



2017

*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4301

№ 1

**ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ**

**МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ**

**МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ**

АГРОЭКОЛОГИЯ

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**СОЦИАЛЬНАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**ХРОНИКА
СОБЫТИЙ
И МЕРОПРИЯТИЙ**



ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



Теоретическая и прикладная ЭКОЛОГИЯ

№ 1, 2017
<http://envjournal.ru>

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), в библиографические базы Scopus, Google Scholar и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ).

Учредитель журнала ООО Издательский дом «Камертон»

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор, зав. кафедрой химии Вятского государственного 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 промышленности

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

Зам. главного редактора Б.И. Кочуров, д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН

Ответственный секретарь С.Г. Скугорева, к.б.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН

Журнал издаётся при поддержке ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет». По вопросам публикации статей обращаться: 610000, г. Киров, ул. Московская, 36. Тел. (8332) 37-02-77. E-mail: envjournal2017@gmail.com

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

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>

Подготовлен к печати в издательстве ООО «О-Краткое» 610000, г. Киров, Динамовский проезд, 4, оф. 101. Тел. (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru
Оригинал-макет – Татьяна Коршунова, фото на обложке – Александр Широких, перевод – Ирина Кондакова, Григорий Кантор, выпускающий редактор – Мария Зелаева
Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов © Оформление. Издательство «О-Краткое»

Подписано в печать 10.04.2017. Тираж 1150 экз. Заказ № 202.

Отпечатано в ООО «Кировская цифровая типография» 610017, г. Киров, ул. Молодой Гвардии, 57 а

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

- В.А. Алексеев** д.т.н., профессор Ижевского государственного университета
- А.М. Асхабов** д.г.-м.н., академик РАН, Председатель Президиума Коми НЦ УрО РАН
- С.И. Барановский** д.т.н., профессор, 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., профессор, 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 университета
- Г.М. Зенова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- В.Г. Ильницкий** д.э.н., директор ОАО «Научно-исследовательский проектно-испытательский институт «Кировпроект»
- Г.Я. Кантор** к.т.н., научный сотрудник Института биологии Коми НЦ УрО РАН
- Е.Ю. Колбовский** д.г.н., профессор, в.н.с. Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- Э.И. Коломиец** д.б.н., член-корреспондент НАН Беларуси, директор Института микробиологии НАН Беларуси
- Л.В. Кондакова** д.б.н., профессор, зав. кафедрой экологии Вятского государственного университета
- А.В. Кучин** д.х.н., член-корреспондент РАН, профессор, директор института химии Коми НЦ УрО РАН
- В.Н. Лаженцев** д.г.н., член-корреспондент РАН, профессор, советник РАН
- В.З. Латыпова** д.х.н., член-корреспондент Академии наук Республики Татарстан, профессор Казанского федерального университета
- Ли Юй** профессор, директор Института микологии Цзилинского аграрного университета, иностранный член РАН (КНР)
- С.Г. Литвинец** к.с.-х.н., и.о. проректора по науке и инновациям ВятГУ
- В.А. Малинников** д.т.н., профессор, проректор Московского государственного университета геодезии и картографии
- Н.В. Мищенко** д.б.н., доцент Владимирского государственного университета имени Александра Григорьевича и Николая Григорьевича Столетовых
- А.А. Москалёв** д.б.н., член-корреспондент РАН, зав. лаб. молекулярной радиобиологии и геронтологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН
- С.В. Пестов** к.б.н., доцент Вятского государственного университета
- О.Ю. Растегаев** д.х.н., заместитель директора Государственного научно-исследовательского института промышленной экологии
- С.А. Рубцова** д.х.н., старший научный сотрудник, зам. директора Института химии Коми НЦ УрО РАН
- 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 РАН, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
- В.И. Холстов** д.х.н., директор Департамента реализации конвенционных обязательств Министерства промышленности и торговли РФ
- Т.А. Трифонова** д.б.н., профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
- М.Х. Хусейн** д.б.н., профессор Университета Ассиут (Египет)
- В.Т. Юнгблюд** д.и.н., профессор Вятского государственного университета



*Theoretical
and applied*
ECOLOGY
№ 1, 2017

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 into Ulrich's Periodicals Directory, bibliographic databases Scopus, Google Scholar and Russian Science Citation Index (RSCI).

The founder of the magazine Publishing house «Kamerton»

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

Editor-in-Chief T.Ya. Ashikhmina,

Doctor in Technical Sciences, Professor, Vyatka State University, Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS

Vice-Editor-in-Chief V.V. Gutenev,

Doctor in Technical Sciences, Professor, First Deputy Chairman of the State Duma Committee on Industry

Vice-Editor-in-Chief S.V. Degteva,

Doctor in Biology, Director of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS

Vice-Editor-in-Chief I.G. Shirokikh,

Doctor in Biology, Rudnitskiy Zonal Research Institute of Agriculture of the North-East

Vice-Editor-in-Chief B.I. Kochurov,

Doctor in Geography, Professor, the leading researcher of the Institute of Geography RAS

Executive Secretary S.G. Skugoreva,

PhD in Biology, researcher of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS

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

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

Address: 36 Moskovskaya st., Kirov, 610000
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: 39 Gilyarovskiy st., Moscow, Russia, 129110.
Tel: (495) 281-91-37, 281-97-63, Fax: (495) 281-37-98
E-mail address: info@periodicals.ru
<http://www.periodicals.ru>

Prepared for publication by the publishing house of «O-Kratkoe» of. 101, 4 Dymamoskiy proezd, Kirov, 610000
Tel. +7 (8332) 32-28-39. E-mail: okrat@okrat.ru.

Designer – Tatiana Korshunova. Cover photo – Aleksandr Shirokikh.
Translation – Irina Kondakova, Grigoriy Kantor.
Managing editor – Maria Zelaeva
Director of the publishing house «O-Kratkoe» Evgeniy Drogov
© Publishing house «O-Kratkoe»

Printed in «Kirov digital printing house»
57 a Molodoy Gvardii St., Kirov, 610017

THE EDITORIAL BOARD:

- V.A. Alexeyev** Doctor in Technical Sciences, Professor of Udmurt State University
- A.M. Askhabov** Doctor in Geology and Mineralogy, Academician of RAS, Chairperson of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
- S.I. Baranovskiy** Doctor in Technical Sciences, Professor, 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 Bashkir State University
- G.P. Dudin** Doctor in Biology, Professor of Vyatka State Agricultural Academy
- G.A. Yevdokimova** Doctor in Biology, Professor, Vice-Director of Research Institute of the North Industrial Ecology, Kola SC of RAS
- I.A. Zhuykova** PhD in Geography, Associate Professor of Vyatka State University
- G.M. Zenova** Doctor in Biology, Professor of Lomonosov Moscow State University
- V.G. Ilitskiy** Doctor in Economics, Director of Ltd Research Project Institute «Kirovproect»
- G.Ya. Kantor** PhD in Technical Sciences, researcher of the Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
- E.Yu. Kolbovskiy** Doctor in Geography, the leading researcher, Professor of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Kolomiyets** Doctor in Biology, corresponding member of the National Academy of Sciences of Belarus, Director of Institute of Microbiology, National Academy of Sciences of Belarus
- L.V. Kondakova** Doctor in Biology, Professor of Vyatka State University
- A.V. Kuchin** Doctor in Chemistry, corresponding member of RAS, Professor, Director of the Institute of Chemistry of the Komi Science Centre of the Ural Division of RAS
- V.N. Lazhentsev** Doctor in Geography, Professor, RAS Advisor
- V.Z. Latypova** Doctor in Agriculture, corresponding member of Tatarstan Academy of Sciences, Professor of Kazan Federal University
- Li Yu** Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University, Foreign Associate of RAS (China)
- S.G. Litvinets** acting Vice-Rector for Science and Innovation of Vyatka State University
- V.A. Malinnikov** Doctor in Technical Sciences, Professor, Vice-Rector of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- A.A. Moskalev** Doctor in Biology, corresponding member of RAS, Chief of the Laboratory of Molecule Radiobiology and Gerontology of Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
- S.V. Pestov** PhD in Biology, Associate Professor of Vyatka State University
- O.Yu. Rastegayev** Doctor in Chemistry, Vice-Director of State Research Institute of Industrial Ecology
- S.A. Rubtsova** Doctor in Chemistry, senior researcher, Vice-Director of the Institute of Chemistry the Komi Science Centre of the Ural Division RAS
- V.P. Savinykh** Doctor in Technical Sciences, corresponding member of RAS, Professor, President of Moscow State University of Geodesy and Cartography, Pilot-Cosmonaut, twice Hero of the Soviet Union
- F. Skapini** Doctor in Biology, Professor of Florence University (Italy)
- V.A. Sysuev** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Director of Rudnitskiy Zonal Research Institute of Agriculture of the North-East
- T.A. Trifonova** Doctor in Biology, Professor of Lomonosov Moscow State University
- V.I. Kholstov** Doctor in Chemistry, Professor, Director of the Conventional Obligations Implementation Department of the Industry and Trade Ministry of the Russian Federation
- M.Kh. Husseyn** Doctor in Biology, Professor of University of Assiut University (Egypt)
- V.T. Yungblyud** Doctor in History, Professor of Vyatka State University

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

- В. С. Артамонова, С. Б. Бортникова* Почвоподобные образования техногенных ландшафтов: история изучения, терминология, современные аспекты (обзор) 4
- Е. А. Горностаева, С. Л. Фукс* Влияние фторсодержащих соединений на живые организмы (обзор) 14

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

- Т. В. Хуришайнен, Н. Н. Скрипова, А. В. Кушин* Сравнительная оценка экстракционного оборудования для эффективного выделения экстрактивных веществ хвойной древесной зелени 25
- А. И. Фокина, Л. И. Домрачева, Ю. Н. Зыкова, С. Г. Скугорева, Е. И. Лялина Л. В. Трефилова* Совершенствование тетразольно-топографического метода биотестирования с использованием цианобактерий 31
- Е. А. Домнина, А. С. Тимонов, Г. Я. Кантор, А. П. Кислицына, В. П. Савиных* Опыт составления детальной карты растительности пойменного луга 42
- И. В. Мискевич* Гидрологические аспекты сброса сточных вод в прибрежной зоне морей западного сектора Российской Арктики 50

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

- А. С. Олькова, Н. М. Зимонина, Е. И. Лялина, В. Р. Бобрецова* Диагностика локального загрязнения урбанозёмов в районах автозаправочных станций 56
- Л. В. Кондакова, Т. Я. Ашихмина, О. С. Пирогова* Фототрофные микроорганизмы городских парков 63

АГРОЭКОЛОГИЯ

- М. А. Догадина* Экологическая оценка влияния нетрадиционных удобрений на свойства тёмно-серых лесных почв 69

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

- Е. В. Юркина, С. В. Пестов* Видовое разнообразие членистоногих галообразователей урбанизированной среды г. Сыктывкара 77
- Е. В. Товстик, И. Г. Широких, Л. И. Домрачева* Оценка совместного действия цианобактерии *Fischerella muscicola* и стрептомицетов на растения в модельном опыте 83

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

- Х. Б. Юнусов* Экологические аспекты влияния различной степени очистки воды на организм крыс линии Wistar 89

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ

- И. И. Зиганшин, Д. В. Иванов* Рекреационная ёмкость как показатель эколого-туристского потенциала особо охраняемых озёр Республики Татарстан 95

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS OF ECOLOGY

- V. S. Artamonova, S. B. Bortnikova* Soil-like formation in technogenic landscapes: history of study, terminology, modern aspects (review) 4
- E. A. Gornostaeva, S. L. Fuks* The effect of fluorinated compounds on living organisms (review) 14

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS

- T. V. Hurskainen, N. N. Skripova, A. V. Kutchin* Comparative assessment of extraction equipment for efficient isolation of extractives of coniferous wood greenery 25
- A. I. Fokina, L. I. Domracheva, Yu. N. Zykova, S. G. Skugoreva, E. I. Lyalina, L. V. Trefilova* Improving tetrazol-topographic method of biotesting using cyanobacteria 31
- E. A. Domnina, A. S. Timonov, G. Ya. Kantor, A. P. Kislitsyna, V. P. Savinykh* Experience of detailed mapping of floodplain meadow vegetation 42
- I. V. Miskevich* Hydrological aspects of discharge of waste waters in the coastal zone of the seas in the west sector of the Russian Arctic 50

MONITORING OF ANTHROPO- GENICALLY DISTURBED AREAS

- A. S. Olkova, N. M. Zimonina, E. I. Lyalina, V. R. Bobretsova* Diagnostics of local pollution of urbanozem in the areas of petrol stations 56
- L. V. Kondakova, T. Ya. Ashikhmina, O. S. Pirogova* Phototrophic microorganisms of urban parks 63

AGROECOLOGY

- M. A. Dogadina* Environmental evaluation of the effect of non-traditional fertilizers on the properties of dark gray forest soils 69

POPULATION ECOLOGY

- E. V. Yurkina, S. V. Pestov* Biodiversity of gall-forming arthropods in the urban environment of the city of Syktyvkar 77
- E. V. Tovstik, I. G. Shirokikh, L. I. Domracheva* Effect of cyanobacteria *Fischerella muscicola* and streptomycetes on plants in the model experiment 83

ECOTOXICOLOGY

- Kh. B. Yunusov* Ecological effects of different water purification on the organism of Wistar rats 89

SOCIAL ECOLOGY

- I. I. Ziganshin, D. V. Ivanov* Recreation capacity as an indicator of environmental and tourist potential of protected lakes of the Republic of Tatarstan 95

Почвоподобные образования техногенных ландшафтов: история изучения, терминология, современные аспекты (обзор)

© 2017. В. С. Артамонова¹, д. б. н., в. н. с.,

С. Б. Бортникова², д. б. н., зав. лабораторией,

¹ Институт почвоведения и агрохимии СО РАН,
630090, Россия, г. Новосибирск, пр. Академика Лаврентьева, 8/2,

² Институт нефтегазовой геологии им. А. А. Трофимука СО РАН,
630090, Россия, г. Новосибирск, пр. Академика Коптюга, 3,
e-mail: artamonova@issa.nsc.ru, bortnikovasb@ipgg.sbras.ru

Интенсивная добыча полезных ископаемых и их промышленная переработка неизбежно сопровождаются изъятием из оборота сельскохозяйственных и лесных угодий. Отчуждение земель в Сибири происходит с потерей наиболее плодородных почв. В пределах исторически сформированного почвенного покрова появляются техногенные ландшафты, большая часть которых обязана насыпным отвалам вскрышных и вмещающих пород. Их поверхность со временем выветривается, выщелачивается, заселяется биотой. Из таких минеральных субстратов образуются почвоподобные тела. Они характеризуются высокой вариабельностью содержания мелкозёма, биогенности и гумусонакопления, послойной дифференциацией минеральной толщи. Современные признаки почвоподобия выявляются в посттехногенный период естественного преобразования отвалов в разных природных зонах. Ограничивающим фактором развития почвоподобных тел как живых объектов является геохимическое наследие глубинных пород. В представленном обзоре прослежены основные этапы изучения почвоподобных образований и развития понятийно-терминологического аппарата.

Отмечено, что фундаментальные и прикладные исследования почвоподобных тел техногенных ландшафтов зарождались в научных центрах Украины и России (на Урале, в Сибири, на Дальнем Востоке) в прошлом веке. Поиск решений восстановления экологических и хозяйственных почвенных функций в условиях техногенеза отразился на формировании широкого набора терминов. Принимая во внимание это обстоятельство, целесообразно помнить их исходное предназначение и корректно использовать в комплексном мониторинге современного почвообразования. Безусловно, нарастающий объём знаний о новообразованных почвах на техногенных минеральных субстратах закрепляется в словах и их значениях, вследствие чего лексических приобретений в языке почвенной науки следует ожидать и дальше. Компьютерные технологии неизбежно привнесут в почвоведение новый словарный запас, сформируют новый языковой стиль – стиль эпохи информационного развития. Авторы статьи полагают, что сегодня в фундаментальном и прикладном почвоведении важно придерживаться терминов (слов или словосочетаний), которые присущи современной научной лексике и несут логическую информацию о почвообразовании в техногенных ландшафтах.

Ключевые слова: техногенные ландшафты, геохимический состав, глубинные породы, почвоподобные образования, биогенность.

