53	53	38
Макарьев	42	44	47	46	48	38
Кострома	35	38	40	40	39	29
Шарья	43	46	44	49	47	34

В целом по области численность лосей не превышает 3 особи/1000 га, что соответствует IV-V классам бонитета. В этом случае необходимо учитывать, что из факторов, ухудшающих условия обитания лосей и снижающих для него бонитет угодий, существенное значение имеет глубокоснежье (свыше 70 см) [2]. Поэтому ежегодно наблюдающаяся глубина снега 60–70 см должна служить основанием для снижения бонитета угодий.

По данным метеорологических наблюдений, среднемноголетняя высота снежного покрова (табл. 4) на территории области находится в интервале 40–58 см [13].

При этом периодически, с интервалом 3–6 лет, высота снежного покрова в северных и восточных районах области превышает 60–70 см (2003–2005, 2008, 2011 гг.). В этих условиях использование животными средних по качеству угодий ограничивается, питание происходит в местах наибольшей ёмкости кормов – зарастающие лесосеки, опушки и пр. Учитывая, что доля средних угодий в общем объёме лесов составляет около 50%, производительность угодий снижается.

Выводы:

Качество лесных угодий области в целом соответствует III классу бонитета.

Достижение оптимальной для бонитета численности лосей наблюдается лишь в отдельных случаях и носит непродолжительный характер.

Одной из причин снижения продуктивности угодий является предельная высота снежного покрова. Данный фактор снижает бонитет северных и восточных районов области до IV класса.

Максимальная высота снежного покрова, снижающая производительность угодий, устанавливается в феврале и марте. В этот период наряду с ограничением доступных кормов, значительную роль для снижения численности лосей могут играть хищники и браконьерство.

Литература

1. Дудин В.А. Леса земли Костромской. Кострома: Линия график, 2011. 264 с.
2. Данилов Д.Н. и др. Основы охотустройства. М.: Лесная промышленность, 1966. 330 с.
3. Данилкин А.А. Олени (Cervidae). Млекопитающие России и сопредельных регионов. М.: ГЕОС, 1999. 552 с.
4. Биология и использование лосей. Обзор исследований. М.: Наука, 1986. 161 с.
5. Рекомендации по определению оптимальной численности копытных (дендрофагов) в лесном фонде Российской Федерации. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства, 2001. 24 с.
6. Зайцев В.А. Позвоночные животные северо-востока Центрального региона России. Виды фауны, численность и её изменения. М.: Т-во научных изданий КМК, 2006. 513 с.
7. Калецкий А.А. Состав кормов и количественная характеристика питания лосей: Автореф. дис. канд. биол. наук. М. 1968. 22 с.
8. Козлов В.М. Составление проектов ведения охотничьих хозяйств. Учебно-методическое пособие. Киров. 2008. 45 с.
9. Любченко О.В. О классификации и качестве зимних местообитаний лосей. Вопросы лесного охотоведения // Сборник научных трудов. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства. 1979. 119 с.

10. Русанов Я.С. Факторы, определяющие степень повреждения лесных культур лосями. Вопросы лесного охотоведения // Сборник научных трудов. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства, 1979. 119 с.

11. Соколов, Н. В. Лосиные биотопы антропогенного характера / Н.В. Соколов // Вестник Костромского государственного университета им. Н.А. Некрасова.

2011. Т. 17. № 5/6. С. 19–22.

12. Учёт лесного фонда Костромской области, формы Государственного лесного реестра по состоянию на 01 января 1966, 1978, 1988, 1998, 2008 годов. Государственный лесной реестр на 01.01.2014 года.

13. Научно-прикладной справочник по климату СССР. СПб: Гидрометеиздат, 1992. Серия 3. Часть 4. Выпуск 29. 582 с.

УДК 579.22.582.28

Биологические особенности местных изолятов траметоидных трутовиков и некоторые аспекты их культивирования

© 2015. Г. Ф. Зарипова¹, аспирант,
А. А. Широких^{1,2}, д.б.н., в.н.с., профессор,
И. Г. Широких², д.б.н., зав. лабораторией

¹Вятский государственный гуманитарный университет
²НИИСХ Северо-Востока,
e-mail: irgenal@mail.ru

В лесных экосистемах подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока произведён сбор плодовых тел траметоидных трутовиков, перспективных в качестве продуцентов биологически активных соединений и лекарственных средств. Выделены в мицелиальную культуру 18 штаммов, отнесённых к восьми видам и трём родам (*Trametes* spp., *Daedaleopsis confragosa* и *Cerrena unicolor*). Изучены их культуральные и микроморфологические признаки при поверхностном культивировании на плотной среде. Выявленные межвидовые и межштаммовые различия представляют интерес для идентификации культур в лабораторных условиях по скорости роста, окраске, плотности мицелиального покрова и другим специфическим признакам. Показано, что представители траметоидных трутовиков могут проявлять антибактериальные свойства, обусловленные полисахаридами клеточной стенки. Выявлены различия в содержании эндополисахаридов в мицелии различных видов рода *Trametes* (от 9 до 49 мг/г). В трёхфакторном эксперименте установлено существенное ($P \geq 0,99$) влияние состава среды на накопление биомассы мицелия траметоидных трутовиков при их росте в глубокой культуре. Полученные результаты будут использованы в дальнейших исследованиях, направленных на реализацию биоресурсного потенциала лесных экосистем этого региона.