Soil-like formation in technogenic landscapes: history of study, terminology, modern aspects (review)

V. S. Artamonova¹, S. B. Bortnikova²,

¹ Institute of Soil Science and Agrochemistry Siberian Branch Russian Academy of Science,
8/2 Lavrentiev Prospect, Novosibirsk, Russia, 630090,

² Trofimuk Institute of Petroleum Geology and Geophysics SB RAS,

³ Koptug Prospect, Novosibirsk, Russia, 630090,
e-mail: artamonova@issa.nsc.ru, bortnikovasb@ipgg.sbras.ru

Intensive mining and industrial processing are inevitably accompanied by withdrawal of agricultural and forest land from the turnover. Alienation of land under mining in Siberia is accompanied by loss of the most fertile soils. Within historically formed soil areas technogenic landscapes appear, most of them result from piles of waste rocks. Their surface is weathered, leached, and gets populated with biota over time. Soil-like bodies are formed of these mineral substrates. They are characterized by a high variability of the content of fine earth, nutrients and humus accumulation, stratified differentiation of mineral strata. In post technogenic period modern signs of soil-like formation are detected during natural transformation of waste rock in different natural zones. The limiting factor in the development of soil-like bodies as living

objects is geochemical peculiarities of rocks. In this review we traced the main stages of studying soil-like formations on mineral substrates and the development of conceptual and terminological apparatus. It was noted that basic and applied research of soil-like bodies of technogenic landscapes had been born in research centers of Ukraine and Russia (the Urals, Siberia, Far East) in the last century. Looking for solutions to environmental and economic restoration of soil functions in conditions of technogenesis lead to formation of a wide range of terms. Taking into account this circumstance, it is appropriate to remember their original purpose, and to correctly use them in modern integrated monitoring of soil formation. Of course, the growing amount of knowledge about soil formation in technogenic mineral substrates is attached to words and their meanings, as a result new terms of soil science should be expected to continue appearing. Computer technology will inevitably bring a new vocabulary in soil science, and form a new language style – the style of the era of informational development. The authors believe that today in basic and applied soil science it is vital to adhere to the terms (words or phrases) which are inherent in the modern scientific vocabulary and contain logical information on soil formation in technogenic mineral substrates.

Keywords: technogenic landscapes, geochemical composition, rocks, soil-like formation, biogenesis.

Эволюционно сформировавшиеся (зрелые, полнопрофильные) почвы – один из важнейших ресурсов жизнеобеспечения людей на нашей планете. Такие почвы выполняют две основные функции: экологическую и биогеохимическую, точнее, группы функций [1]. По мнению Г. В. Добровольского и Е. Д. Никитина [2], экологические функции – это совокупность биогеоценотических и глобальных. По мнению В. И. Кирюшина [3], к экологическим функциям относятся те, что обеспечивают жизнеобитание организмов и связаны с регулированием влаго-, газо- и теплообмена в биосфере и поддержанием биоразнообразия. Однако в условиях техногенеза почва, как живое тело, испытывает чрезвычайные нагрузки, которые обуславливают потерю экологических и производственных функций, её гибель. Сокращение почвенных запасов – это утрата национального достояния нашей страны.

Тенденция разрушения исторически сложившегося почвенного покрова при разведке и добыче подземных ресурсов наблюдается во всём мире, и наша страна – не исключение. В России проблема восстановления нарушенных земель наиболее актуальна для индустриально развитых регионов, где масштабная деградация почв сопровождается неизбежным погребением плодородного ресурса под техногенными отходами.

Локальное разрушение генетически связанных горизонтов почв и обнажение материнской породы встречается часто. Литогенные породы обнаруживаются на дневной поверхности при строительстве крупных объектов, захоронении химических отходов, испытаниях военной техники и т. д. В связи с деградацией почв и появлением на минеральных обнажениях современных почвенных образований с ослабленной способностью к самоочищению состояние почвенного покрова мониторится в зонах воздействия объектов хранения

и уничтожения химического оружия [4], зонах ракетно-космической деятельности [5]. Комплексный экологический мониторинг предусматривает оценку степени физической, химической и биологической деградации почв.

На полигонах техногенных отходов, которые образуются при добыче минерально-сырьевых ресурсов: нефти, газа, угля, металлов и других полезных ископаемых, проблема истощения запасов зрелых почв также сопровождается загрязнением природной среды. Но экология почвообразования в таком случае приобретает несколько иной аспект, поскольку во вскрышных породах могут присутствовать химические элементы в токсическом количестве, опасном для всего живого. Становится насущным проведение химического анализа, прогнозирования поведения токсичных элементов и поступления их из почвоподобных тел в растения, другие живые организмы. Возникает необходимость в подборе устойчивых к экотоксикантам почвенных микроорганизмов и растений, предлагаемых для биологической рекультивации. Разработка технологий ускоренного почвообразования на подстилающих породах (в том числе почвообразующих) инновационных экологических проектов по устранению фитотоксичности нарушенных земель – это современные задачи теоретической и прикладной экологии. Их решению способствует выход данного журнала, который своевременно и всесторонне актуализирует проблему почвообразования в техногенных ландшафтах, освещает результаты интеграции учёных академической и высшей школы в области биогеохимии почв [6–8], рекультивации нарушенных территорий [9], представляет новые фундаментальные идеи и подходы для улучшения качества жизнеобитаемых сред. Отдавая дань традиционным рубрикам журнала, мы в своей статье сконцентрировали внимание на истории изучения почвоподоб-

ных образований техногенных ландшафтов, проблемах идентификации, терминологии и эколого-генетической классификации новообразованных почв, используя при этом труд многолетних изысканий почвоведов и рекультиваторов разных научных школ страны.

Почвоподобные тела – это образования, которые имеют почвенные признаки, в том числе биогенные. К ним следует отнести присутствие мелкозёма (элементарных почвенных частиц размером менее 1 мм), его формирование из элювия-делювия с участием микроорганизмов и корневых выделений растений, накопление элементов – биофилов, осуществление почвообразующими микроорганизмами минерализации собственных экзометаболитов и мёртвых отцветивших клеток, опадая ксерофильных травянистых первооселенцев, образование гумусоподобных соединений и запаса тонкодисперсных фракций. Мерой почвоподобия, сходства со зрелыми почвами, может быть соотношение форм хранения питательных веществ (в органо-минеральном комплексе почвоподобных образований и в биомассе корней), выраженность послойной дифференциации минеральной толщи и др.

Пристальное внимание учёных к почвоподобным образованиям техногенного генезиса не случайное. К настоящему времени в Уральском регионе доля ландшафтов, сформированных отвалами углесодержащих пород, достигло 50%, железной руды – 30% [10]. В Пермской области и Хабаровском крае им принадлежит 60 и 20% соответственно. В Кемеровской области техногенные ландшафты, образованные при добыче угля, приблизились к 90%. Добыча каменных и бурых углей привела к 1975 г. на территории Сибири и Дальнего Востока к изъятию из сельскохозяйственного и лесного фонда 83 тыс. га земель [11]. К началу текущего века потери плодородных почв только в Кузбасском регионе превысили 100 тыс. га. Часть из них оказалась погребённой под насыпными отвалами, включающими глубокозалегающие породы земной коры, общая масса которых превысила миллиарды тонн [12]. В результате исчезли почвы, которые принадлежали к 11 типам, 33 подтипам, более 100 родам и более 1500 видам [13]. Прогноз неутешительный. К 2030 г. добыча угля возрастёт по сравнению с текущими объёмами более чем на треть [14].

Кроме Кузбасса в добычу подземных минеральных ресурсов вовлечены близлежащие территории: Салаир, Предсалаирье, Прииртышье. Они характеризуются присутствием вы-

сокопродуктивных и редких для нашей страны почв, относящихся к категории охраняемых, но которые постепенно деградируют либо вовлекаются в техногенез. Среди них растёт доля почв с нарушенным циклом естественного развития, доля поверхностных почвоподобных и непочвенных образований.

Не следует забывать, что минеральные массы вскрыши и горнорудных отходов нередко представляют собой техногенные месторождения [15], которые привлекательны для вторичного использования, а значит, остаются на неопределённый срок в исходном виде, порой небезопасном для окружающей среды. Смысл породы с террикоников или хребтовых отвалов обуславливает формирование вокруг них зон загрязнения с токсичными химическими свойствами почв. Площади зон загрязнения в 3–10 раз превышают площадь самого отвала [16]. Растительность на них погибает или видоизменяется. В загрязнении почв участвуют техногенная пыль, атмосферные осадки, снеготалые и подотвальные воды, которые транспортируют тяжёлые металлы, в том числе их подвижные формы [17–20].

Промышленные запасы полезных ископаемых расположены среди мезозойских, палеогеновых, олигоценых, неогеновых отложений, в которых геохимическое разнообразие довольно представительно. На дневной поверхности техногенных ландшафтов поведение присутствующих в них поливалентных металлов может быть иным, чем на глубине, вследствие изменения окислительно-восстановительных условий. Это не может не отразиться на скорости и характере формирования почвоподобных тел. Однако информации о влиянии геохимического наследия на процессы почвообразования практически нет. Недостаточно сведений о разнообразии и метаболической активности почвообразующих микроорганизмов, их адаптации, стратегии выживания.

Отмечается [21–23], что морфология и микробиология почвоподобных образований, формирующихся на техногенной поверхности отвалов вскрыши угленосных толщ Средней и Западной Сибири после 20 лет самозаращения, зависят от биологического возраста и состава слагающих пород. Почвоподобные тела характеризуются очаговым распределением по поверхности отвалов, низкой биогенностью, преобладанием олиготрофных процессов. Однако они, как и почвообразующие породы, не компенсируют потери экологических функций, присущих зрелым почвам. Длительное

нахождение техногенного элювия вскрышных пород в зачаточном состоянии [24] и контакт минеральной основы с опадом травянистых первопоселенцев обеспечивают многолетнее хранение питательных веществ исключительно в органоминеральном комплексе техногенной поверхности.

Визуальная идентификация почвоподобных образований и дифференциация их профиля сложна, субъективна и дискуссионна. Возникают определённые трудности в принадлежности их к тому или иному типу, поскольку критерии, по которым исследователи судят о почвоподобии в «поле», условны.

В литературе, касающейся изучения техногенных ландшафтов разной эколого-географической приуроченности, названий почвоподобных образований немало: «техногенные почвы», «молодые почвы», «потенциальные почвы», «литозёмы», «эмбриозёмы», «технозёмы», «техногенные поверхностные образования», «предпочвы-криптосоли» и т. д. Одни из них были предложены в начале развития рекультивации, другие – позднее, заимствованы из почвенной классификации и картографической систематики. Некоторые термины и понятия не имеют прямого отношения к генетическому почвоведению, но вошли в науку и «прижились». Они были введены ещё в прошлом веке для привлечения внимания к перспективному, но слабо разработанному направлению восстановления былых хозяйственных и экологических почвенных функций на нарушенных землях. Следует признать, что в почвоведении нет строгого кодекса названий почвоподобных образований, содержащего положения, предусматривающие присвоение конкретных наименований, как, например в ботанике или в микробиологии. По этой причине нет единства в названии таких тел, отчего определить в правильном выборе терминов и понятий бывает сложно. Авторы большинства публикаций не аргументируют предпочтение того или иного термина, не акцентируют внимание на сути его содержания. Вместе с тем понятийно-терминологический аппарат занимает одно из важнейших мест в любой науке, в том числе почвоведении [25], поскольку понятия, фиксированные в терминах, выступают как инструмент научного исследования. В научной практике «термином» называется точное обозначение строго определённого понятия [26].

В сложившейся ситуации мы сочли целесообразным обратиться к первоисточникам, в которых представлены определения терми-

нов, востребованных в настоящее время для характеристики первичного почвообразования в техногенных ландшафтах, чтобы отчасти снять остроту терминологических вопросов. Нами предпринята попытка изложения исходного смысла терминов, их предназначения, а также выявления современных тенденций внедрения новых понятий в научной лексике по почвоведению. Уточнение смыслового значения терминов, по нашему мнению, важно для корректного их использования в комплексном экологическом мониторинге вновь образуемых почв, для формулирования идеи, разработки единого подхода к анализу и интерпретации результатов.

История вопроса о почвоподобных объектах чрезвычайно интересна, поскольку в их изучении участвовали ведущие специалисты разных дисциплин. Итак, в 1922 г. А. Е. Ферман предложил именовать «техногенезом» совокупность геохимических и минералогических процессов, вызванных технической деятельностью человека [27]. Определение понятий «природно-техногенные ландшафты» и «природно-техногенные комплексы» представлено лишь в 1985 г. Л. В. Моториной [28]. Однако первое описание почвообразовательного процесса изложил проф. В. Р. Вильямс [29, 30], но не для техногенных образований, а для рыхляка горных пород. Он ввёл термин «первичный почвообразовательный процесс», начинающийся с нуля-момента на абсолютно абиотической до этого момента породе. Точкой отсчёта рождения почвы им выбран факт заселения породы растениями, которые являются первоисточником органического вещества, биогенной аккумуляции элементов. Все эти положения востребованы в настоящее время при изучении техногенных ландшафтов.

В свою очередь, термин «неразвитые или слаборазвитые» почвы был использован Ф. Дюшофур [31] для почв, формирующихся в условиях очень холодного или пустынного климата, эрозионного омолаживания, привноса новых отложений (молодого элювия) либо заселения вулканических и осадочных пород. В настоящее время данные почвы входят в отдел литозёмов и отдел слаборазвитых почв [32].

В национальных почвенных классификациях и в перечне почв к Легенде почвенной карты мира, изложенных в прошлом веке, такие почвы рассматривались как «неразвитые и примитивные», диагностируемые в пределах аридных или холодных почвенно-биоклиматических фаций, и как «первичные» почвы литоморфной

фазы почвообразования на плотных породах под лишайниками и мхами [33].

Перечисленным почвам присуща замедленная эволюционная, практически постоянно примитивная, форма существования. Вскрышные породы техногенных ландшафтов, присутствующие на территориях разработки месторождений полезных ископаемых, по существу, лишены природного органического вещества, которое является основным фактором развития устойчивой экосистемы, стартовым условием её развития [34]. По этой причине формирующиеся почвы техногенных ландшафтов схожи с хронически примитивными почвами природных ландшафтов, особенно в пределах суровых гидротермических фаций. Но в Кузбассе, по мнению С. А. Таранова [33], изучавшего долгие годы процессы почвообразования на нарушенных землях, существование примитивных почв, окружённых лесной, лесостепной и степной растительностью, не типично. Минеральные субстраты техногенных ландшафтов Кузбасса способны поддерживать физико-химический комфорт формирующихся биоценозов [13]. Поэтому почвообразование в данном случае характеризуется повышенной скоростью, отчего С. А. Таранов отказался называть в Кузбассе почвообразовательный процесс примитивным и первичным. Святослав Александрович предложил заменить названия почв: «неразвитые», «примитивные», «мелкопрофильные», «первичные», «пионерные», «антропогенные», не отражающие генетическое содержание, на «молодые почвы техногенных ландшафтов», данный термин был включён в «Краткий толковый словарь по рекультивации земель» [35].

Расширение спектра терминов произошло также из-за названий, появившихся в других регионах. Так, Х. Швабе [36] выделил на 30–60-летних отвалах каменноугольных рудников ГДР «неразвитые щебенчатые почвы». К. Н. Крупский с соавторами [37] обозначил их как «примитивные», Ф. Йонаш [38] – «антропогенные», Г. И. Махонина [39] – «первичные». Попытка классификации развивающихся почв по степени зрелости была предпринята в 1948 г. Йенни, которую упоминает Г. И. Махонина в своей монографии [40]. Им было выделено 5 групп почв: 1) грубая, неразвитая почва; 2) молодая, слабо выветрившаяся почва; 3) незрелая, умеренно выветрившаяся почва; 4) полужрелая, уже значительно выветрившаяся почва; 5) зрелая, выветрившаяся почва. Примени-

тельно к техногенным ландшафтам это деление не нашло дальнейшего отражения.

Первая схема классификации техногенных почв, разработанная с учётом эколого-генетического подхода, принадлежит Л. В. Етеревской с коллегами, которые в 1984 г. предложили одновременно расшифровку ими же данного термина «техногенные почвы» [41]. В их трактовке почвенные тела, которые являются продуктом взаимодействия техники с природной средой, образованы в техногенных ландшафтах, где с помощью той же техники уничтожается почвенный профиль, а затем воссоздаётся другой, который не имеет почвенного профиля в генетическом докучаевском смысле. Почвы разделены по происхождению на два типа: 1) техногенные почвы с насыпным гумусированным слоем – «технозёмы» (с двух-, трёхчленным почвенным профилем) и 2) техногенные почвы, которые состоят из чистых горных пород или их смесей – «литозёмы» (с одночленным профилем). Следует признать, что оба термина также «прижились» в научной литературе. Правда, определение «технозёмов» не всегда совпадает у разных исследователей.

Л. В. Етеревская описывает технозёмы как псевдопочвы с насыпным гумусовым горизонтом [42]. Н. П. Солнцева с коллегами [43] рассматривает технозёмы как группу почв и почвоподобных тел, в которых отсутствуют генетические горизонты. В. И. Терентьев и П. А. Суханов [44] под технозёмами понимают искусственно созданные или самообразовавшиеся почвоподобные образования с созданным или развивающимся фрагментарным, или сплошным гумусовым горизонтом. Среди технозёмов выделяются как отдел «технолиты» – непочвенные грунты, которые представлены техногенными отходами промышленной переработки горных пород и руд [44]. Предполагается, что между технозёмами и технолитами существуют переходные формы.