In forest ecosystems of the southern taiga subzone of the European North-East collected fruit bodies of polypores as promising producers of biologically active compounds and pharmaceuticals. Isolated in mycelial culture 18 strains from eight species and three genera (*Trametes* spp., *Daedaleopsis confragosa* and *Cerrena unicolor*). Studied cultural and microscopic properties of fungi on the solid medium. Revealed differences on growth rate, color, density of filamentous cover and other specific characteristics are of interest for the identification of cultures in laboratory conditions. It is shown that the representatives of polypores can have antibacterial properties, due to the polysaccharides of the cell wall. Different species of the genus *Trametes* differ in the content of endopolysaccharide in the cell walls of the mycelium (9–49 mg/g). In three-factor experiment showed significant ($P \geq 0,99$) influence of medium composition on the accumulation of biomass of mycelium polypores in their growth in deep culture. The results will be used in further studies aimed at the implementation of bioresource potential of forest ecosystems in this region.

Ключевые слова: базидиомицеты, мицелиальная культура, микроморфология, биомасса, полисахариды

Keywords: polyporus, mycelial culture, micromorphology, biomass, polysaccharides

В настоящее время всё большее внимание уделяется разработке новых лекарственных средств и биологически активных препаратов из природного сырья – растений и грибов. Высшие грибы – базидиомицеты – являются особо перспективными в отношении получе-

ния из них лекарственных препаратов и биологически активных добавок (БАД). В частности, разнообразно фармакологическое действие ксилотрофных базидиомицетов. Они обладают антимикробными, адаптогенными, иммуностимулирующими, седативными и прочи-

ми ценными свойствами, используются в качестве гипотензивных, капилляроукрепляющих, противовоспалительных, противораковых и других средств [1 – 3].

Широко распространённой в природе группой ксилотрофных базидиальных грибов являются траметоидные трутовики. В фармакологическом отношении хорошо изучен ряд представителей грибов рода *Trametes* [4, 5]. Род *Trametes* впервые был описан Фризом (Fries) в 1838 году. В настоящее время таксон *Trametes* в широком смысле распался на 15 родов траметоидного морфотипа [6]. Траметоидный морфотип базидиальных грибов характеризуется одно- или двулетними сидячими плодовыми телами с неслойным (однослойным) гименофором и светлой (белой, древесного цвета, светло-коричневой) тканью. Базидиомы траметоидных трутовиков обычно имеют димитическую или тримитическую гифальные системы. Плектенхима базидиом у этих грибов организована генеративными и скелетными гифами, что является характерным для димитической системы. Тримитическая система, наряду со скелетными, характеризуется наличием в базидиоме связывающих гиф [7].

Биологическую активность траметесов связывают с присутствием в составе их плодовых тел глюканов, гетероглюканов и глюкозаминов. На основе полисахаридных компонентов клеточной стенки *Trametes versicolor* разработан противоопухолевый препарат «Крестин» [8]. Вид *T. pubescens* используется для производства отечественного препарата «Трамелан» – источника полисахаридов (β-гликанов). Антиопухолевый эффект биологически активных соединений грибов связывают с действием комбинаций тритерпенов и полисахаридов и возможной реализацией других механизмов [9]. Очевидно, что потенциал получения лечебно-оздоровительных препаратов на основе грибов рода *Trametes*, произрастающих в различных эколого-географических условиях, ещё далеко не исчерпан.

Выявление ресурсного потенциала ксилотрофных грибов с ценными свойствами в отдельных регионах, а также разработка способов искусственного культивирования мицелия базидиальных грибов в целях неистощительного использования ценных природных ресурсов имеет важное значение. В мицелиальных культурах базидиомицетов, как и в плодовых телах, обнаружены вещества, стимулирующие иммунную систему, обладающие противоопухолевой, антибактери-

альной, противовирусной и противогрибковой активностью, способные регулировать кровяное давление и понижать содержание сахара в крови [1, 2, 4, 5, 10].

Несмотря на слабую в целом изученность микологической флоры на территории Кировской области, известно, что представители траметоидных трутовиков довольно широко распространены здесь в лесных биоценозах. Так, некоторые «южные» виды (*T. versicolor*, *T. suaveolens*) отмечены нами в смешанных лесах на юге области. В результате исследований, регулярно проводимых в центральной части области на территории ГПЗ «Нургуш», сообщалось, что в экспедиционных сборах 2011 года отмечены виды *T. gibbosa* (часто), *T. hirsuta* (часто), *T. ochracea* (часто), *T. pubescens* (часто), *T. suaveolens* (единств.), *T. trogii* (единств.), *T. versicolor* (часто) [11]. Произрастание этих трутовиков на территории заповедника и его охранной зоны подтверждается также исследованиями В. М. Котковой [12], сотрудника Ботанического института им. В. Л. Комарова.

При лабораторном культивировании грибы обычно попадают в более благоприятные условия, чем те, которые характерны для них в природе. Это может влиять на проявление их физиолого-биохимического потенциала. В то же время условия, искусственно создаваемые для развития грибов в мицелиальной культуре, можно легко контролировать, что позволяет определять роль и влияние отдельных факторов среды на рост и развитие изучаемого вида и проявление им физиолого-биохимических свойств.

В задачи нашей работы входили сбор на территории Кировской области плодовых тел и получение мицелиальных культур траметоидных трутовиков, изучение биологических свойств местных изолятов для реализации их биотехнологического потенциала.

Объекты и методы

Кировская область находится на востоке Восточно-Европейской равнины. Рельеф области – всхолмленный, в центральной части – Вятский Увал, на северо-востоке – Верхнекамская возвышенность (высота до 357 м), на севере – Северные Увалы. В соответствии с геоботаническим районированием [13] территория области входит в состав Урало-Западносибирской провинции Евразийской таёжной области на положении Камско-Печорской Западноуральской провинции. Такое положение определяет сходство флористи-

ческого состава и ценотической структуры её лесов с европейской и сибирской тайгой.

В смешанных лесах Вятскополянского района Кировской области и пригородных лесах окрестностей города Кирова были собраны базидиомы траметоидных трутовиков (рис. 1, см. цветную вкладку). Все грибы были найдены на стволах лиственных деревьев – берёзы, осины, ольхи. Идентификация грибных образцов выполнена И. В. Змитровичем (БИН, г. Санкт-Петербург). Мицелиальные культуры траметоидных трутовиков получали из базидиоспор на агаризированном пивном сусле (4° Бал) с добавлением 100 мкг/мл стрептомицина [14]. Собранные плодовые тела стерилизовали фламбированием, вырезали кусочки трамы и наклеивали их вазелином на внутреннюю сторону крышки чашки Петри таким образом, чтобы гименофор оказался обращён к поверхности питательной среды. Крышку с наклеенными кусочками помещали над питательной средой (чашка ставится на дно). Через сутки наблюдали на поверхности агара споры, высыпающиеся из гименофора. Крышки на чашках заменяли на стерильные и культивировали чашки в термостате при 27°C в течение 5–7 сут в зависимости от скорости роста мицелия. Выросшие культуры отсеивали на скошенный сусло-агар и хранили в холодильнике при 4°C.

Для изучения характера роста и микроморфологии мицелия культуры выращивали на агаризированном пивном сусле, разведённом до 4° Бал, при температуре 27°C от 3 до 7 сут, в зависимости от скорости роста колонии: медленно растущие – *T. suaveolens* 1-13, *S. unicolor* К-1-13, *D. confragosa* 1-13 – культивировали в течение 7 сут., остальные – 3-е сут. Заселение субстрата производили точноно уколом в центр чашки Петри. Микроскопирование (Leica 2500MD, Германия) проводили на 3-и, 5-е и 7-е сут. для быстрорастущих видов и на 7-е, 9-е, 11-е сут. для видов, медленно растущих. Отмечали в динамике время появления и наличие следующих типов микроструктур: 1) пряжки различного размера; 2) септы; 3) категориальность гиф колонии (осевые, поисковые, переплетающиеся гифы); 4) мицелиальные тяжи; 5) кораллоподобное ветвление гиф; 6) анастомозные образования на гифах; 7) структуры бесполого размножения различного типа: артроконидии и артроспоры, бластоконидии и бластоспоры.

Для получения мицелиальной биомассы трутовики выращивали в жидких средах с использованием инкубационного шейке-

ра. Жидкофазное культивирование проводили на трёх питательных средах: 1) неохмеленное пивное сусло плотностью 4° Бал (НС), 2) глюкозо-картофельная среда (ГК), 3) синтетическая минеральная среда (СМС) [15]. Культивирование вели в течение 10 и 14 сут. Затем мицелиальную биомассу отделяли при помощи сита, промывали до светлой воды, высушивали при 60°C.

Полисахаридную фракцию получали из мицелия методом экстракции горячей водой с последующим осаждением этанолом [8]. Для экстракции грибных эндополисахаридов навеску сухого мицелия массой 3,0 г заливали 50 мл дистиллированной воды, нагретой до 70°C, и настаивали в течение 24 час. Для осаждения полисахаридной фракции к 50 мл экстракта добавляли 100 мл 96% этанола и полученную взвесь отстаивали при 4°C в течение 1 сут. Осадок отделяли декантированием и упаривали на водяной бане (85°C) до сухого остатка.

Антибактериальную активность траметоидных трутовиков определяли методом диффузии в агар, используя блоки и бумажные диски. Культуральную жидкость 30-суточной стационарной культуры гриба (экзометаболиты) отделяли от биомассы центрифугированием. Эндометаболиты гриба выделяли из мицелиальной биомассы, для чего мицелий заливали 100 мл горячей воды (70°C) и оставляли на 24 час. Из полученных водных экстрактов отбирали по 15 мл, добавляли этилацетат в соотношении 2:1, смесь интенсивно встряхивали 10 минут и выдерживали при 4°C в течение 20 час. Затем этилацетатную фракцию упаривали на водяной бане для концентрирования антибактериальных метаболитов [16]. Полученный осадок разводили в 10%-ом водном метаноле и наносили в объёме 25 мкл на диски фильтровальной бумаги, диаметром 15 мм, которые подсушивали на воздухе, а затем помещали на поверхность среды со свежим газонным посевом тест-бактерий *Escherichia coli* K17, *Erwinia rhapontici* ДАГ1-1, *Pseudomonas fluorescens* 540, *P. putida* 1608, *Artrobacter mysorens* 7. После инкубации чашек измеряли диаметр зон игибирования роста бактериальной культуры.