Следует также вспомнить, что в 1986 г., В. М. Фридланд, выдающийся учёный-исследователь почв и кор выветривания, обозначил почвоподобные тела как «парапочвы» [45]. В монографии «Проблемы географии, генезиса и классификации почв» он подчёркивал, что такие образования должны быть в числе объектов классификации почв. В понятие «почва» включаются не только вполне развитые почвенные тела с отчётливо выраженным членением на тематические горизонты, но и слабо развитые, в которых горизонты или даже один горизонт выражены

слабо. Отсутствие генетических горизонтов в таких образованиях, по мнению Владимира Марковича, является результатом лишь кратковременности функционирования в качестве почв. В них идут процессы, характерные для почв, они обладают режимами, типичными для почв. Они занимают в пространстве место почвы – на границе атмосферы и литосферы, выполняют функции почвы: обеспечивают развитие растений, существование биогеоценозов. В сфере классификации почв они могут рассматриваться как почвы в разной степени изменённые человеком и даже полностью преобразованные или созданные им.

В дальнейшем, в 1990 г., известный почвовед И. А. Соколов включил все почвоподобные тела (парапочвы) в базовую субстативно-генетическую классификацию почв [46]. Более того, всю совокупность объектов классификации: собственно почвы (в определении В. В. Докучаева) и парапочвы, он назвал термином «экопочвы» (тела, выполняющие экологические и биосферные функции почв). Органо-минеральные экопочвы разделены им на две группы (ствола): 1) педолиты (развитые и примитивные) и 2) почвы (собственно почвы, или развитые почвы), а также примитивные почвы (эмбриозёмы). В первой группе И. А. Соколовым были выделены полупочвы, парапочвы, экопочвы, которые отличаются от собственно почв [25]. Непочвенные образования и полупочвы могут, по его мнению, объединяться термином «парапочвы» – тела, выполняющие биосферные функции почв, но в полном смысле слова почвами не являющиеся. А вся совокупность объектов, попадающих в сферу научных интересов почвоведения, может быть обозначена термином «экопочвы» – все природные и искусственные тела, образующие геодерму и выполняющие биосферные и эко-сферные функции почв.

Термины «эмбриозёмы» и «технозёмы», были заимствованы И. М. Гаджиевым и В. М. Курачёвым у предыдущих авторов для создания обобщённой субстативно-генетической классификации постлитогенных почв техногенных ландшафтов [47]. По версии сибирских учёных молодые почвы, образованные в результате самозарастания насыпных отвалов вскрышных и вмещающих пород угольных месторождений Кузбасса, относятся к классу эмбриозёмов биогенно неразвитых. Они подразделяются на типы в зависимости от типодиагностического горизонта. Профильная дифференциация минерального субстрата – обособление биогенного горизонта, представ-

ленного дерниной, появляется в эмбриозёмах дерновых. Наиболее молодыми почвами являются эмбриозёмы инициальные [48]. Под травянистой растительностью эволюция эмбриозёмов выражается в переходе эмбриозёмов инициальных в органо-аккумулятивные, а затем в дерновые, под древесной – эмбриозёмы инициальные эволюционируют в органо-аккумулятивные, затем – в грубогумусовые. Эмбриозёмы, более сложные по строению и более зрелые эволюционно, обладают максимальным набором экологических ниш и соответственно почвенно-экологических функций. Наличие в профиле эмбриозёмов, по меньшей мере трёх генетических горизонтов, обеспечивает развитие множества почвенно-экологических функций различных уровней, в том числе и тех, что контролируют внутриландшафтные и межландшафтные геохимические и биогеохимические связи [13].

Из вышеизложенного следует, что содержательная часть определений почвоподобных тел различается. Выбор понятий в действительности непросто. Он усугубился с использованием в фундаментальном почвоведении терминов из прикладного почвоведения.

Так, в начале текущего века почвоведы Почвенного института им. В. В. Докучаева под руководством акад. РАСХН Л. Л. Шишова разработали систематику «техногенных поверхностных образований» (ТПО) [44], ориентированную для картографических целей. ТПО не рассматриваются ими, как предмет генетической почвенной классификации, но в то же время проявление естественного почвообразования в них не отрицается. Систематика «техногенных поверхностных образований» (ТПО) обнаруживает черты сходства в некоторых терминах и их содержании с таковой технозёмов [46]. Например, в классификации технозёмов присутствуют отделы: абразёмы и тектозёмы, в систематике ТПО – группа натурфабрикатов, представленная абралитами и литостратами. Причём последняя терминология оказалась востребованной при изучении почв на угольных отвалах в Красноярском крае [23], вокруг солеотвалов и галитовых отходов в Пермском крае [50], хотя картографическая информация о ТПО не приводится. В перспективе, на наш взгляд, эти термины следует ожидать в типологических картах технобиогеома. Выделение типологических групп «технобиогеома» – исходных физико-географических объектов ландшафтно-геохимического прогноза, было предложено профессором М. А. Глазовской

[51]. Попытки составления типологических карт технобиогеом с включением молодых почв имеются и для Кузбасского региона [52]. Продолжение и углубление этих работ представляется нам успешным с использованием терминологии, заимствованной из систематики ТПО и привлечением ГИС-технологий. Почвоподобные тела и их предшественники – непочвенные поверхностные образования должны быть включены в базу данных биолого-почвенных ресурсов техногенных ландшафтов. Биолого-почвенные и геохимические показатели можно использовать в векторизации контуров почвоподобных образований с ранжированием степени их «зрелости» для получения растрового изображения карт современного экологического состояния почвенного покрова.

Таким образом, фундаментальные и прикладные исследования современных почвоподобных образований техногенных ландшафтов зарождались в прошлом веке в научных центрах Украины и России (на Урале, в Сибири, на Дальнем Востоке), где проблемы рекультивации нарушенных земель, особенно в Кузбассе, оказались чрезвычайно сложными и важными в региональном и государственном отношении. Многолетний поиск решений восстановления экологических и хозяйственных почвенных функций в техногенных ландшафтах неизбежно отразился на формировании широкого набора терминов. Целесообразно помнить их исходное предназначение и корректно использовать в современном экологическом мониторинге техногенно нарушенных территорий, при изучении экологии техногенного почвообразования. Безусловно, нарастающий объём знаний о почвообразовании на техногенных минеральных субстратах закрепляется в словах и их значениях, вследствие чего лексических приобретений в языке почвенной науки следует ожидать и дальше. Компьютерные технологии неизбежно привнесут новый словарный запас в почвоведение, сформируют новый языковой стиль – стиль эпохи информационного развития. Авторы статьи полагают, что сегодня в фундаментальном и прикладном почвоведении, в том числе картографии и рекультивации, важно придерживаться терминов (слов и словосочетаний), которые присущи научной почвенной лексике и которые несут логическую информацию. Это способствует должной ясности в классификации почвоподобных тел, объективности информации, накопленной и получаемой для техногенных ландшафтов разных регионов

страны. В каждом конкретном случае может складываться свой комплекс экологических условий, определяющих направленность почвообразовательных процессов, формирование самостоятельных генетических образований в профиле новообразованных почв, специфику биологии почвообразования. Полагаем, что представленный материал в журнале экологической ориентации способствует определённой систематизации и осмысливанию знаний о преобразовании литологической среды техногенных ландшафтов в почвоподобную, окажется полезным для специалистов разных дисциплин, посвятивших свои исследования жизни необитаемым средам.

Работа выполнена по проекту НИР ИПА СО РАН № VI.54.1.3 и по проекту НИР ИГГ СО РАН № IX.138.32.

Литература

1. Карпачевский Л.О. Экологическое почвоведение. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 184 с.
2. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2006. 364 с.
3. Кирюшин В.М. О методологии оценки и предотвращения деградации почв и агроландшафтов // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры её предупреждения. Тезисы и доклады Всерос. конф. Т. 1. М., 1998. С. 20–26.
4. Ашихмина Т.Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.
5. Касимов Н.С., Кондратьев А.Д., Королёва Т.В., Кречетов П.П., Неронов В.В., Попик М.В., Смоленков А.Д., Фадеев А.С., Черницова О.В., Шпигун Щ.А. Экологический мониторинг ракетно-космической деятельности. Принципы и методы. М.: Рестарт, 2011. 472 с.
6. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Широких И.Г., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю. Микробная детоксикация тяжёлых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 1. С. 4–10.
7. Скугорева С.Г., Адамович Т.А., Кантор Г.Я., Шуктомова И.И., Ашихмина Т.Я. Изучение состояния почв на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 37–46.
8. Широких И.Г., Ашихмина Т.Я. Повышение толерантности растений к алюминию на кислых почвах методами биотехнологии (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 2. С. 12–19.
9. Пукальчик М.А., Терехова В.А., Якименко О.С., Акулова М.И. Сравнение ремедиационных эффектов Биочара и Лигногумата на почвы при полиметаллическом загрязнении // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 2. С. 79–85.

10. Каздым А.А. К вопросу о систематике и классификации техногенных отложений [Электронный ресурс] <http://viperson.ru/articles/aleksey-kazdum-k-voprosu-o-sistematike-i-klassifikatsii-tehnogennyh-otlozheniy> (Дата обращения 26.01.2017).
11. Ковалёв Р.В., Гаджиев И.М., Панин П.С., Трофимов С.С. Земельные ресурсы Сибири и Дальнего Востока, их рациональное использование и охрана // О почвах Сибири (к XI-му Международному конгрессу почвоведов). Новосибирск: Наука, 1978. С. 5–14.
12. Потапов В.П., Мазикин В.П., Счастливцев Е.Л., Вашлаева Н.Ю. Геоэкология угледобывающих районов Кузбасса. Новосибирск: Наука, 2005. 651 с.
13. Гаджиев И.М., Курачёв В.М., Андроханов В.А. Стратегия и перспективы решения проблем рекультивации нарушенных земель. Новосибирск: ЦЭРИС, 2001. 37 с.
14. Мазикин В.П. Кузбасс рассчитывает на научную поддержку // Наука в Сибири. 2012. № 18. С. 3.
15. Экологический энциклопедический словарь. М.: Издат. дом «Ноосфера», 1999. 930 с.
16. Меньшиков Г.И. Антропогенно-техногенная трансформация экосистем при разработке коренных, россыпных и осадочных месторождений полезных ископаемых и в рекультивации // Антропогенная трансформация природной среды: Материалы междунар. конф. Пермь, 2010. Т. 3. С. 354–360.
17. Шафигулина Г.Т. Геоэкологические условия процессов техногенеза Учалинской геотехнической системы (Южный Урал): Автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук. Москва, 2008. 23 с.
18. Аминов П.Г. Биогеохимия тяжёлых металлов при горнопромышленном техногенезе (на примере Карабашской геотехнической системы, Южный Урал): Автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук. Новосибирск, 2010. 17 с.
19. Дроздова О.Ю. Поведение металлов и органического вещества в почвах и природных водах Северной Карелии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Томск, 2015. 27 с.
20. Артамонова В.С., Бортникова С.Б., Оплеухин А.В. Техногенное загрязнение почв подотвальными водами в районе угледобычи // Известия Коми НЦ УрО РАН. 2016. № 4 (28). С. 38–45.
21. Трофимов С.С., Наплёкова Н.Н., Кандррашин Е.Р., Фаткулин Ф.А., Стебаева С.К. Гумусообразование в техногенных экосистемах. Новосибирск: Наука, 1986. 165 с.
22. Артамонова В.С., Андроханов В.А., Соколов Д.А., Лютых И.В., Булгакова В.И., Бортникова С.Б., Водолев А.С. Эколого-физиологическое разнообразие микробных сообществ в техногенно нарушенных ландшафтах Кузбасса // Сибирский экологический журнал. 2011. Вып. 18. № 5. С. 735–746.
23. Гродницкая И.Д. Эколого-микробиологическая индикация и биоремедиация почв естественных и нарушенных лесных экосистем Сибири: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Красноярск, 2013. 35 с.
24. Чижигов П.Н. Карта почвообразующих пород Европейской части СССР. Пояснительный текст. М., 1968. 39 с.
25. Соколов И.А. Теоретические проблемы генетического почвоведения. Новосибирск: Гуманитарные технологии, 2004. 288 с.
26. Кондаков Н.И. Логический словарь-справочник. М.: Наука, 1976. 720 с.
27. Алексеев В.А. Геохимия ландшафта и окружающая среда. М.: Недра, 1997. 142 с.
28. Моторина Л.В. Ландшафтно-экологический подход к оптимизации природно-техногенных комплексов // Техногенные экосистемы. Новосибирск: Наука, Сиб. отделение, 1985. С. 12–23.
29. Вильямс В.Р. Общее земледелие с основами почвоведения. М.: Кооперативное изд-во студенчества Академии крупного социалистического сельского хозяйства «Агроном», 1931. 376 с.
30. Вильямс В.Р. Почвоведение. М.: Сельхозгиз, 1936. 648 с.
31. Дюшофур Ф. Основы почвоведения. Эволюция почв. М.: Прогресс, 1970. 592 с.
32. Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И., Красильников П.В., Дубровина И.А. Корреляция почвенных классификаций. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2005. 52 с.
33. Таранов С.А. Особенности почвообразования в техногенных ландшафтах Кузбасса (предварительные итоги опытов на лизиметрических моделях) // Восстановление техногенных ландшафтов Сибири (теория и технология). Новосибирск: Наука, 1977. С. 81–105.
34. Тейт Р.Л. Органическое вещество почвы: биологические и экологические аспекты. М.: Мир, 1991. 400 с.
35. Трофимов С.С., Моторина Л.И. Краткий толковый словарь по рекультивации земель. Новосибирск: Наука, 1980. 35 с.
36. Швабе Х. Образование гумуса в субстратах отвалов, используемых для целей лесного хозяйства // Разработка способов рекультивации ландшафта, нарушенного промышленной деятельностью. София, 1973. С. 230–237.
37. Крупский К.Н., Етеревская Л.В., Мамонтова Е.Г. О направлении почвообразования на рекультивируемых землях в степной зоне Украины // Разработка способов рекультивации ландшафта, нарушенного промышленной деятельностью. София, 1973. С. 383–389.
38. Йонаш Ф. Инфильтрационная способность серых миоценовых илов отвалов рудника А. Запотоцкого в области СЧБВ // Мелиорация. Збраслав, 1974. С. 15–25.
39. Махонина Г.И. Состав гумуса почв, образующихся на буроугольных отвалах при естественном зарастании // Проблемы рекультивации земель в СССР. Новосибирск: Наука, 1974. С. 205–209.
40. Махонина Г.И. Экологические аспекты почвообразования в техногенных экосистемах Урала. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2003. 356 с.
41. Етеревская Л.В., Донченко М.Т., Лехциер Л.В. Систематика и классификация техногенных почв // Растения и промышленная среда. Свердловск: Изд-во Урал. ун-та, 1984. С. 14–21.
42. Етеревская Л.В. Почвообразование и рекультивация земель в техногенных ландшафтах Украины: дисс. уч. ст. докт. с.-х. наук. Харьков, 1989. 92 с.

43. Солнцева Н.П., Герасимова М.И., Рубилина Н.Е. Морфогенетический анализ техногенно преобразованных почв // Почвоведение, 1990. № 8. С. 124–129.

44. Терентьев В.И., Суханов П.А. Классификация деградированных почв и непочвенных образований // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры её предупреждения. Тезисы и доклады Всерос. конф. Т. 1. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 1998. С. 16–18.

45. Фридланд В.М. Проблемы географии, генезиса и классификации почв. М.: Наука, 1986. 244 с.

46. Соколов И.А. Базовая субстативно-генетическая классификация почв, основные принципы и опыт их реализации // Проблемы почвоведения в Сибири. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1990. С. 4–13.

47. Гаджиев И.М., Курачев В.М. Генетические и экологические аспекты исследования и классификация почв техногенных ландшафтов // Экология и рекультивация техногенных ландшафтов. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1992. С. 6–15.

48. Курачев В.М., Кандрашин Е.Р., Рагим-заде Ф.К. Сингенетичность растительности и почв техногенных ландшафтов: экологические аспекты, классификация // Сибирский экологический журнал. 1994. № 3. С. 205–213.

49. Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

50. Ерёмченко О.З., Четина О.А., Кусакина М.Г., Шестаков И.Е. Техногенные поверхностные образования зоны солеотвалов и адаптация к ним растений. Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2013. 148 с.

51. Глазовская М.А. Технобиогеомы – исходные физико-географические объекты ландшафтно-геохимического прогноза // Вестник МГУ. Серия V – География. 1972. № 6. С. 23–35.

52. Рагим-заде Ф.К., Трофимов С.С. Экологические и социально-экономические критерии районирования рекультивационных работ в Сибири // Восстановление техногенных ландшафтов Сибири (теория и технология). Новосибирск: Наука, 1977. С. 3–13.