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

Результаты и обсуждение

В результате сбора плодовых тел в смешанных лесах Вятскополянского района Ки-

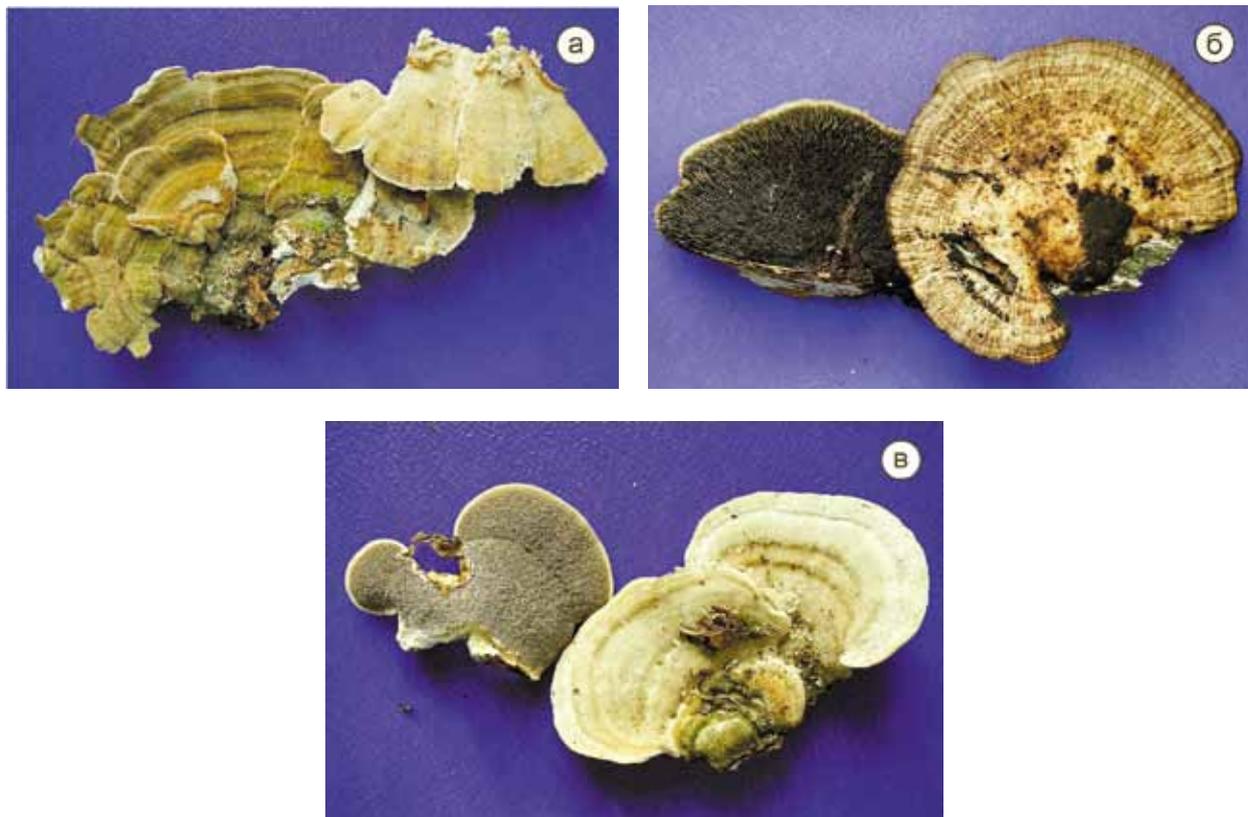


Рис. 1. Внешний вид плодовых тел некоторых траметоидных трутовиков:
а) *Trametes versicolor*; б) *Daedaleopsis confragosa* в) *T. hirsuta*



Рис. 3. Морфология мицелиальной культуры *Trametes versicolor* при глубинном культивировании:
а) пятишпичные пеллеты с тяжами поискового мицелия; б) тяжи поискового мицелия, $\times 100$.

Г. Ф. ЗАРИПОВА, А. А. ШИРОКИХ, И. Г. ШИРОКИХ
 “БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ МЕСТНЫХ ИЗОЛЯТОВ
 ТРАМЕТОИДНЫХ ТРУТОВИКОВ И НЕКОТОРЫЕ
 АСПЕКТЫ ИХ КУЛЬТИВИРОВАНИЯ” (С. 94)

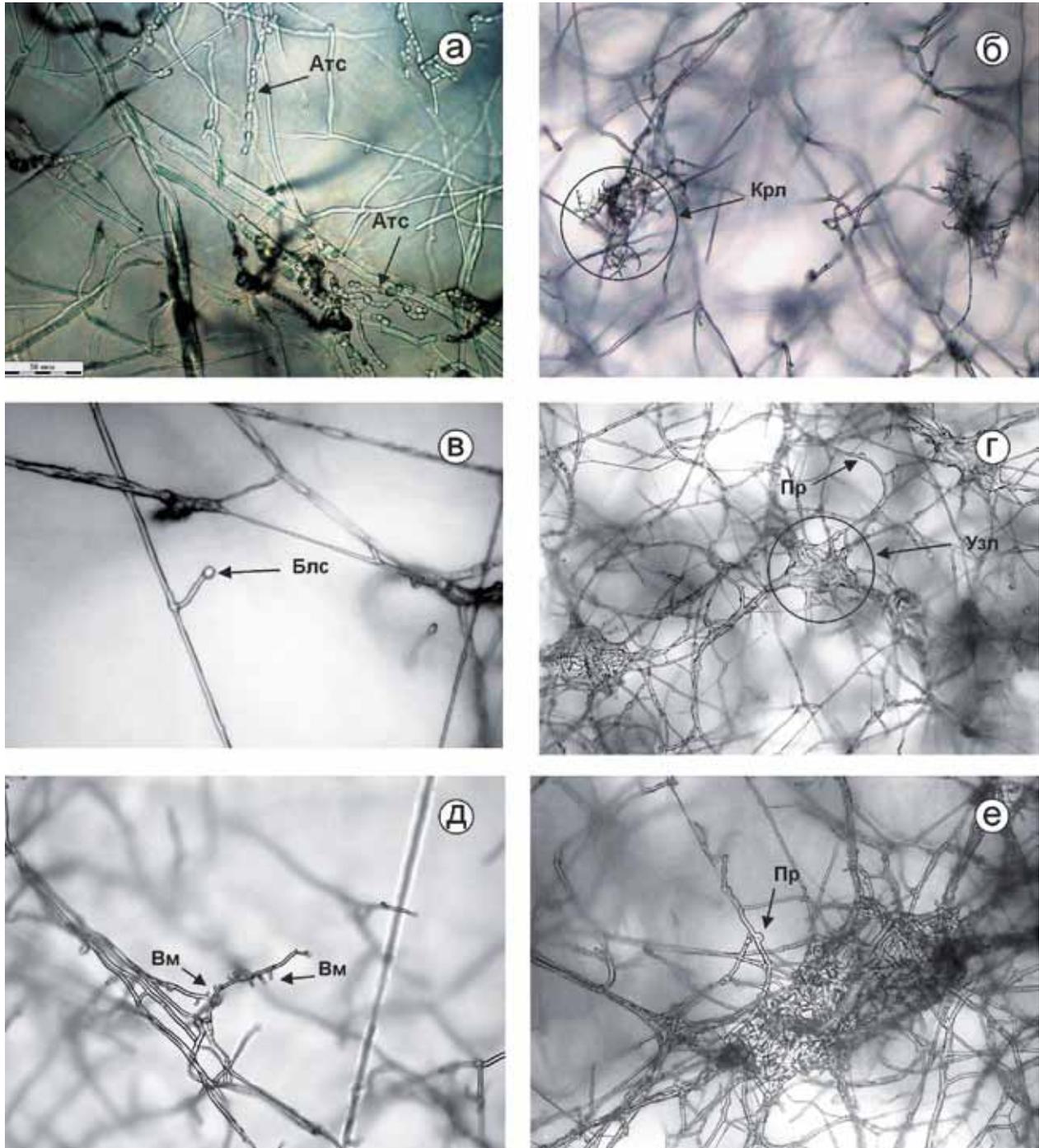


Рис. 2. Микроморфологические структуры на мицелии траметоидных трутовиков:
 а) артроспоры (Атс) на мицелии *Cerrena unicolor*, ×400; б) кораловидные выросты (Крл)
 на мицелии *Trametes versicolor*, ×200; в) бластоспора (Блс) на мицелии *T. versicolor*, ×400;
 г) анастомозы мицелия в виде узелков (Узл) *T. versicolor*, ×200; д) боковые выросты мицелия (Вм)
T. versicolor, ×400; е) пряжки на мицелии (Пр) *T. versicolor*, ×400.

Таблица 1

Специфические микроморфологические изменения мицелия в культурах траметоидных трутовиков при твердофазном культивировании

Культуры грибов	Появление микроморфологических структур мицелия, сут						
	пряжки	септы	тяжи мицелия	коралловидные ветвления	анастамозы	артро-споры	бласто-споры
<i>T. versicolor</i> К-1-12	3	3	3	5	5	нет	3-7 (много)
<i>T. versicolor</i> ВП-1-12	3	3	3	нет	3-7 (в виде узелков)	нет	5
<i>T. hirsuta</i> ВП-12-12	3	3	3	нет	3-7 (в виде узелков)	нет	3
<i>T. ochracea</i> ВП-9-12	3	3	3	7	3-7 (в виде узелков)	нет	3
<i>T. suaveolens</i> 1-13	7	7	7	нет	нет	9	нет
<i>C. unicolor</i> К-1-13	7	7	11	нет	нет	7 (много)	нет
<i>D. confragosa</i> 1-13	7	7	7	нет	7 (в виде узелков)	нет	7

ровской области и пригородных лесах окрестностей города Кирова за период 2012–2015 гг. было собрано 18 образцов. Все грибы были найдены на стволах лиственных деревьев: берёзы, осины, ольхи. В лаборатории биотехнологии растений и микроорганизмов ФГБНУ «НИИСХ Северо-Востока» из собранных образцов были получены мицелиальные культуры рода *Trametes* – *T. versicolor* (8 изолятов), *T. ochracea* (2 изолята), *T. hirsuta* (3 изолята) и по одному изоляту *T. pubescens* ВП-1-15, *T. gibbosa* ВП-1-15, *T. suaveolens* 1-13 и траметоидных трутовиков *Daedaleopsis confragosa* 1-13 и *Cerrena unicolor* К-1-13 (рис. 1, см. цветную вкладку). В качестве образца сравнения в исследованиях был включен штамм *T. versicolor* 2263, полученный из коллекции БИН им. В. Л. Комарова и отличающийся по своему эколого-географическому происхождению: данный штамм был изолирован из плодового тела гриба, собранного в Алтайском крае.

При работе с чистыми мицелиальными культурами часто возникает необходимость подтвердить идентификацию или вновь установить таксономическую принадлежность макромицетов. Успех решения таких задач обусловлен наличием микроморфологических отличий или иных специфических признаков (запах, цвет, скорость роста, структура колонии, способность к образованию телеморфы и др.) у таксономически различных культур. В литературе уже отмечалось наличие специфических микроморфологических признаков у разных видов макромицетов. К их числу относят способность образовывать телеморфу в условиях лабораторного культивирования, особенности анаморфных структур, инкруста-

цию гиф кристаллами, наличие и количество ядер в клетках мицелия, наличие спор, особенности гифальной структуры на всех стадиях роста, от прорастания споры до формирования полноценной мицелиальной культуры [3, 16, 17].

В процессе прямого микроскопического наблюдения у всех исследуемых штаммов были выявлены такие морфологические структуры, как септы, пряжки, мицелиальные тяжи, и все культуры спорадически, иногда очень обильно, накапливали внутри клеток воду, образуя довольно внушительные утолщения гиф. В первые сутки роста вокруг укола образовывалась фронтальная зона – «зона нарастания», состоящая из погружённых и полупогружённых в агар многоядерных и лишённых септации гиф. Ранний мицелий, образующийся за фронтальной зоной, характеризовался нерегулярными септами, выраженным ветвлением, но при этом отсутствием пряжек и анастамозов. У некоторых штаммов гифы воздушного мицелия могли распадаться на артроспоры. Появление определённых микроморфологических структур в мицелиальных культурах трутовиков существенно зависело от скорости роста конкретного штамма гриба (табл. 1).