References

1. Karpachevskiy L.O. Ecological soil studies. M.: Izd-vo Mosk. un-ta, 1993. 184 p. (in Russian).

2. Dobrovoleskiy G.V., Nikitin E.D. Ecology of soils. M.: Izd-vo Mosk. un-ta Nauka, 2006. 364 p. (in Russian).

3. Kiryushin V.M. About methodology of assessment and prevention of soil degradation and agricultural landscapes // Anthropogenic degradation of the soil and its prevention measures: Tezisy i doklady Vserossiys. konf. T. 1. M.: Pochvennyy in-t im. V.V. Dokuchaeva RASHN, 1998. P. 16–18 (in Russian).

4. Ashikhmina T.Ya. A complex environmental monitoring of storage facilities of chemical weapons storage and destruction. Kirov: Vyatka, 2002. 544 p. (in Russian).

5. Kasimov N.S., Kondratiev A.D., Koroleva T.V., Krechetov P.P., Neronov V.V., Popik M.V., Smolenkov A.D.,

Fadeev A.S., Chernitsova O.V., Shpigun Sh.A. Environmental monitoring of the missile and space activities. Principles and methods. M.: Reestrart, 2011. 472 p. (in Russian).

6. Fokina A.I., Domracheva L.I., Shirokhih I.G., Kondakova L.V., Ogorodnikova S.Yu. Microbial detoxification of heavy metals (review) // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2008. № 1. P. 4–10. (in Russian).

7. Skugoreva S.G., Adamovich T.A., Cantor G.Y., Shuktomova I.I., Ashikhmina T.Ya. Study of soil condition in the territory close to Kirovo-Chepetsk Chemical Plant // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2009. № 2. P. 37–46 (in Russian).

8. Shirokhih I.G., Ashikhmina T.Ya. Increasing plant tolerance to aluminum in acidic soils through biotechnology (review) // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2016. № 2. P. 12–19 (in Russian).

9. Pukalchik M.A., Terekhova V.A., Yakimenko O.S., Akulova M.I. Comparison of remediation effects of Biochar and Lignohumate on the soil at the polymetallic pollution // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2016. № 2. P. 79–85 (in Russian).

10. Kazdym A.A. On the issue of man-made deposits of taxonomy and classification [electronic resource] <http://vipersion.ru/articles/aleksey-kazdym-k-voprosu-j-sistema-tike-i-klassifikatsii-technogennyh-otlozheniy> (Date of the application 26.01.2017) (in Russian).

11. Kovalev R.V., Gadzhiev I.M., Panin P.S., Trofimov S.S. Land resources of Siberia and the Far East, their rational use and protection // On soils of Siberia (to the XI-th International Congress of Soil Science). Novosibirsk: Nauka, 1978. P. 5–14 (in Russian).

12. Potapov V.P., Masikin V.P., Schastlivtsev E.L., Vashlaeva N.Yu. Geoecology of Kuzbass coal-mining areas. Novosibirsk: Nauka, 2005. 651 p. (in Russian).

13. Gadzhiev I.M., Kurachev V.M., Androkhyan V.A. Strategy and prospects for resolving the problems of land reclamation. Novosibirsk: TSERIS, 2001. 37 p. (in Russian).

14. Mazikin V.P. Kuzbass relies on scientific support // Nauka v Sibiri. 2012. № 18. P. 3. (in Russian).

15. Ecological Encyclopedic Dictionary. M.: Izdat. Dom «Noosfera», 1999. 930 p. (in Russian).

16. Menshikov G.I. Anthropogenic-technogenic transformation of ecosystems in the development of indigenous, alluvial and sedimentary deposits of minerals and reclamation // Anthropogenic transformation of the natural environment: Materialy mezhdunar. konf. Perm. Gos. un-t Perme, 2010. T. 3. P. 354–360 (in Russian).

17. Shafigullina G.T. Geoecological conditions of technogenic processes of Uchalinskaya geotechnic system (South Ural): Avtoref. dis. ... kand. geol.-miner. nauk. Moskva, 2008. 23 p. (in Russian).

18. Aminov P.G. Biogeochemistry of heavy metals in mining industry (by the example of Karabash geotechnical system, South Ural): Avtoref. dis. ... kand. geol.-miner. nauk. Novosibirsk, 2010. 17 p. (in Russian).

19. Drozdova O.Yu. The behavior of metals and organic matter in soils and natural waters of the North Karelia: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Tomsk, 2015. 27 p. (in Russian).

20. Artamonova V.S., Bortnikova S.B., Opleuchin A.V. Technogenic pollution of soils by drainage waters in the region of coal mining // *Izvestiya Komi NTS UrO RAN*. 2016. № 4 (28). P. 38–45. (in Russian).
21. Trofimov S.S., Naplekova N.N., Kandrashin E.R., Fatkulina F.A., Stebaeva S.K. Humus formation in man-made ecosystems. Novosibirsk: Nauka, 1986. 165 p. (in Russian).
22. Artamonova V.S., Androkhonov V.A., Sokolov D.A. Ecological and physiological diversity of microbial communities in anthropogenic disturbed landscapes of Kuzbass // *Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal*. 2011. V. 18. № 5. P. 735–746 (in Russian).
23. Grodnitskaya I.D. Ecological and microbiological indication and soil bioremediation of natural and disturbed forest ecosystems of Siberia: Aytoref. dis. ... dokt. biol. nauk. Krasnoyarsk, 2013. 35 p. (in Russian).
24. Chizhikov P.N. Map of soil-forming rocks of the European part of the USSR. The explanatory text. M., 1968. 39 p. (in Russian).
25. Sokolov I.A. Theoretical problems of genetic soil science. Novosibirsk: Gumanitarnye tekhnologii, 2004. 288 p. (in Russian).
26. Kondakov N.I. Logical dictionary-handbook. M.: Nauka, 1976. 720 p. (in Russian).
27. Alekseenko V.A. Landscape geochemistry and environment. M.: Nedra, 1997. 142 p. (in Russian).
28. Motorina L.V. Motorina L.V. Landscape-ecological approach to optimization of natural and man-made systems // *Technogenic ecosystems*. Novosibirsk: Nauka. Sib. otd-nie, 1985. P. 12–23 (in Russian).
29. Vilyams V.R. General agriculture with the basics of soil science. M.: Kooperativnoe izd-vo studenchestva Akademii krupnogo sotsialisticheskogo khozyaystva «Agronom», 1931. 376 p. (in Russian).
30. Vilyams V.R. Soil science. M.: Gos. izd-vo kolkhoznoy i sovkhoznoy literatury «Selekhozgiz», 1936. 648 p. (in Russian).
31. Dyushofur F. The basics of soil science. Evolution of soil. M.: Progress, 1970. 592 p. (in Russian).
32. Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I., Krasilnikov P.V., Dubrovina I.A. Correlation of soil classification. Petrozavodsk: Kareleskiy nauchnyy tsentr RAN, 2005. 52 p.
33. Taranov S.A. Features of soil formation in man-made landscapes of the Kuznetsk Basin (preliminary results of experiments on lysimetric models) // *Restoration of man-made landscapes of Siberia (theory and technology)*. Novosibirsk: Nauka. Sib. otd-nie, 1977. P. 81–105 (in Russian).
34. Teit R.L. Soil organic matter: biological and ecological aspects. M.: Mir, 1991. 400 p. (in Russian).
35. Trofimov S.S., Motorina L.V. Concise Dictionary of land reclamation. Novosibirsk: Nauka, 1980. 35 p. (in Russian).
36. Shvabe H. Humus formation in substrates dumps used for forestry purposes // *Development of methods for reclamation of the landscape, infringement of industrial activity*. Sofiya, 1973. P. 230–237 (in Russian).
37. Krupskii K.N., Eterevskaia L.V., Mamontova E.G. On the direction of soil formation on recultivated lands in the steppe zone of Ukraine // *Development of methods for reclamation of the landscape, infringement of industrial activity*. Sofiya, 1973. P. 383–389 (in Russian).
38. Ionash F. Infiltration capacity of gray Miocene silt of mine dumps named after A. Zapotocky in SCHBB // *Melioration*. Zbraslav, 1974. P. 15–25 (in Russian).
39. Mahonina G.I. The composition of soil humus formed in brown coal dumps with natural overgrowing // *Problems of land reclamation in the USSR*. Novosibirsk: Nauka, 1974. P. 205–209 (in Russian).
40. Mahonina G.I. Environmental aspects of soil formation in man-made ecosystems of the Urals. Ekaterinburg: Izd-vo Ural. un-ta, 2003. 356 p. (in Russian).
41. Eterevskaia L.V., Donchenko M.T., Lezhier L.V. Systematics and classification of anthropogenic soils // *Plants and industrial environment*. Sverdlovsk: Izd-vo Ural. un-ta, 1984. P. 14–21 (in Russian).
42. Eterevskaia L.V. Soil formation and land reclamation in the man-made landscapes of Ukraine: diss. uch. st. dokt. s.-h. nauk. Kharekov, 1989. 92 p. (in Russian).
43. Solnzeva N.P., Gerasimova M.I., Rubilina N.E. Morphogenetic analysis of technogenic transformed soil // *Pochvovedenie*. 1990. № 8. P. 124–129 (in Russian).
44. Terentiev V.I., Suhanov P.A. Classification of degraded soils and non-soil formations // *Anthropogenic degradation of the soil and its prevention measures: Tezisy i doklady Vserossiys. konf. T. 1*. M.: Pochvennyy in-t im. V.V. Dokuchaeva RASHN, 1998. P. 16–18 (in Russian).
45. Fridland V.M. Problems of geography, genesis, and classification of soils. M.: Nauka, 1986. 244 p. (in Russian).
46. Sokolov I.A. Basic substantivno-genetic classification of soils, basic principles and the experience of their implementation // *Problems of soil science in Siberia*. Novosibirsk: Nauka, Sib. otd-nie, 1990. P. 4–13 (in Russian).
47. Gadzhiev I.M., Kurachev V.M. Genetic and environmental aspects of the study and classification of soils of technogenic landscapes // *Environmental remediation and technogenic landscapes*. Novosibirsk: Nauka, Sib. otd-nie, 1992. P. 6–15 (in Russian).
48. Kurachev V.M., Kandrashin E.R., Ragim-zade F.K. Syngenetic vegetation and soils of technogenic landscapes: ecological aspects, classification // *Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal*. 1994. № 3. P. 205–213 (in Russian).
49. Shishov L.L., Tonkonogov V.D., Lebedeva I.I., Gerasimova M.I. Classification and diagnosis of Russian soil. Smolensk: Oykumena, 2004. 342 p. (in Russian).
50. Eremchenko O.S., Chetkina O.A., Kusakina M.G., Shestakov I.E. Technogenic superficial formations of salt dumps areas and adaptation of plant to them. Perm. Gos. Nats. issled. un-t. Perme, 2013. 148 p. (in Russian).
51. Glazovskaya M.A. Tehnobiogeomy as the basic physical and geographical features of landscape-geochemical prediction // *Vestnik MGU. Seriya V – geografiya*. 1972. № 6. P. 23–35 (in Russian).
52. Ragim-zade F.K., Trofimov S.S. Ecological and socio-economic criteria for zoning remediation in Siberia // *Restoration of man-made landscapes of Siberia (theory and technology)*. Novosibirsk: Nauka, Sib. otd-nie, 1977. P. 3–13 (in Russian).

УДК 502.1:502.55

Влияние фторсодержащих соединений на живые организмы (обзор)

© 2017. Е. А. Горностаева, к. б. н., старший преподаватель,
С. Л. Фукс, к. т. н., доцент,
Вятский государственный университет,
610000, г. Киров, ул. Московская, 36,
e-mail: g_lentochka@mail.ru

Ухудшение экологической ситуации из-за многостороннего загрязнения биосферы соединениями фтора требует обстоятельного исследования и оценки всех источников поступления фторсодержащих поллютантов в окружающую природную среду. Техногенное воздействие является существенным фактором, влияющим на устойчивость почв и грунтов. Вблизи крупных промышленных предприятий нередко формируются аномальные области загрязнения почв, отличающиеся изменённой структурой и составом комплексов микроорганизмов по сравнению с незагрязнёнными почвами. В условиях фторидного загрязнения наблюдается нарушение жизнедеятельности растений. Фторсодержащие соединения проявляют острую токсичность по отношению к животным и человеку.

Ключевые слова: фторсодержащие соединения, почвенные микроорганизмы, животные, растения.

The effect of fluorinated compounds on living organisms (review)

E. A. Gornostaeva, S. L. Fuks,
Vyatka State University,
36 Moscovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: g_lentochka@mail.ru

The environmental degradation caused by diverse pollution of the biosphere with fluorine compounds requires a thorough study and assessment of all sources of fluoride pollutants in natural environment. The issue of fluorine compounds pollution of the areas directly adjacent to the enterprises which are the sources of pollution is especially urgent. Anthropogenic impact is a significant factor affecting the soil stability. One of the criteria of fluoride contamination of soil is the exceeding level of gross and soluble forms of fluorine compounds, as compared to the background area. The toxicity of high concentrations of fluorinated compounds has a negative impact on the main indicators of soil fertility. High level of pollution affects transformation of organic matter, it can cause degradation of humic substances. In the process of substrate oxidation highly toxic free radicals are formed, their appearance leads to damage processes of cells of the organisms. So, in the vicinity of polluting enterprises abnormal regions are formed, which are characterized with changes in structure and composition of microorganisms complexes as compared to unpolluted soils. Raise in the level of fluoride in soil leads to a significant decrease in the number of microorganisms, it suppresses their growth, and reduces species diversity of the microbial complexes. In case of fluoride contamination when fluoride concentration exceeds the limit of sustainability, violation of vital activity of plants takes place, such as inhibition of growth, leaf injury (destruction of chlorophyll pigment, tissue necrosis, etc.), and, in extreme cases, loss of sensitive species takes place. Fluorine-containing compounds are acutely toxic for animals and humans. High level of pollution with fluorine compounds has a negative impact on soil invertebrates communities. This is reflected in decline in taxonomic and trophic diversity, as well as in changing the structure of dominance and aggregation of animals.

Keywords: fluoride compounds, soil microorganisms, animals, plants.

В последние годы в результате производственной деятельности человека заметно усилилась техногенная нагрузка на экосистемы. Среди загрязняющих веществ особую опасность для живых организмов представляют соединения

фтора [1]. Известно, что высокие концентрации фторсодержащих соединений (ФСС) приводят к нарушениям функционирования экосистем, загрязнению почвы и растений, оказывают отрицательное влияние на здоровье человека

и животных [2–4]. Химия фтора отличается специфичностью, которая проявляется в высокой реакционной способности элемента и в своеобразии свойств ФСС. Фтор образует соединения со всеми элементами периодической системы, даже с инертными газами [1, 5–6].

Основными источниками выбросов ФСС являются металлургические предприятия, энергетические установки, производство фосфорных удобрений и фосфорной кислоты. При производстве последней отходящие газы содержат до 70–75% фтороводорода. Дополнительным источником загрязнения биосферы соединениями фтора являются сталелитейные, кирпичные и стекольные заводы [7].

Особенно остро возникает проблема локального загрязнения ФСС территорий, непосредственно прилегающих к предприятиям, являющимся источниками загрязнения [6, 8–10]. Так, при производстве алюминия в России наблюдаются значительные потери ФСС, которые приводят к негативным последствиям в сфере экологии [11–12]. В частности, в районах расположения алюминиевых заводов концентрация ФСС в воздухе в среднем составляет 1–5 мкг/м³ [13].

Фторсодержащие соединения в почве.

Почва – первоочередной объект исследования в условиях выраженного техногенного воздействия, которое является важнейшим фактором, влияющим на устойчивость почв [14]. Поступление ФСС в почвы и грунты происходит в основном за счёт выбросов предприятий, фосфорных удобрений и химических мелиорантов [15]. Содержание элемента в почвах и грунтах зависит от их физико-химических свойств и определяется интенсивностью сельскохозяйственного использования [16], а также может происходить и в ходе работы объектов по уничтожению химического оружия [17].

Почва, обладая высокими сорбционными свойствами, способна поглощать вещества из атмосферы, поэтому по мере приближения к предприятиям-загрязнителям наблюдается резкое повышение содержания ФСС в почвах и грунтах [18–21]. Например, выявлено существенное накопление фторидов в лесной подстилке в зоне действия Кандалакшского алюминиевого завода (Al-Fe-гумусовые подзолы): в зоне максимального загрязнения (2 км до завода) содержание ФСС выше ПДК в 5 раз, в зоне умеренного загрязнения (5–10 км) – выше ПДК в 2 раза.

ФСС, попадая в почву, могут частично закрепляться кристаллической решёткой глинистых минералов и химическими соеди-

нениями разной степени растворимости [17]. Щелочные и слабощелочные, богатые кальцием чернозёмы, каштановые почвы химически прочно связывают выбросы ФСС, попадающие на поверхность почв из атмосферы, переводя их в нерастворимые фторапатитовые, флюоритные и другие соединения [22].