На более поздних (от трёх суток и более) этапах роста практически все культуры формировали пряжки, септы и тяжи мицелия, но для некоторых видов образуемые структуры были достаточно уникальными в пределах изучаемой группы (рис. 2, см. цветную вкладку). Например, культура *C. unicolor* К-1-13 обильно формировала артроспоры, чего не наблюдалось у других видов исследованных

трутовиков, за исключением *T. suaveolens* 1-13 в небольшом количестве (рис. 2 а, см. цветную вкладку). Культура *T. versicolor* К-1-12, изолированная в окрестностях г. Кирова, образовывала кораллоподобные ветвления гиф, чего не наблюдалось в процессе роста штамма *T. versicolor* ВП-1-12 (г. Вятские Поляны) (рис. 2б). У последнего штамма blastospory образовывались также несколько позже, чем у *T. versicolor* К-1-12 (г. Киров), что говорит о существовании некоторых штаммовых различий в пределах вида (рис. 2 в, см. цветную вкладку). У ряда видов траметоидных трутовиков анастомозные образования зачастую были представлены в виде очень плотных срастаний с расходящимися в разные стороны нитями гиф, мы назвали такие образования «узелками» (рис. 2 г, см. цветную вкладку). При этом в мицелии грибов *T. suaveolens* 1-13 и *S. unicolor* К-1-13 образование анастомозов не обнаружено, возможно, из-за более медленной, в сравнении с другими исследованными культурами, радиальной скорости этих видов.

Наряду с микроморфологическими, у отдельных видов грибов были отмечены характерные только для них культуральные признаки. Так, культура *T. suaveolens* 1-13 имела специфический, довольно приятный запах (аниса), его мицелий на чашке со временем приобретал желтоватый оттенок. Мицелий гриба *D. confragosa* 1-13 имел чрезвычайно плотный покров, который со временем приобретал коричневую окраску. Вид *S. unicolor* К-1-13 на начальной стадии роста выбрасывал высокие воздушные тяжи мицелия, не наблюдавшиеся в культурах других видов грибов. Выявленные различия в культуральных и микроморфологических свойствах исследованных видов и штаммов позволяют утверждать, что у траметоидных трутовиков существуют выраженные особенности, которые позволяют идентифицировать их в лабораторных условиях по скорости роста, окраске, плотности мицелиального покрова и другим специфическим признакам.

Глубинное культивирование является одним из оптимальных способов выращивания мицелия грибов в лаборатории [3, 15, 17]. В условиях глубинной культуры у траметоидных трутовиков возникает иной морфотип, чем при росте на твёрдых средах. Культуры образуют обильно опушённые округлые или продолговатые структуры, подобные пеллетам. Причём плотная часть такой пеллеты приходится на её центр, а по направлению к пе-

риферии её структура становится более рыхлой. В первые трое суток роста пеллеты, образуемые *T. versicolor*, выглядят как округлые образования размером от 1 до 5 мм. По мере дальнейшего роста культуры и истощения питательных веществ на поверхности пеллет образуются тяжи поискового мицелия, который разрастается во все стороны в поисках свежего питательного субстрата (рис. 3, см. цветную вкладку). Образование пеллет в условиях глубинного культивирования характерно для грибов с дифференцированным мицелием, а именно димитической и тримитической гифальными системами [18], какими и являются траметоидные трутовики.

К числу наиболее существенных факторов, оказывающих влияние на скорость роста глубинной культуры, выход биомассы и накопление биологически активных веществ, относится состав питательной среды. Поэтому следующей задачей наших исследований явился подбор оптимальной питательной среды для лабораторного культивирования траметоидных трутовиков с учётом возможных видовых и штаммовых различий в их трофических потребностях.

В результате сравнения продуктивности семи штаммов, представляющих пять различных видов траметоидных грибов, на трех питательных средах с различными источниками углерода и азота было установлено, что продуктивность штаммов на неохмелённом пивном сусле ($0,485 \pm 0,013$ г) в среднем выше, чем при культивировании на ГК ($0,338 \pm 0,013$ г) и СМС ($0,254 \pm 0,013$ г). Только для вида *T. hirsuta* ВП-12-12, в отличие от других изученных культур, наибольший выход биомассы наблюдался на глюкозо-картофельной среде (табл. 2).

Для всех штаммов количество продуцируемой биомассы было достоверно ($P \geq 0,95$) выше при увеличении времени культивирования от 10 ($0,309 \pm 0,04$ г) до 14 ($0,410 \pm 0,011$ г) суток.

По общей продуктивности исследованные штаммы были поделены на три группы:

высокопродуктивные – *T. versicolor* К-1-12, *T. versicolor* 2263 (различия между *T. ochracea* ВП-9-12 и *T. versicolor* 2263 недостоверны);

среднепродуктивные – *T. versicolor* ВП-1-12, *T. ochracea* ВП-9-12;

низкопродуктивные – *T. hirsuta* ВП-12-12, *T. suaveolens* 1-13, *D. confragosa* 1-13.

Наиболее продуктивным среди изученных оказался штамм *T. versicolor* 2263 с выходом биомассы 0,7672 г (на пивном сусле за 14

Таблица 2

Накопление биомассы мицелия культурами траметоидных трутовиков

Культуры грибов	Биомасса при различной продолжительности культивирования на средах, г					
	НС		ГК		СМС	
	10 сут	14 сут	10 сут	14 сут	10 сут	14 сут
<i>T. versicolor</i> ВП-1-12	0,35	0,55	0,26	0,38	0,25	0,32
<i>T. versicolor</i> К-1-12	0,39	0,58	0,34	0,44	0,24	0,34
<i>T. versicolor</i> 2263	0,41	0,77	0,39	0,50	0,23	0,35
<i>T. hirsute</i> ВП-12-12	0,24	0,32	0,34	0,37	0,18	0,24
<i>T. suaveolens</i> 1-13	0,26	0,40	0,30	0,32	0,17	0,23
<i>T. ochracea</i> ВП-9-12	0,27	0,44	0,23	0,28	0,15	0,20
<i>D. confragosa</i> 1-13	0,28	0,47	0,21	0,25	0,14	0,20
НСР ₀₉₅ (среда) 0, 013						
НСР ₀₉₅ (штамм) 0, 020						
НСР ₀₉₅ (время) 0, 010						

Таблица 3

Зоны ингибирования роста бактерий мицелием грибов рода *Trametes*

Культуры грибов	Тест-культуры бактерий, мм				
	<i>E. coli</i> K17	<i>E. rhapsontici</i> ДА1-1	<i>P. fluorescens</i> 540	<i>P. putida</i> 1608	<i>A. mysorens</i> 7
<i>T. suaveolens</i> 1-13	13,7±6,0	25,3±0,6	0	31,0±6,9	12,0±4,0
<i>T. hirsuta</i> ВП-12-12	27,7±2,5	22,7±9,3	0	22,3±12,4	21,0±5,6
<i>T. versicolor</i> К-1-12	24,7±8,4	20,7±8,4	0	24,7±10,1	15,7±9,3
<i>T. versicolor</i> ВП-1-12	28,0±3,5	28,3±9,3	0	23,3±5,5	12,0±3,6

Таблица 4

Зоны ингибирования роста тест-бактерий этилацетатной фракцией водных экстрактов мицелия грибов рода *Trametes*

Культуры грибов	Тест-культуры бактерий, мм				
	<i>E. coli</i> K17	<i>E. rhapsontici</i> ДАГ1-1	<i>P. fluorescens</i> 540	<i>P. putida</i> 1608	<i>A. mysorens</i> 7
<i>T. suaveolens</i> 1-13	27,0±2,0	18,7±1,2	27,0±1,7	24,7±0,6	0
<i>T. hirsuta</i> ВП-12-12	27,7±1,2	18,0±1,0	25,0±3,0	22,7±1,5	0
<i>T. versicolor</i> К-1-12	28,0±3,6	19,3±1,2	25,7±1,2	26,7±2,5	0
<i>T. versicolor</i> ВП-1-12	27,0±2,6	21,0±2,6	25,0±1,0	26,3±2,1	0

Таблица 5

Биомасса эндополисахаридов, продуцируемых различными видами траметоидных трутовиков

Культуры грибов	Масса эндополисахаридов, г
<i>T. versicolor</i> К-1-12	0,2243 ± 0,03
<i>T. suaveolens</i> 1-13	0,0881 ± 0,02
<i>T. hirsuta</i> ВП-12-12	0,4783 ± 0,03
<i>T. ochracea</i> ВП-9-12	0,2798 ± 0,03

суток). Наименее продуктивным, при тех же условиях, являлся штамм *T. suaveolens* 1-13 с выходом биомассы 0,3946 г (т.е. практически вдвое меньше).

В результате обработки полученных данных методом трёхфакторного (факторы: А – штамм, В – среда, С – время культивирования) дисперсионного анализа установлено, что наибольшее влияние на накопление биомассы траметоидными грибами в мицелиальной культуре оказал фактор среды В ($F=75,63$ при $P \geq 0,99$), тогда как фактор времени С определял величину накопления биомассы, хотя и достоверно, но в меньшей степени, чем среда ($F=42,94$ при $P \geq 0,99$). В этих условиях влияние самого штамма (фактор А) на выход биомассы было значительно слабее ($F=18,28$ при $P \geq 0,99$).

В ходе определения антибактериальной активности траметоидных трутовиков было установлено, что в целом исследуемые грибы оказывали на грамотрицательные бактерии более сильное воздействие, чем на грамположительный вид *A. mysorens* 7, однако в отношении *P. putida* 1608 среди исследованных культур не оказалось антагонистически активных штаммов (табл. 3).

Тестирование на антимикробную активность культуральной жидкости, полученной после глубинного выращивания мицелия, показало, что она не обладает антимикробной активностью. Следовательно, изученные штаммы траметоидных трутовиков не синтезируют водорастворимых экзометаболитов с антибактериальной активностью, а ингибирующий эффект в отношении бактерий, наблюдаемый при непосредственном контакте грибного мицелия с бактериями, обусловлен иными причинами.

В литературе имеются сведения об использовании хитин-глюканового комплекса макромицетов для лечения ряда заболеваний бактериальной и вирусной природы [19]. Руководствуясь данными, что антимикробные вещества могут являться компонентами клеточной стенки грибов, мы исследовали действие на рост тест-бактерий этилацетатной фракции водных экстрактов мицелия местных штаммов траметесов.

Водные экстракты мицелия, в отличие от культуральной жидкости этих же штаммов трутовых грибов, проявили выраженную антибактериальную активность в отношении грамотрицательных тест-бактерий, тогда как в отношении грамположительной бактерии *A. mysorens* 7 такая активность не отмечена (табл. 4).

Таким образом, исследованные грибы рода *Trametes* не продуцируют в культуральную жидкость антибактериальные метаболиты. Ве-

щества, проявляющие ингибирующий эффект в отношении грамотрицательных бактерий, связаны с клеточной стенкой мицелия грибов и могут быть экстрагированы из неё горячей водой. Такими соединениями являются полисахариды клеточной стенки [20]. В связи с этим следующим этапом работы явилась оценка продуктивности разных видов рода *Trametes* в отношении полисахаридов клеточной стенки.

Исследования показали, что наиболее продуктивным видом оказался *T. hirsuta* ВП-12-12, наименее продуктивным – *T. suaveolens* 1-13, а *T. versicolor* К-1-12 и *T. ochracea* ВП-9-12 были сопоставимы по количеству эндополисахаридов в составе их клеточных стенок (табл. 5).

Заключение

В результате выполненных исследований впервые для Кировской области сформирована рабочая коллекция мицелиальных культур местных представителей траметоидных трутовиков, включающая 18 штаммов.

Изучение культуральных свойств и микроморфологических особенностей мицелиальных культур при поверхностном культивировании позволило выявить в пределах данной коллекции межвидовые и межштаммовые различия и определить критерии для проведения таксономической идентификации отдельных видов траметоидных грибов даже в мицелиальной культуре.