Главным критерием оценки фторидного загрязнения почв и грунтов является превышение уровня содержания валовых и растворимых форм ФСС над фоном. Согласно литературным данным, фториды относятся к сильным водным мигрантам в широком диапазоне сочетаний условий миграции, подобно магнию, кальцию и стронцию. В связи с этим фториды могут быстро переходить в почвенный раствор. Установлено, что от суммарного количества элементов, поступающих в экосистемы, растворимые ФСС составляют 80%. Таким образом, потенциально опасным является не общее количество ФСС в почве, а наличие подвижных форм, способных мигрировать во все горизонты почвенного профиля [8, 23]. В частности, при сравнении валового содержания ФСС в почвах Северо-Западного Причерноморья Украины показано, что за счёт поступления влаги с оросительными водами происходит постепенный переход валовых форм в растворимые [16]. Установлено, что орошение слабоминерализованными щелочными водами может приводить к значительному увеличению концентраций водорастворимых ФСС в пахотном слое почв Барабинской равнины, в среднем на 1,5–2,0 единицы [24].

По литературным данным, содержание водорастворимых соединений фтора в почвах и грунтах соизмеримо с изменением значений рН. С ростом данного показателя происходит замещение фторид-иона, связанного с аморфными гидроксидами и глинистыми минералами, и возрастание концентрации фтора в почве. Смещение значений рН в щелочную сторону ведёт к увеличению растворимости ФСС в почве, приводит к попаданию и накоплению их в питьевой воде и сельскохозяйственной продукции [24].

Низким содержанием обменных катионов отличаются антропогенно-преобразованные серые лесные почвы сильной и слабой степени нарушенности, находящихся в зоне действия Иркутского алюминиевого завода. Это характеризует низкую ёмкость катионного обмена и небольшую степень насыщенности основаниями почвенного поглощающего комплекса [8]. В других работах показано, что трансформация ФСС может выражаться в относительном

уменьшении водо- и кислоторастворимых соединений [23]. Расчёты баланса углерода с использованием средних многолетних данных в агроэкосистемах Байкальского региона показывают, что в загрязнённых ФСС почвах дефицит углерода выше, чем в незагрязнённых [25].

Высокие концентрации фторсодержащих соединений отрицательно влияют и на основные показатели почвенного плодородия [20, 26]. На примере Байкальского региона было показано, что гумусное состояние почвы в техногенно-загрязнённых фторидами серой лесной и дерново-луговой пахотных почвах, загрязнённых выбросами алюминиевого завода ИркАЗ-СУАЛ, в составе которых в основном преобладают твёрдые отходы (NaF), связано с повышением подвижности гумусовых веществ. Свойства почв определяет их буферность по отношению к фторидам и их содержанию в водорастворимой форме. С повышением уровня загрязнения фторидами увеличивается плотность и снижается пористость почвы, что влияет на трансформацию органического вещества [20].

Водорастворимый фтор может связываться в верхних гумусовых горизонтах почвы за счёт образования малорастворимых соединений, например, в виде солей алюминия и кальция [27]. Количество валового и растворимого фтора в почвах Северо-Западного Причерноморья зависит от содержания в них гумуса [16].

Высокий уровень загрязнения ФСС может вызывать деструкцию гумусовых веществ [28]. Так, антропогенно-преобразованные серые лесные почвы в зоне действия Иркутского алюминиевого завода отличаются более низким содержанием гумуса (в 1,5–2 раза) по сравнению с фоновыми, что указывает на их меньшую буферную способность [8]. Изменение качественного состава гумуса было отмечено и при высоком уровне ФСС в тёмно-каштановой почве предгорной зоны: более чем в 1,5 раза повышается растворимость гумусовых веществ. Присутствие соединений фтора в почве благоприятствовало увеличению содержания общего гумуса в варианте с органическими добавками (гумат аммония, биоорганика) [15].

Важным экологическим показателем почвы является её ферментативная активность [29–31]. Имеются данные о снижении ферментативной активности некоторых почв при добавлении в почву фторида натрия [32]. С увеличением дозы ФСС в почве активность каталазы, инвертазы и протеазы снижается до 2,2 раза [33]. Уменьшение биологической активности почвы, увеличение щёлочности

наблюдалось при высоких дозах ФСС в предгорной зоне в тёмно-каштановой почве [15]. В других исследованиях выявлено, что в условиях повышенного техногенного воздействия на лесные территории в лесной подстилке, почве и напочвенной растительности, вокруг предприятий по производству алюминия и криолита происходит накопление ФСС, обладающих высокой биологической и химической активностью [23].

Фтор в силу своей окислительной активности способствует образованию перекисных соединений. В процессе окисления субстрата в присутствии пероксидазы образуются высокотоксичные и высокореагентные свободные радикалы, появление которых чревато процессами повреждения клеток организмов [19]. Поэтому вблизи предприятий-загрязнителей формируются аномальные области, отличающиеся изменённой структурой и составом комплексов микроорганизмов (МО) по сравнению с незагрязнёнными почвами [28, 33]. Сообщества МО адаптируются к данным условиям: у одних видов – за счёт физиологических механизмов, у других МО – благодаря генетической изменчивости и наследственности. Так, у бактерий в лесной подстилке в зоне действия Полевского криолитового завода и Первоуральско-Ревдинского промышленного узла наблюдается низкая затрата энергии на поддержание своей жизнеспособности, по сравнению с эукариотными МО [19]. Анализ микробиологической активности почв в зоне действия Братского алюминиевого завода позволяет сделать вывод, что процесс азотфиксации, происходящий в почве, резко уменьшается в радиусе 8 км от предприятия и постепенно возрастает на удалении 20 км. Таким образом, полного подавления биологической активности почвы не наблюдается, что также свидетельствует о развитии устойчивых к ФСС организмов [11]. Поэтому при оценке состояния почв крайне целесообразно изучать состояние почвенной микробиоты [33–36]. Например, в модельных опытах, проведённых с *Bacillus subtilis*, при воздействии HF доказано, что чем выше концентрация поллютанта, тем более резко идёт спад численности популяций этих бактерий [33]. Предложен способ биоиндикации серых лесных почв по доминированию в них представителей грибов р. *Penicillium* и бактерий р. *Bacillus* [4].

Под влиянием воздушных выбросов Кандалакшского алюминиевого завода происходит изменение структурных показателей сообществ почвенных МО. Известно, что вы-

сокие концентрации фторид-ионов приводят к ингибированию ряда ферментных реакций, к связыванию биогенных элементов (Са, Р, Mg и др.), что нарушает их баланс в живых организмах. Отмечено, что вблизи завода происходит подщелачивание почвы выбросами, содержащими фториды щелочных металлов – с рН 4,05 до 5,75 [37].

При изучении эколого-биохимических и биохимических особенностей почвы под влиянием выбросов алюминиевых заводов Восточной Сибири установлено, что в антропогенно-преобразованной дерновой лесной почве подтайги под влиянием водорастворимых соединений фтора (10–20 ПДК в слое почвы 0–10 см) наибольшее угнетение испытывают актиномицеты и хемоорганотрофные неспорообразующие эубактерии. Снижение уровня биохимической активности под действием ФСС (1–4 ПДК) наблюдается в малогумусном чернозёме степи в слое почвы на глубине 0–10 см [9].

Ингибирование почвенных МО отмечено и в исследованиях, проведённых на тёмно-каштановых почвах в предгорной зоне. Показано, что фториды в повышенных концентрациях (в дозе более 50 мг/кг) ингибируют их активность [15]. Другими авторами показано, что при концентрации ФСС, равной 10 мг/кг, в серой лесной почве не происходит нарушения видового состава и структуры микробного комплекса. Повышение уровня ФСС в почве ведёт к заметному снижению численности микробиоты, подавлению роста и уменьшению видового разнообразия микробных комплексов. Убывающий ряд почвенной микробиоты по устойчивости к фторидам для серой лесной почвы имеет вид: спорообразующие бактерии > микроскопические грибы > аспорогенные бактерии > актиномицеты [4].

Исследование количественного состава и биохимической активности почвенных МО в условиях влияния Красноярского алюминиевого завода показало, что загрязнение почв ФСС на уровне от 500 мг/кг и более подавляет развитие различных таксономических групп МО, снижая их численность, по сравнению с контрольными участками. Наиболее чувствительной к загрязнению фторсодержащими соединениями оказалась неспоровая бактериальная микрофлора, включая актиномицеты. Наиболее устойчивыми к воздействию фтористого водорода являются микромицеты и бациллы. Их численность увеличивалась с возрастанием концентрации токсиканта в почве [33]. Нарушение соотношения между МО

в микробных комплексах, увеличение бактериального спорообразования было выявлено в подстилке лесных почв сосновых насаждений в зоне действия Полевского криолитового завода и Первоуральско-Ревдинского промышленного узла, где приоритетными загрязнителями являются фтористые соединения. Растительный опад характеризовался наличием труднорастворимых соединений, присутствием фторид-иона, который инициирует образование перекисных соединений из-за своей окислительной способности [19].

Вблизи Кандалакшского алюминиевого завода показано, что количество бактерий, в том числе и актиномицетов, в почвах, загрязнённых ФСС, существенно возрастает. Длина мицелия актиномицетов в почве наиболее загрязнённого участка в 7 раз превосходила подобный показатель в почвах участков, удалённых от источника выбросов более чем на 10 км. Вероятнее всего, благоприятное воздействие на них оказало повышение рН почвы под действием фторидов щелочных металлов более чем на 1,7 единицы. Выявлена высокая чувствительность почвенных микроскопических грибов к загрязнению среды обитания соединениями фтора. Количество грибных зачатков в органогенном горизонте участка, расположенного в 2 км от завода, в 5 раз меньше их количества в почве участков в 10 и 20 км от завода [37]. Изменение соотношения тёмно- и светлоокрашенного мицелия в сторону увеличения пигментированного мицелия отмечали в лесной подстилке в зоне действия Полевского криолитового завода и Первоуральско-Ревдинского промышленного узла. В целом преобладание тёмноокрашенных форм мицелия микромицетов свидетельствует о высокой техногенной нагрузке на почву. Условия, сложившиеся в санитарной зоне предприятий, не способствуют развитию грибов, играющих первостепенную роль в разложении растительного опада. Происходит ингибирование процессов роста и развития микромицетов, наблюдается увеличение интенсивности их спорообразования [19, 34].

Фторсодержащие соединения в растениях. Фтор не относится к необходимым элементам для роста и развития растений, поэтому даже небольшие концентрации соединений фтора являются токсичными [6, 38]. В условиях фторидного загрязнения наблюдается нарушение жизнедеятельности растений: угнетение роста, разрушение хлорофилла, некроз тканей, деформация листьев, вплоть до гибели чувствительных видов [11, 17]. Признаки поражения ФСС наблю-

даются уже через 1–3 дня при концентрации 0,8 мг HF/м³ в воздухе и при содержании 0,25–0,30 мг HF/м³ в течение всего вегетационного периода [38].

Растения могут поглощать ФСС через корневую систему. Поступление ФСС в растение, а также изменение его миграционных свойств зависит от формы соединения, свойств почвы (кислотности, механического и минералогического составов). Поступая в почву, ФСС могут поглощаться растениями из почвы путём пассивной диффузии и легко переноситься в растительные ткани [7, 17, 23]. В первую очередь доступны растениям водно-кислоторастворимые формы [39]. Доказано, что плавиновый шпат, перемещаясь в водной среде, может образовывать дисперсные системы в виде аэрозолей, эмульсий, суспензий, которые, осаждаваясь на поверхности почв, могут привести к поглощению их растениями [4].

Доступность фтора для растений обычно не зависит от его общего содержания или количества растворимых форм. Однако в отдельных случаях отмечается прямая зависимость между содержанием этого элемента в растениях и его распределением в почвах. На примере лесных почв отмечено, что чем выше степень загрязнения почв, тем больше фторидов аккумулируется в растениях. В лесной почве в зоне действия Полевского криолитового и Богословского алюминиевого предприятий максимум поглощения элемента отмечали в 1,5 км от источника загрязнения. Высокие концентрации соединений фтора зарегистрированы в вейнике наземном – 58 мг/кг, в листьях земляники – 90 мг/кг, в коре сосны – 1625 мг/кг [23].

Различия в содержании ФСС в подстилках обусловлены разным уровнем антропогенного воздействия. В зоне действия Кандалакшского алюминиевого завода наблюдается накопление этого элемента в надземных частях вороники чёрной: с возрастанием содержания соединений фтора в подстилках увеличивалось его содержание и в растении, причём показатели коррелировали между собой ($r = 0,976$). Таким образом, повышенный фон содержания соединений фтора в почвах приводит к существенному накоплению его в тканях растений.

Особенно интенсивно накапливают фтор зелёные листостебельные мхи [21]. Некоторые виды растений могут накапливать фториды, вероятнее всего, за счёт образования комплекса с алюминием [47]. Это свидетельствует о том, что лесная растительность является мощным биологическим аккумулятором поллютантов, поэтому может служить чувствительным и

надёжным индикатором, способным сигнализировать о загрязнении окружающей среды.

Получены результаты по исследованию реакции аденилатциклазной сигнальной системы различных сельскохозяйственных культур на фторидное загрязнение почвы. В связи с этим изменение активности данной сигнальной системы растений при фторидном загрязнении можно использовать как диагностический показатель состояния почвы [39].

Особую опасность для экосистем представляет загрязнение агроценозов из-за накопления соединений фтора в товарной части сельскохозяйственной продукции. Это подтверждается данными по извлечению ФСС растениями на полях. Показано, что длительное применение суперфосфата повысило содержание ФСС в почве на 90% по сравнению с контролем. Существуют данные, свидетельствующие об очень высокой аккумуляции соединений фтора в семенах растений (до 3250 мг/кг сухой массы при содержании ФСС в растворе 50 мг/кг). Например, во Франции, где продолжительное время применялись высокие дозы минеральных удобрений, содержание ФСС в пищевых продуктах достигало до 10 мг/кг в сухом веществе. Установлено, что степень поглощения ФСС люцерной и пшеницей положительно коррелирует с его концентрацией в почвенном растворе [7, 13].

Установлено, что возрастающие концентрации компонентов маточных растворов – отходов производства фторопластов, приводят к снижению продуктивности ярового ячменя сорта Эльф. Это проявляется в снижении количества семян и их биомассы. При действии данных соединений происходит накопление фторид-ионов в семенах в количествах, токсичных для животных и человека. При этом происходит перераспределение фторид-ионов по органам – наибольшее накопление наблюдается в корне [40].

В опытах с ячменём сорта Новичок показано, что корневая система растений является чувствительной к действию фторида натрия, о чём свидетельствует активация пероксидаз и интенсификация процессов перекисного окисления липидов. Окислительные повреждения липидов мембран приводят к выходу электролитов, что ведёт к нарушению водного обмена клеток и тканей. Также наблюдается снижение темпов накопления биомассы [47].

Хотя растения могут довольно легко извлекать фтор из загрязнённых почв, более активно он поглощается растениями из воздуха. Даже незначительные концентрации фторидов

в атмосфере наносят огромный вред растениям [38, 41]. Растения аккумулируют ФСС, поступающие из атмосферы через устьица, особенно вблизи крупных промышленных центров. Растворимые соединения фтора также могут адсорбироваться через кутикулу в случае попадания их на листовую пластинку. Сначала ФСС накапливаются в покровных тканях, затем проникают в мезофилл листьев и адсорбируются оболочками клеток, нарушается нормальное функционирование плазмалеммы – поллютант проникает в цитоплазму, накапливается в жизненно важных органоидах клеток, например, в хлоропластах. Так, концентрация фтора в растении может возрастать от 10 до 100 раз [7, 13]. Известно, что концентрация фторид-ионов в фасоли и томатах, выращенных вблизи алюминиевого завода, увеличивалась пропорционально его содержанию в атмосфере [42].

Отмечено, что более высокие концентрации ФСС обычно характерны для надземных частей растения. Например, на территории Красноярска выявлены симптомы поражения листьев купены лекарственной в течение всего вегетационного периода. Выявлена взаимосвязь степени поражения листьев с уровнем накопления в них фторид-иона [38]. Используя такие биоиндикаторы, как чёрная смородина и берёза, выявили, что ФСС в основном поглощают надземные части, а не корни [13].

Как правило, содержание ФСС в растениях незагрязнённых территорий не превышает 30 мг/кг сухой массы [7, 13, 43–44]. В целом наименьшее количество ФСС накапливается в овощных культурах. Среди многолетних трав сильными аккумуляторами фтора являются злаки и разнотравье. При содержании в почве фторид-ионов в количестве 210 мг/кг их содержание в разнотравье составляло 158 мг/кг [45].

Выявлено, что в полевых условиях под влиянием промышленных выбросов, содержащих ФСС, солома и зерно ячменя, пшеницы и овса являются загрязнёнными при содержании водорастворимых ФСС в почве более 1 ПДК [13]. Для растений райграса *Lolium multiflorum* отмечено, что при содержании ФСС в почве на каждые 100 мг/кг увеличивалась концентрация соединений в надземной части растений. Так, при первом укосе содержания ФСС в растении возросло на 18 мг/кг сухой массы, при втором укосе – на 8 мг/кг, при третьем укосе – на 5 мг/кг. Следовательно, в надземной биомассе фтор накапливался в количестве 31% от вносимой дозы ФСС [46].

Имеются данные об устойчивости и чувствительности к воздействию ФСС некоторых

дикорастущих и культурных растений, которые зависят от особенностей генотипа, ряда биологических и природных факторов. К устойчивым к действию ФСС растениям относят спаржу, фасоль, капусту, морковь. Наиболее устойчивыми древесными растениями являются лиственные породы по сравнению с хвойными. К чувствительным видам относятся ячмень, кукуруза, овёс, гладиолус, абрикос, сосна, лиственница [11].

Оценка состояния древостоя в санитарно-защитной зоне Братского завода свидетельствует о сильном влиянии загрязнения на их жизнеспособность. Отмечено изменение таксационных показателей древостоев, их жизнеспособности, уменьшения продолжительности жизни деревьев до 30 лет. Средний балл категории состояния деревьев составлял 3 балла, что свидетельствует об ослабленности растительности. Воздействие ФСС на растения приводило к угнетению процесса фотосинтеза, к ожогам и отмиранию листьев и хвои [11].

Некоторые виды растений могут не только аккумулировать ФСС, но и специфически реагировать на фторидное загрязнение (*Pinus*, *Eucalyptus*, *Berberis*, *Convallaria*, *Gladiolus* и др.) [38].

Фторсодержащие соединения в организме животных и человека. Известно, что фтор является жизненно важным микроэлементом для осуществления жизнедеятельности животных и человека [6].

В начале XX века стало известно, что недостаток фтора в организме вызывает появление кариеса. Многочисленные работы медиков во всём мире показывают корреляцию между недостатком фтора в питьевой воде и процентом заболеваемости кариесом. Например, большинство населения (до 81%) рудничных поселков страдают кариесом зубов. Установлена ориентировочная граница минимума содержания фтора: 0,8–1,0 мг/л воды. Недостающий фтор восполняют фторированием воды, введением фторсодержащих препаратов в зубные пасты и эликсиры и т. п.

Однако повышенное содержание ФСС также крайне опасно. В больших концентрациях ФСС способствуют возникновению флюороза. Поскольку поллютант способен накапливаться в корме животных, то у животных тоже возможно развитие флюороза. Также может нарушаться синтез коллагена, работа иммунной системы (атакуются собственные ткани организма), функции воспроизводства потомства, наблюдается разрушение костей, заболевание почек, возникают глазные и нервные болезни.

Государственный стандарт на питьевую воду ограничивает верхний предел содержания фтора в ней на уровне 1,5 мг/л. При передозировке элемента наблюдается тошнота, рвота с кровью, диарея, боли в животе и т. д. Токсическое действие ФСС может привести даже к смертельному исходу [1, 6, 43, 47].

По деструктивному действию фтор стоит сразу же после ртути, проявляет острую токсичность по отношению к животным и человеку [6]. Особенностью соединений фтора является их кумулятивное действие и образование высокотоксичных соединений [37].

Известно, что фториды накапливаются в сыворотке крови, молоке, моче, костях. Например, у животных ФСС сначала аккумулируются в костях и твёрдых покровах, а затем – в мягких тканях [6]. В частности, содержание фторидов в костях малой лесной мыши *Sylvaeomys uralensis* Pallas, обитающей в техногенной зоне Южного Урала, составило 6000 мг/кг, в то время как в контрольном варианте было не более 500 мг/кг. Для характеристики морфологической изменчивости животного была изучена форма его нижней челюсти. При высоком содержании ФСС нижняя челюсть мыши становилась более массивной, укорачивалась резцовая часть, удлинялся и вытягивался в каудальном направлении венечный отросток [48].

В исследованиях, проведённых в районах воздействия Красноярского алюминиевого завода на тёмно-бурых пойменных почвах, определено снижение обилия почвенной мезофауны с увеличением содержания фтора в почве. Наиболее явная корреляционная зависимость наблюдалась у имаго и личинок жуков стафилинов, жужелиц и личинок двукрылых. Практически не встречались кольчатые черви: дождевые и энхитреиды. Потому данные группы организмов можно использовать в качестве тест-организмов на загрязнение почв и грунтов ФСС [35].

Изучение влияния промышленного загрязнения почвы Кандалакшского алюминиевого завода фторсодержащими выбросами на структурные показатели беспозвоночных животных также показало, что высокий уровень загрязнения среды ФСС негативно воздействует на сообщество почвообитающих беспозвоночных. Это выражается в снижении таксономического и трофического разнообразия, общей биомассы мезофауны и численности ряда групп беспозвоночных, смене структуры доминирования и агрегирования животных. Показано, что для насекомых-фитофагов среди соединений фтора наиболее опасен фтористый

водород, оказывающий прямое токсическое действие на исследуемые организмы. По данным ряда авторов, концентрация ФСС в теле различных видов насекомых достигает, мкг/г: у саранчовых – 20, жужелиц – 50, муравьев – до 130. Содержание этого элемента в организме чешуекрылых (пяденицы) и клопов в зоне промышленных выбросов может превышать контрольные значения более чем в 250 и 200 раз соответственно [21, 37]. Также показано, что по мере приближения к промышленным предприятиям – Кандалакшскому алюминиевому заводу и медно-никелевому комбинату «Североникель» происходит снижение численности такого членистоногого, как многоножка-костянка *Monotarsobius curtipes*. Выявлено преобладание взрослых особей в популяции, смещение половой пропорции в сторону самцов, что говорит о нарушении нормальных процессов размножения и развития организмов. Данные показатели можно использовать в качестве биоиндикаторов техногенной трансформации почв [49].

Заключение

Фторсодержащие соединения являются потенциально опасными как для почвы, так и для организмов, обитающих в данной среде. Доказано, что ФСС негативно влияют на основные показатели почвенного плодородия и ферментативную активность почв. В результате воздействия ФСС в клетках живых организмов накапливаются перекисные соединения – высокотоксичные и высокореагентные свободные радикалы, что приводит к клеточным повреждениям. В условиях загрязнения ФСС происходит снижение численности микробиоты, подавление её роста, уменьшение видового разнообразия микробных комплексов, изменение их структуры.

Губительное воздействие ФСС оказывают и на растения. Даже небольшие количества фтора являются фитотоксичными, приводя к нарушению жизнедеятельности растений. В то же время некоторые растения способны аккумулировать ФСС. Особую опасность для человека и животных представляет их накопление в товарной части сельскохозяйственной продукции.

Несмотря на то что фтор является жизненно важным микроэлементом для животных и человека, его повышенное содержание в организме крайне опасно и может привести к нарушению работы организма, вплоть до смертельного исхода.

Поэтому важно выявлять все источники попадания ФСС в природную среду, изучать

пути их химических превращений. К сожалению, в настоящее время не уделяется должного внимания разработке и применению системы мер по предотвращению загрязнения окружающей среды соединениями фтора. До сих пор остаются без ответа следующие вопросы: каковы механизмы трансформации ФСС, в какие соединения они превращаются, где преобразуются, какими свойствами обладают образующиеся из них химические соединения, какова степень их токсичности, где разрушаются, каким образом химические соединения проникают внутрь живого организма и как выводятся [50]. Ответы на эти вопросы могут послужить теоретической основой разработки эффективных приёмов снижения содержания ФСС в окружающей среде и влияния данных поллютантов на биоту.

Литература

1. Михайленко Н.Н., Торгаев В.В. Фторовый техногенез и окружающая среда Восточного Забайкалья // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). 2007. № 3. С. 120–122.
2. Franzaring J., Hrenn H., Schumm C., Klumpp A., Fangmeier A. Environmental monitoring of fluoride emissions using precipitation, dust, plant and soil samples // *Environmental Pollution*. 2006. V. 144. № 1. P. 158–165.
3. Шебалова Н.М. Влияние фторсодержащих промышленных выбросов на структуру микробиоценозов лесных почв // Леса Урала и хозяйство в них. 1993. № 16. С. 213–218.
4. Берсенева О.А., Саловарова В.П., Приставка А.А. Влияние фторидов на функционирование почвенного микробного сообщества // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2010. № 10. С. 10.
5. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высш. шк., 2002. 334 с.
6. Полонский В.И., Полонская Д.Е. Фторидное загрязнение почвы и фиторемедиация // *Сельскохозяйственная биология*. 2013. № 1. С. 3–14.
7. Танделов Ю.П. Фтор в системе почва-растение. М.: РАСХН, 2004. 146 с.
8. Козлова А.А., Лопатовская О.Г., Градина Н.И., Чипанина Е.В., Кучменко Е.В., Бобров А.Н. Фторидное загрязнение серых лесных почв, находящихся в зоне влияния Иркутского алюминиевого завода // *Известия Иркутского государственного университета. Серия «Биология. Экология»*. 2011. Т. 4. № 1. С. 87–94.
9. Напрасникова Е.В., Макарова А.П. Эколого-микробиологическая и биохимическая характеристика почвенного покрова в условиях аэротехногенного загрязнения // *Известия Иркутского государственного университета. Серия «Биология. Экология»*. 2012. Т. 5. № 2. С. 19–26.
10. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П. Оценка загрязнения почв и растений в зоне воздействия газовой выбросов алюминиевого завода // *Теоретическая и прикладная экология*. 2015. № 4. С. 64–68.
11. Рунова Е.М., Чжан С.А. Экологические аспекты состояния лесов в санитарно-защитных зонах алюминиевых заводов // *Труды лесоинженерного факультета ПетрГУ*. 2003. № 4. С. 102–105.
12. Петлин И.В., Дьяченко А.Н. Исследование сернокислотного разложения фторсодержащих отходов алюминиевого производства с целью выделения фторида водорода // *Химия в интересах устойчивого развития*. 2014 № 3. С. 319–325.
13. Танделов Ю.П. Фтор в системе почва-растение / Под ред. В.Г. Минеева. Красноярск: Красноярская городская типография, 2012. 146 с.
14. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функционирование почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 270 с.
15. Томина Т.К. Снижение влияния фторидного загрязнения на свойства тёмно-каштановой почвы в предгорной зоне // *Вермикомпостирование и вермикультивирование как основа экологического земледелия в XXI веке: достижения, проблемы, перспективы*: Сб. научн. тр. Минск. 2013. С. 131–137.
16. Тригуб В.И. Эколого-геохимические и геофитогенетические особенности распространения фтора в почвах северо-западного причерноморья Украины // *Научные ведомости. Серия естественные науки*. 2013. № 24 (167). Вып. 25. С. 143–149.
17. Свинолупова Л.С., Огородникова С.Ю., Ашихмина Т.Я. Ответные реакции растений ячменя на действие фторида натрия // *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2012. № 12 (98). С. 17–20.
18. Евдокимова Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 1995. 272 с.
19. Шебалова Н.М. Некоторые механизмы адаптации микроорганизмов лесной подстилки сосновых насаждений, произрастающих в зонах аэротехногенного загрязнения // *Аграрный вестник Урала*. 2009. № 2 (56). С. 83–85.
20. Савченков М.Ф., Николаева Л. А. Загрязнение почвенного покрова фтористыми соединениями // *Сибирский медицинский журнал (Иркутск)*. 2011. Т. 100. № 1. С. 10–13.
21. Евдокимова Г.А., Зенкова И.В., Мозгова Н.П., Переверзев В.Н. Почва и почвенная биота в условиях загрязнения фтором. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 2005. 155 с.
22. Антонов И.С., Градобоева Н.А. Фтор в почве и сопредельных средах в зоне влияния Саянского алюминиевого завода // *Результаты наблюдений за 1989–1995 гг. в таблицах и пояснениях*. ГСАС «Хакасская». 1996. С. 67–70.

23. Коковкина Т.Ф., Бабушкина Л.Г. Техногенное загрязнение лесных почв // Леса Урала и хозяйство в них. Екатеринбург. 1993. № 16. С. 199–207.
24. Ермолов Ю.В. Влияние орошения на подвижность фтора в посевах Барабинской равнины // Сибирский экологический журнал. 2000. № 2. С. 243–246.
25. Помазкина Л.В., Соколова Л.Г., Звягинцева Е.Н. Мониторинг трансформации углерода в агроэкосистемах Байкальского региона в зависимости от загрязнения почв фторидами алюминиевого производства и климатических факторов // Известия Самарского НЦ РАН, 2010. Т. 12. № 1 (4). С. 1049–1054.
26. Кремленкова Н.П., Гапонюк Э.И. Изменение состава гумуса и ферментативной активности почв под влиянием фторида натрия // Почвоведение. 1984. № 11. С. 73–77.
27. Бобров А.Н. Исследование серых лесных почв при загрязнении их фторидами в зоне действия эмиссий ИркаЗа // Почвы в условиях природных и антропогенных стрессов: Матер. Всеросс. науч. конф. XIV Докучаевские молодежные чтения. СПб., 2011. С. 112–114.
28. Гапонюк Э.И., Кремленкова Н.П., Моршина Т.Н. Влияние фтора на свойства почв в районах промышленных выбросов // Загрязнение атмосферы, почв и природных вод. Л.: Гидрометеиздат. 1981. 59 с.
29. Сорокин Н.Д., Афанасова Е.Н. Микробная индикация почв, загрязненных промышленными эмиссиями // Сибирский экологический журнал. 2011. № 5. С. 689–695.
30. Галстян А.Ш. Некоторые вопросы почвенной ферментологии // Почвоведение. 1995. № 2. С. 205–210.
31. Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв. М.: Наука, 1976. 180 с.
32. Russel S., Swiecicki C. Wpływ fluoru na biologiczną aktywność czarnej ziemi i gleby pseudobielicowej // Roczniki Nauk Rolniczych. Seria A. Produkcja Roslinna. 1978. № 3. Р. 47–57.
33. Сорокин Н.Д., Афанасова Е.Н. Микробная индикация почв, загрязнённых промышленными эмиссиями // Сибирский экологический журнал. 2011. № 5. С. 689–695.
34. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН. 2005. 336 с.
35. Горлова О.П. Влияние фтористых загрязнений на трансформацию сообществ мезофауны в чернозёмах окрестностей г. Красноярск // Теоретические и практические вопросы развития научной мысли в современном мире. Уфа, 2013. С. 8–13.
36. Горностаева Е.А. Влияние ионов меди и никеля на почвенные цианобактерии и цианобактериальные сообщества: Автореф. дис... канд. биол. наук. Москва, 2015. 26 с.
37. Евдокимова Г.А., Зенкова И.В. Влияние выбросов алюминиевого завода на биоту почв Кольского полуострова // Почвоведение. 2003. № 8. С. 973–979.
38. Отнюкова Т.Н. Купена лекарственная (*Polygonatum odoratum*) – индикатор атмосферного загрязнения фтором // Вестник КрасГАУ. 2013. № 4. С. 111–117.
39. Ломоватская Л.А., Рыкун О.В., Симакова А.А., Соколова Л.Г., Романенко А.С., Помазкина Л.В. Влияние повышенных доз фторидов в почве на активность аденилатциклазной сигнальной системы растений // Известия Иркутского государственного университета. Серия «Биология. Экология». 2014. Т. 7. С. 11–19.
40. Фукс С.Л., Хитрин С.В., Девятерикова С.В., Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Наговицына О.А., Пшеничникова Л.Н. Изучение влияния отходов фторполимерного производства на ячмень сорта Эльф // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 52–58.
41. Weinstein L.H., Davidson A.W. Fluorides in the Environment. Newcastle: CABI Publishing, 2004. 287 p.
42. Помазкина А.В. Котова Л.Г., Раднаев А.Б.-Д., Соколова Н.А. Влияние уровней загрязнения почв фторидами на циклы азота в агроэкосистемах Прибайкалья // Агрехимия. 2000. № 12. С. 62–69.
43. Малафеева А.В., Евдокимова Р.С., Каримова А.З. Проблема загрязнения фтором поверхностных вод в зоне влияния криолитового производства // Международная студенческая электронная научная конференция «Студенческий научный форум» 2013 [Электронный ресурс] <http://www.scienceforum.ru/2013/44/1632>. Дата обращения 23.12.2016.
44. Омелянюк Л.В. Селекционная ценность сортов гороха // Доклады РАСХН. 2006. № 1. С. 6–9.
45. Крупкин П.И. Пути рационального использования почв, загрязнённых фтором // Агрехимия. 2005. № 3. С. 79–87.
46. Davis R.D. Uptake of fluoride by ryegrass grown in soil treated with sewage sludge // Environmental Pollution. 1980. V. 1. № 4. P. 277–284.
47. Плахотник В.Н. Фториды вокруг нас // Соровский образовательный журнал. 1998. № 2. С. 95–100.
48. Большаков В.Н., Васильев А.Г., Васильева И.А., Городилова Ю.В., Любашевский Н.М., Чибиряк М.В. Морфологическая изменчивость малой лесной мыши *Sylvaemus uralensis* на Южном Урале: техногенный аспект // Вестник ОГУ. 2011. № 12 (131). С. 37–39.
49. Петрашова Д.А. Многоножка-костянка *Monotarsobius curtipes* как неспецифический индикатор загрязнения почв выбросами промышленных предприятий // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т. 12. № 1 (8). С. 1947–1950.
50. Рожанская А.В. Исследование процессов трансформации фторорганических веществ, выделяющихся в атмосферный воздух // Бюллетень ВСНЦ СО РАН. 2005. № 8 (46). С. 161–163.