Траметоидные трутовики, являясь ксилотрофными грибами, в мицелиальной культуре всё же обладают не только видовыми, но и штаммовыми различиями в своих трофических потребностях, что подтверждается разным уровнем накопления биомассы при выращивании в глубинной культуре на различных по составу средах.

Местные изоляты траметоидных трутовиков могут проявлять антибактериальную активность, обусловленную, очевидно, полисахаридным комплексом клеточной стенки. Установлены существенные различия в количественном содержании эндополисахаридов у различных видов рода *Trametes*.

Полученные результаты расширяют имеющиеся ранее представления о биологии траметоидных грибов, произрастающих в подзоне южной тайги Европейского Северо-Востока, и будут использованы в дальнейших исследованиях, направленных на реализацию биоресурсного потенциала лесных экосистем этого региона.

Литература

1. Бабицкая В.Г. Грибные пищевые добавки // Микробиология и биотехнология XXI: 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. Ильина Г.В. Эколого-географический потенциал природных изолятов ксилотрофных базидиомицетов: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук, Пенза. 2011. 48 с.
4. Ли Юй, Тулигуэл, Бао Хайни, Широких А.А., Широких И.Г., Егшина Т.Л., Кириллов Д.В. Лекарственные грибы в традиционной китайской медицине и современных биотехнологиях / Под ред. В.А. Сысуева. Киров. О-Краткое. 2009. 320 с.
5. Теплякова Т.В., Косонова Т.А. Высшие грибы Западной Сибири – перспективные объекты для биотехнологии лекарственных препаратов. Новосибирск. 2014. 298 с.
7. Zmitrovich I.V., Ezhov O.N., Wasser S.P. A Survey of Species of Genus *Trametes* Fr. (Higher Basidiomycetes) with Estimation of Their Medicinal Source Potential // *International Journal of Medicinal Mushrooms*. 2012. V. 14 (3). P. 307–319.
8. Змитрович И.В. Феноменология мицелия. Электронный ресурс: http://mycol-algol.ru/event_00001/Zmitrovich_event00001.pdf.
9. Jian Cui, Yusuf Chisti Polysaccharopeptides of *Coriolus versicolor*: physiological activity, uses, and production // *Biotechnology Advances*. 2003. V. 21 (2). P. 109–122.
10. Yang M., Wang X., Guan S., Xia J., Sun J., Guo H., Guo D.A. Analysis of Triterpenoids in *Ganoderma lucidum* Using Liquid Chromatography Coupled with Electrospray Ionization Mass Spectrometry // *J. Am. Soc. Mass Spectrom.* 2007. V. 18. P. 927–939.
11. Переведенцева Л.Г. Лекарственные грибы Пермского края. Пермь. 2011. 146 с.
12. Ставищенко И.В., Веселовская А.В. Афиллофоронидные грибы заповедника «Нургуш» (Кировская область) // *Микология и фитопатология*. 2011. Т. 45. Вып. 3. С. 260 – 270.
13. Коткова В.М. Изучение афиллофоровых грибов в лесах заповедника «Нургуш» / Научные исследования как основа охраны природных комплексов заповедников: Сб. материалов Всероссийской научно-практической конференции, посвящённой 20-летию Государственного природного заповедника «Нургуш» (г. Киров, 10–11 сентября 2014 г.). Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2014. Вып. 2. С. 70–73.
14. Геоботаническое районирование Нечерноземья европейской части РСФСР. Л.: БИН АН СССР. 1989. 63 с.
15. Зарипова Г.Ф. Изоляция траметоидных трутовиков рода *Trametes* в мицелиальную культуру из базидиоспор // Молодёжь и наука на Севере: Материалы докладов II Всероссийской (XVII) молодёжной научной конференции (с элементами научной школы). Т. 1. Сыктывкар, 2013. С. 44–45.
16. Krishna Bolla, B.V. Gopinath, Syed Zeenat Shaheen, M.A. Singara Charya. Optimization of carbon and nitrogen sources of submerged cultur process for the production of mycelial biomass and exopolysaccharides by *Trametes versicolor* // *International Journal for Biotechnology and Molecular Biology Research*. 2010. V. 1 (2). P. 15–21.
17. Дьяков М.Ю., Камзолкина О.В., Штаер О.В., Бисько Н.А., Поединок Н.Л., Михайлова О.Б., Тихонова О.В., Толстихина Т.Е., Васильева Б.Ф., Ефременкова О.В. Морфологические признаки природных штаммов некоторых видов базидиомицетов и биологический анализ антимикробной активности в условиях глубинного культивирования // *Микология и фитопатология*. 2010. Т. 44. Вып. 3. С. 225–239.
18. Бухало А.С., Вассер С.П., Михайлова О.Б. Микроморфологическая характеристика съедобных и лекарственных макромицетов в чистой культуре // Биологические свойства лекарственных макромицетов в культуре: Сборник научных трудов в двух томах. Т. 1. / Под ред. С.П. Вассера. Киев: Альтерпрес, 2011. С. 105–134.
19. Ильина Г.В., Ильин Д.Ю. Ксилотрофные базидиомицеты в чистой культуре. Пенза: РИО ПГСХА, 2013. 222 с.
20. Феофилова Е.П. Хитин грибов: распространение, биосинтез, физико-химические свойства и перспективы использования. М.: Наука, 2002. 365 с.
21. Мурадов П.З., Гахраманова Ф.Х., Гасанова В.Я., Караюсифова А.К., Алиев Ф.Е., Рзаев А.А. Базидиальные грибы как продуценты веществ, обладающих фармакологическими и радиопротекторными свойствами // *Успехи медицинской микологии: Материалы VI Всерос. конгр. М.: Нац. Академ. Микол.* 2014. Т. XII. С. 326–328.

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004