References

1. Mihaylenko N.N., Torgaev V.V. Fluoride technogenesis and environment of East Transbaikalia // Gorniy

- informatсионno-analiticheskiy byulleten (nauchno-technicheskiy zhurnal). 2007. № 3. P. 120–122 (in Russian).
2. Franzaring J., Hrenn H., Schumm C., Klump A., Fangmeier A. Environmental monitoring of fluoride emissions using precipitation, dust, plant and soil samples // *Environmental Pollution*. 2006. V. 144. № 1. P. 158–165.
 3. Shebalova N. M. Effect of fluorine-containing industrial emissions on the structure of forest soil microbiocenoses // *Lesa Urala i hozyaystvo v nih*. 1993. № 16. P. 213–218 (in Russian).
 4. Berseneva O.A., Salovarova V.P., Pristavka A.A. Effect of fluoride on the functioning of the soil microbial community // *Mezhdunarodnyy zhurnal prikladnykh i fundamentalnykh issledovaniy*. 2010. № 10. P. 10 (in Russian).
 5. Orlov D.S., Sadovnikova L.K., Lozanovskaya I.N. Ecology and protection of the biosphere in case of chemical pollution. M.: Vyssh. shk., 2002. 334 p. (in Russian).
 6. Polonskiy V.I., Polonskaya D.E. Fluoride contamination of soil and phytoremediation // *Selskohozyaystvennaya biologiya*. 2013. № 1. P. 3–14 (in Russian).
 7. Tandelov Yu.P. Fluoride in the soil-plant system. M.: Ros. akad. s.-h. nauk, 2004. 146 p. (in Russian).
 8. Kozlova A.A., Lopatovskaya O.G., Granina N.I., Chipanina E.V., Kuchmenko E.V., Bobrov A.N. Fluoride contamination of gray forest soils in the zone of influence of the Irkutsk aluminum smelter // *Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya «Biologiya. Ekologiya»*. 2011. T. 4. № 1. P. 87–94 (in Russian).
 9. Naprasnikova E.V., Makarova A.P. Ecological and microbiological and biochemical characteristics of soil in conditions of environmental contamination // *Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya «Biologiya. Ekologiya»*. 2012. T. 5. № 2. P. 19–26. (in Russian).
 10. Evdokimova G.A., Mozgova N.P. Assessment of soil and plant contamination in the area affected by gas emissions of aluminum plant // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2015. № 4. P. 64–68 (in Russian).
 11. Runova E.M., Chzhan S.A. Environmental aspects of the state of forests in the buffer zones of aluminum smelters // *Trudy lesoinzhenernogo fakulteta PetrGU*. 2003. № 4. P. 102–105 (in Russian).
 12. Petlin I.V., Dyachenko A.N. A study of sulfuric acid decomposition of fluorine-containing waste of aluminum production in order to separate hydrogen fluoride // *Himiya v interesah ustoychivogo razvitiya*. 2014. № 3. P. 319–325 (in Russian).
 13. Tandelov Yu.P. Fluoride in the soil-plant system / Ed. V.G. Mineev. Krasnoyarsk: Krasnoyarskaya gorodskaya tipografiya, 2012. 146 p. (in Russian).
 14. Dobrovolskiy G.V., Nikitin E.D. Functioning of soil in the biosphere and ecosystems. M.: Nauka, 1990. 270 p. (in Russian).
 15. Tomina T.K. Reducing the influence of fluoride contamination on the properties of dark chestnut soils in foothill zone // *Vermikompostirovanie i vermikultivirovanie kak osnova ekologicheskogo zemledeliya v XXI veke: dostizheniya, problemy, perspektivy*: Sb. nauchn. tr. Minsk. 2013. P. 131–137 (in Russian).
 16. Trigub V.I. Ecological-geochemical and geographical-genetic peculiarities of fluorine spread in soils of the north-western Black Sea coast of Ukraine // *Nauchnye vedomosti. Seriya estestvennyye nauki*. 2013. № 24 (167). V. 25. P. 143–149 (in Russian).
 17. Svinolupova L.S., Ogorodnikova S.Yu., Ashihmina T.Ya. Response of barley to the action of sodium fluoride // *Vestnik Altayskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*. 2012. № 12 (98). P. 17–20 (in Russian).
 18. Evdokimova G.A. Ecological and microbiological basis for protection of the Far North land. Apatity: Izd-vo Kolskogo NTs RAN, 1995. 272 p. (in Russian).
 19. Shebalova N.M. Some mechanisms of microbial adaptation of forest litter of pine stands in the areas of environmental contamination // *Agrarnyy vestnik Urala*. 2009. № 2 (56). P. 83–85 (in Russian).
 20. Savchenkov M.F., Nikolaeva L.A. Soil pollution fluorides // *Sibirskiy meditsinskiy zhurnal (Irkutsk)*. 2011. T. 100. № 1. P. 10–13 (in Russian).
 21. Evdokimova G.A., Zenkova I.V., Mozgova N.P., Pereverzev V.N. Soil and soil biota in condition of fluorine pollution. Apatity: Izd-vo Kolskogo NTs RAN, 2005. 155 p. (in Russian).
 22. Antonov I.S., Gradoboeva N.A. Fluoride in soils and adjacent environments in zone of influence of the Sayan Aluminum Plant // *Rezultaty nablyudeniy za 1989–1995 v tablitsah i pojasneniyah. GSAS «Hakasskaya»*. 1996. P. 67–70.
 23. Kokovkina T.F., Babushkina L.G. Anthropogenic pollution of forest soils // *Lesa Urala i hozyaystvo v nih. Ekaterinburg*. 1993. № 16. P. 199–207 (in Russian).
 24. Ermolov Yu.V. Effect of irrigation on fluorine mobility in crops in the Baraba plains // *Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal*. 2000. № 2. P. 243–246 (in Russian).
 25. Pomazkina L.V., Sokolova L.G., Zvyagintseva E.N. Monitoring of carbon transformation in agroecosystems of Baykalkiy region caused by soil pollution with fluorides of aluminum production and by climatic factors // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*. 2010. T. 12. № 1 (4). P. 1049–1054 (in Russian).
 26. Kremlinikova N.P., Gaponyuk E.I. Changes in the composition of humus and soil enzyme activity under the influence of sodium fluoride // *Pochvovedenie*. 1984. № 11. P. 73–77 (in Russian).
 27. Bobrov A.N. Study of gray forest soils polluted with fluoride in the area of the IrkAZ emission // *Pochvy v usloviyah prirodnykh i antropogennykh stressov: Mater. Vseross. nauch. konf. XIV Dokuchaevskie molodezhnyie chteniya*. SPb, 2011. P. 112–114 (in Russian).
 28. Gaponyuk E.I., Kremlinikova N.P., Morshina T.N. Effect of fluoride on the properties of soil in the areas of industrial emissions // *Zagryaznenie atmosfery, pochv i prirodnykh vod*. L.: Gidrometiozdat. 1981. 59 p. (in Russian).

29. Sorokin N.D., Afanasova E.N. Microbial indication of soil contaminated with industrial emissions // *Sibirskiy ekologicheskii zhurnal*. 2011. № 5. P. 689–695 (in Russian).
30. Galstyan A.Sh. Some issues of soil enzymology // *Pochvovedenie*. 1995. № 2. P. 205–210 (in Russian).
31. Haziev F.H. Enzymatic activity of soils. M.: Nauka, 1976. 180 p. (in Russian).
32. Russel S., Swiecicki C. Wplyw fluoru na biologiczna aktywnosc czarnej ziemi i gleby pseudobielicowej // *Roczniki Nauk Rolniczych. Seria A. Produkcja Roslinna*. 1978. № 3. P. 47–57.
33. Sorokin N.D., Afanasova E.N. Microbial indication of soil contaminated with industrial emissions // *Sibirskiy ekologicheskii zhurnal*. 2011. № 5. P. 689–695 (in Russian).
34. Domracheva L.I. «Flowering» of soil and the laws of its development. Syktyivkar: Komi nauchnyiyy tsentr UrO RAN. 2005. 336 p. (in Russian).
35. Gorlova O.P. Effect of fluoride contamination on transformation of chernozem mesofauna communities in the neighborhood of the city of Krasnoyarsk // *Teoreticheskie i prakticheskie voprosyi razvitiya nauchnoy myisli v sovremennom mire*. Ufa, 2013. P. 8–13 (in Russian).
36. Gornostaeva E.A. Influence of copper and nickel ions on soil cyanobacteria and cyanobacterial community: Avtoref. dis... kand. biol. nauk. Moskva, 2015. 26 p. (in Russian).
37. Evdokimova G.A., Zenkova I.V. Effect of aluminum plant emissions on soil biota of the Kola Peninsula // *Pochvovedenie*. 2003. № 8. P. 973–979 (in Russian).
38. Otnyukova T.N. Solomon's seal (*olygonatum odoratum*) as an atmospheric fluoride pollution indicator // *Vestnik KrasGAU*. 2013. № 4. P. 111–117 (in Russian).
39. Lomovatskaya L.A., Ryikun O.V., Simakova A.A., Sokolova L.G., Romanenko A.S., Pomazkina L.V. Effect of high doses of fluoride in soil on the activity of adenyl cyclase signaling system of plants // *Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya «Biologiya. Ekologiya»*. 2014. T. 7. P. 11–19 (in Russian).
40. Fuks S.L., Hitrin S.V., Devyaterikova S.V., Elkina T.S., Domracheva L.I., Nagovitsyina O.A., Pshenichnikova L.N. The study of influence of fluoropolymer production wastage on barley of the species «Elf» // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2015. № 4. P. 52–58 (in Russian).
41. Weinstein L.H., Davidson A.W. Fluorides in the Environment. Newcastle: CABI Publishing, 2004. 287 p.
42. Pomazkina A.V., Kotova L.G., Radnaev A.B.-D., Sokolova N.A. Effect of levels of fluoride soil contamination on the nitrogen cycle in agro-ecosystems of the Baikal region // *Agrohimiya*. 2000. № 12. P. 62–69 (in Russian).
43. Malafeeva A.V., Evdokimova R.S., Karimova A.Z. The problem of contamination of surface water with fluorine in the zone of influence of cryolite production // *Mezhdunarodnaya studencheskaya elektronnyaya nauchnaya konferentsiya «Studencheskiy nauchnyy forum» 2013* [Electronic resource] <http://www.scienceforum.ru/2013/44/1632>. Date of the application 23.12.2016 (in Russian).
44. Omelyanyuk L.V. Selection value of pea species // *Doklady RASHN*. 2006. № 1. P. 6–9 (in Russian).
45. Krupkin P.I. Ways of rational use of soil contaminated with fluorine // *Agrohimiya*. 2005. № 3. P. 79–87 (in Russian).
46. Davis R.D. Uptake of fluoride by ryegrass grown in soil treated with sewage sludge // *Environmental Pollution*. 1980. V. 1. № 4. P. 277–284.
47. Plakhotnik V.N. Fluoride is all around us // *Sorosovskiy obrazovatelnyy zhurnal*. 1998. № 2. P. 95–100 (in Russian).
48. Bolshakov V.N., Vasilev A.G., Vasileva I.A., Gorodilova Yu.V., Lyubashevskiy N.M., Chibiryak M.V. Morphological variability of small wood mouse *Sylvaemus uralensis* in the Southern Urals: man-made aspect: technogenic aspect // *Vestnik OGU*. 2011. № 12 (131). P. 37–39 (in Russian).
49. Petrashova D.A. *Monotarsobius curtipes* as a nonspecific indicator of soil pollution emissions of industrial enterprises // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*, 2010. T. 12. № 1 (8). P. 1947–1950 (in Russian).
50. Rozhanskaya A.V. The study of transformation processes of fluoro-organic substances released into the air // *Byullyuten VSNTs SO RAN*. 2005. № 8 (46). P. 161–163 (in Russian).

Сравнительная оценка экстракционного оборудования для эффективного выделения экстрактивных веществ хвойной древесной зелени

© 2016. Т. В. Хуршкайнен, к. х. н., доцент, с. н. с., Н. Н. Скрипова, технолог, А. В. Кучин, д. х. н., чл.-корр. РАН, профессор, зав. лабораторией, Институт химии Коми НЦ УрО РАН, 167982, г. Сыктывкар, ул. Первомайская, 48, e-mail: hurshkainen@chemi.komisc.ru

В статье представлены результаты выделения низкомолекулярных соединений из древесной зелени пихты и ели экологически безопасным способом эмульсионной экстракции, с использованием различного экстракционного оборудования: роторно-пульсационного, гравитационного и модернизированного экстракционно-фильтрационного аппаратов. Установлено, что переработка сырья в модернизированном экстракционно-фильтрационном аппарате позволяет извлекать экстрактивных веществ из пихты до 9% , из ели – до 6% от массы сухого сырья. Исследован химический состав выделенных соединений и показано, что разработанная технология позволяет выделять с высокими выходами различные классы биологически активных веществ.

Ключевые слова: экстрактор, хвойная древесная зелень, эмульсионный способ, биологически активные соединения.

Comparative assessment of extraction equipment for efficient isolation of extractives of coniferous wood greenery

T. V. Hurskainen, N. N. Skripova, A. V. Kutchin,
Institute of Chemistry Komi Science Centre Ural Branch of RAS,
48 Pervomayskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: hurshkainen@chemi.komisc.ru

Renewable plant raw materials are the source of bioactive substances, which are used to obtain specimen for medicine, pharmacology, veterinary medicine, agriculture, etc.

The aim of the research is to develop a complex technology of processing plant raw material by ecologically friendly emulsion method for obtaining natural biopreparations. Coniferous wood greenery is waste products of lumbering, which are not used. Meanwhile, extractive compounds of wood greenery possess a wide spectrum of biological activity. The reason which hardens the industrial processing of wood greenery is insufficient development of technological schemes of complex processing for highly effective production. The improvement in techniques of extraction will allow to isolate valuable ready-made compounds most full. These compounds frequently cannot be obtained synthetically or their synthesis is expensive and difficult.

The method of emulsion extraction developed in the Institute of Chemistry of Komi SC of the Ural Division RAS is environmentally safe and the production cost is rather low. The method of emulsion extraction is based on raw material processing with water solution of alkali.

In the paper the results of isolation of low-molecular compounds from *Abies* and *Picea* wood greenery by ecologically safe emulsion method with use of various extraction equipment (rotor-and-pulsing, gravitational and modernized extraction-and-filtering devices) are represented. It is established that processing raw material in the modernized extraction-and-filtering device allows to get extractive compounds from *Abies* up to 9%, from *Picea* – up to 6% (of dry raw material weigh). The chemical composition of the isolated compounds is investigated. It is shown that the developed technology allows to extract various classes of biologically active substances with high outputs.

Keywords: extractor, coniferous greens, emulsion method, biologically active compounds.

Хвойная древесная зелень (ДЗ) является богатым источником биологически активных экстрактивных веществ. Для их выделения используются способы экстракции водой, органическими растворителями, сжиженными газами [1]. Преимуществом водной экстракции является экологическая безопасность процесса и продуктов. Однако для достижения высокой степени извлечения экстрактивных веществ необходимо длительное проведение экстракции при высоких температурах, при этом термолабильные биологически активные компоненты подвергаются деструкции. Использование воды в качестве экстрагента позволяет выделять только гидрофильные соединения.

Органические растворители извлекают разные по полярности соединения. Для экстракции используются бензин, этиловый и изопропиловый спирты, этилацетат и другие растворители. Существенным недостатком этого способа является присутствие в продуктах остаточных количеств растворителей, а также пожароопасность экстракционного процесса.

Хорошими экстрагентами с точки зрения селективности извлекаемых веществ и экологической безопасности являются сжиженные газы, но при этом существенно возрастает себестоимость получаемых продуктов переработки хвойного сырья из-за использования сложного дорогостоящего технологического оборудования [2].

Разработанный в Институте химии Коми НЦ УрО РАН способ эмульсионной экстракции с использованием в качестве экстрагента водно-щелочного раствора отличается экологической безопасностью и позволяет выделять как гидрофильные, так и гидрофобные соединения.

Целью работы являлось изучение эффективности использования различного оборудования для выделения эмульсионным способом экстрактивных веществ хвойной ДЗ.

Объекты и методы

В экспериментах использовали ДЗ пихты и ели, соответствующую условиям ГОСТа 21679-84, собранную в окрестностях г. Сыктывкара. Влажность сырья определяли по методу Дино-Старка [3].

Размол сырья осуществляли на дисковом измельчителе до фракции 80–100 мм, затем на шнековом измельчителе до фракции 1,0–5,0 мм.

Эмульсионную экстракцию сырья проводили при температуре 45–50 °С в роторно-пульсационном, гравитационном и модерни-

зированном экстракционно-фильтрационном аппаратах.

Выделение нейтральных и кислых экстрактивных веществ из эмульсионных растворов осуществляли по методике [4]. Нейтральные компоненты экстрагировали в делительной воронке петролейным эфиром. После подкисления эмульсионного раствора кислые компоненты выделяли диэтиловым эфиром. Полученные экстракты сушили над безводным сульфатом натрия и упаривали на роторном испарителе.

Исследование химического состава нейтральных компонентов проводили по методике [5]. Нейтральные соединения омыляли 15%-ным спиртовым раствором КОН. Неомыляемые вещества вымораживали при температуре 4 °С для выпадения β-ситостерина. После фильтрования ситостерина неомыленные вещества разделяли адсорбционной хроматографией на силикагеле системой растворителей петролейный эфир/диэтиловый эфир.

Эфирные масла выделяли методом гидродистилляции [6]. В двугорлую колбу объёмом 2 л, в которую вставили трубку, доходящую до дна колбы, заливали 1 л эмульсионного раствора. По трубке из парообразователя поступал пар. Под действием водяного пара из древесной зелени выделяются эфирные масла, которые, проходя через холодильник, скапливаются в сборнике. Перегонку вели в течение 3 часов. Водный раствор эфирных масел далее экстрагировали диэтиловым эфиром. Экстракт эфирных масел сушили над безводным сульфатом натрия и упаривали на роторном испарителе.

Содержание каротиноидов анализировали методом УФ-спектроскопии [7]. Нейтральные компоненты растворяли в гексане и снимали УФ-спектры на приборе UF-1700 Series. Содержание флавоноидов в пересчёте на рутин (Alfa Aesar) проводили по методике [8].

Разделение компонентов осуществляли методом колоночной хроматографии на силикагеле Alfa Aesar 70-230 системой растворителей петролейный эфир – диэтиловый эфир с возрастающей долей последнего. Идентифицировали компоненты по данным ИК- и ЯМР-спектроскопии в сравнении со спектрами стандартных образцов и с литературными данными.

Работа выполнена с использованием оборудования ЦКП «Химия» Института химии Коми НЦ УрО РАН.

Обсуждение результатов

Разработка технологии эмульсионного способа выделения экстрактивных веществ

ДЗ пихты нами ранее была проведена с использованием пульсационно-фильтрационного экстрактора объёмом 500 л (АИС 2.952.020, изготовитель ИРЕА «Пензмаш»), оптимальные условия экстракции сырья представлены в таблице 1. Выход экстрактивных веществ пихты в этих условиях составил 6–7% от массы абсолютно сухого сырья (а.с.с.). В ходе проведения экспериментов был выявлен недостаток данного вида оборудования – образование застойных зон в аппарате.

Вданной работе продолжены исследования по совершенствованию технологии выделения экстрактивных компонентов из хвойной ДЗ и показано, что выход экстрактивных веществ в значительной степени зависит от аппаратного оформления технологического процесса. Известны различные экстракционные аппараты для выделения биологически активных веществ из растительного сырья [9]. Для переработки сырья нами использованы дельта-ротор (роторно-пульсационный аппарат, изготовитель ООО НПП «Авиатехника», г. Казань), гравитационный и модернизированный экстракционно-фильтрационный аппараты, разработанные на малом предприятии Института химии ООО «НТП ИХ КНЦ УрО РАН» (рис. 1).

Дельта-ротор относится к роторно-пульсационным аппаратам (РПА), реализующим

метод гидромеханического воздействия на химико-технологические процессы. Использование РПА позволяет значительно интенсифицировать процесс экстракции растительного сырья за счёт многократной обработки сырья посредством измельчения, истирания и ударных нагрузок [10]. В ходе проведения экспериментов по использованию дельта-ротора для эмульсионной экстракции хвойной ДЗ был выявлен ряд недостатков, не позволяющих использовать данный вид оборудования в технологическом процессе. В первую очередь это получение в результате обработки сырья трудноразделяемой суспензии, а также забивка щелей в роторе и статоре, из-за чего приходится периодически останавливать и чистить аппарат. В результате такой обработки возникают значительные технологические трудности при фильтровании полученного гетерогенного раствора.

Для проведения процесса эмульсионной экстракции непосредственно на месте лесозаготовок нами разработана мобильная гравитационная установка. Корпус установки выполнен в виде барабана грушевидной формы, вращающегося под углом. В барабане имеются лопасти, изогнутые в сторону вращения. При вращении барабана под углом сырьё поднимается лопастями, а затем под действием гравитационных сил падает, что обеспечивает интенсификацию

Таблица 1

Условия экстракции ДЗ пихты в пульсационно-фильтрационном аппарате

Показатель	Значение
Степень размола сырья, мм	1–5 мм
Температура процесса, °С	50 ± 5
Гидромодуль	1/10
Концентрация экстрагирующего раствора, %	5
Время экстракции, ч	4

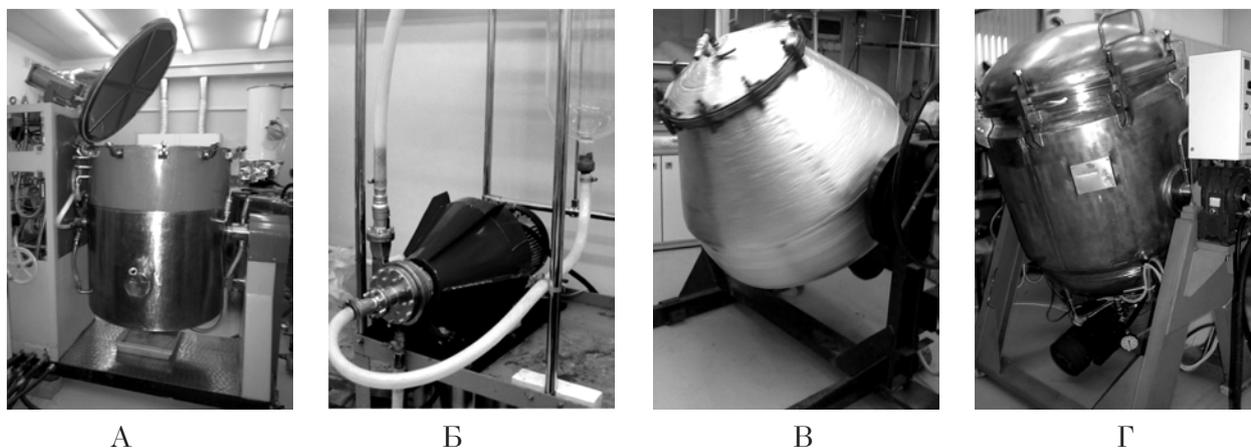


Рис. 1. Экстракторы: А) пульсационно-фильтрационный, Б) дельта-ротор, В) гравитационный, Г) модернизированный экстракционно-фильтрационный

Таблица 2

Выход экстрактивных веществ из эмульсионных экстрактов пихты и ели при использовании различного оборудования

Экстрактор	Выход, % от веса а.с.с.		Технологические особенности
	ДЗ пихты	ДЗ ели	
Пульсационно-фильтрационный	6–7	3–4	Образование застойных зон
Дельта-ротатор	10–11	7–8	Проблемы фильтрования
Гравитационный	6–7	4–5	Мобильный экстрактор
Модернизированный	8–9	5–6	–

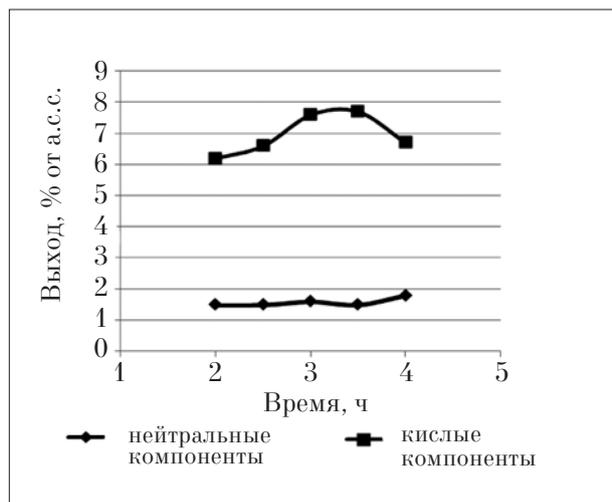


Рис. 2. Зависимость выхода экстрактивных веществ древесной зелени пихты от времени процесса эмульсионной экстракции

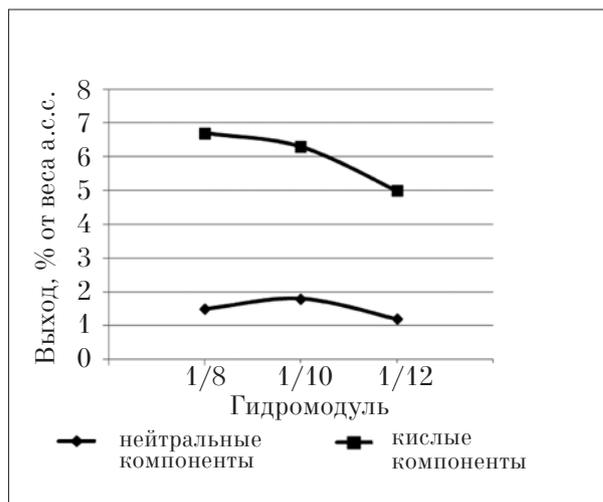


Рис. 3. Зависимость выхода экстрактивных веществ древесной зелени пихты от гидро модуля процесса эмульсионной экстракции

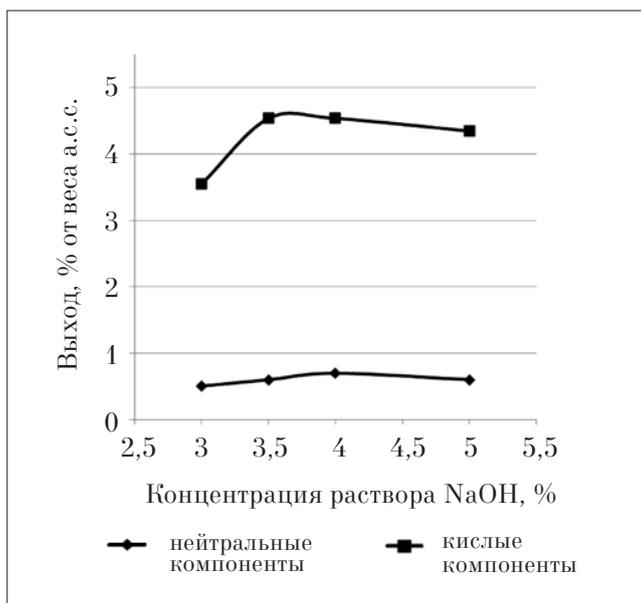


Рис. 4. Зависимость выхода экстрактивных веществ древесной зелени ели от концентрации раствора NaOH

Таблица 3

Состав биологически активных компонентов древесной зелени (ДЗ), % от массы сырья

Компоненты	ДЗ пихты	ДЗ ели
Гидрофобные		
Эфирные масла	1,0–1,5	0,5–0,7
Полипренолы	0,1–0,2	0,1–0,2
Ситостерин	0,8–0,9	0,7–0,8
Насыщенные спирты	0,07–0,08	0,02–0,03
Каротиноиды	1,60 мг%	1,65 мг%
Гидрофильные		
Флавоноиды	1,1–1,2	0,7–0,8
Кислые компоненты	5,5–7,0	3,5–4,5

фикацию массообменных процессов за счёт улучшения гидродинамических условий экстракции сырья.

Модернизированный экстракционно-фильтрационный аппарат разработан с целью устранения недостатка пульсационно-фильтрационного аппарата – застойных зон при переработке сырья. Модернизированный аппарат выполнен аналогично пульсационно-фильтрационному: это цилиндрический корпус с устройством для переворачивания на 180°, с откидывающейся крышкой, содержащей встроенную в неё фильтрующую перегородку, а пульсационный колокол в нём заменён на механическую мешалку.

В таблицу 2 сведены результаты экспериментальной работы по исследованию эмульсионной экстракции хвойного сырья. Выходы экстрактивных веществ из ДЗ определяли, суммируя нейтральные и кислые экстрактивные вещества, выделенные из эмульсионных растворов.

При последовательной экстракции ДЗ органическими растворителями (бензин, спирт, ацетон) суммарный выход экстрактивных веществ из пихты составляет 8%, из ели – 6% [11]. В наших опытах максимальный выход экстрактивных веществ был достигнут при использовании дельта-ротора. Однако недостатки роторно-пульсационного аппарата, описанные выше, не позволяют использовать его для эмульсионного способа переработки хвойного сырья. Наиболее эффективным оборудованием является модернизированный экстракционно-фильтрационный аппарат, степень извлечения экстрактивных веществ в нём не уступает примеру с использованием органических растворителей.

Для разработки технологии эмульсионной экстракции были проведены эксперименты в модернизированном экстракторе по определению

эффективных параметров проведения процесса (рис. 2–4). В опытах варьировали концентрацию экстрагирующего раствора от 3 до 5%, гидромодуль – от 1/8 до 1/12, время экстракции – от 2 до 4 час. Установлено, что оптимальными условиями процесса являются длительность 3–3,5 час, гидромодуль 1/8–1/10, концентрация щелочного раствора 3,5–5%. При этом выход экстрактивных веществ из ДЗ пихты достигает 9%, из ели – 6% от массы сырья.

Исследования химического состава экстрактивных веществ показали, что в результате эмульсионной экстракции хвойной ДЗ выделяются как гидрофильные, так и гидрофобные компоненты (табл. 3).

Таким образом, в результате проведения экспериментальных исследований установлено, что в технологии выделения экстрактивных веществ из хвойной ДЗ экологически безопасным эмульсионным способом наиболее эффективным является модернизированный экстракционно-фильтрационный аппарат. Биологически активные компоненты извлекаются из сырья с высокими выходами и без использования органических растворителей.

Литература

1. Ушанова В.М., Ушанов С.В., Репях С.М. Состав и переработка древесной зелени и коры пихты сибирской. Красноярск: Ред.-изд. отдел СибГТУ. 2008. С. 172–184.
2. Рубчевская Л.П., Ушанова В.М., Журавлёва Л.Н. Биологически активные вещества углекислотных и пропан-бутановых экстрактов древесной зелени // Российский химический журнал. 2004. Т. XLVIII. № 3. С. 80–83.
3. Колесников А.Л. Технический анализ продуктов органического синтеза. М.: Высшая школа. 1966. 22 с.
4. Кучин А.В., Карманова Л.П., Королёва А.А., Хуршкайнен Т.В., Сычёв Р.Л. Эмульсионный способ

выделения липидов. Патент РФ 2117487. Опубликовано 20.08.1998.

5. Королёва А.А., Карманова Л.П., Кучин А.В. Способ выделения полипренолов из растительного сырья // Известия высших учебных заведений. Серия: Химия и химическая технология. 2005. Т. 48. № 3. С. 97–99.

6. Лазурьевский Г.В., Терентьева И.В. Практические работы по химии природных соединений. М.: Высш. школа. 1966. 11 с.

7. Бритон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.

8. Музычкина Р.А., Королькин Д.Ю., Абилов Ж.А.. Качественный и количественный анализ основных групп БАВ в лекарственном растительном сырье и фитопрепаратах. Алматы: «Казак университети». 2004. С. 242–243.

9. Пономарёв В.Д. Экстрагирование лекарственного сырья. М.: Медицина. 1976. 202 с.

10. Балабудкин М.А. Роторно-пульсационные аппараты в химико-фармацевтической промышленности. М.: Медицина. 1983. 160 с.

11. Рощин В.И., Васильев С.Н., Павлуцкая И.С., Баранова Р.А., Скачкова Н.М. Способ переработки древесной зелени хвойных пород. Патент РФ 2015150. Опубликовано 30.06.1994.

References

1. Ushanova V.M., Ushanov S.V., Repyakh S.M. Composition and processing of wood green and bark of Siberian fir. Krasnoyarsk: Red.-izd. otdel SibGTU. 2008. P. 172–184 (in Russian).

2. Rubchevskaya L.P., Ushanova V.M., Zhuravleva L.N. Biologically active substances of carbon dioxide

and propane-butane extracts of wood green // Rossiyskiy khimicheskiy zhurnal. 2004. T. XLVIII. № 3. P. 80–83 (in Russian).

3. Kolesnikov A.L. Technical analysis of products of organic synthesis. M.: Vysshaya shkola, 1966. 22 p. (in Russian).

4. Kuchin A.V., Karmanova L.P., Koroleva A.A., Khurshkaynen T.V., Sychev R.L. Lipid emulsion separation method. Patent RU 2117487. 20.08.1998 (in Russian).

5. Koroleva A.A., Karmanova L.P., Kutchin A.V. A method for isolating polyprenols from plants // Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedeniy. Seriya: Khimiya i khimicheskaya tekhnologiya. 2005. T. 48. № 3. P. 97–99 (in Russian).

6. Lazuryevskiy G.V., Terentyeva I.V. Practical work on Chemistry of natural compounds. M.: Vysshaya shkola. 1966. 11 p. (in Russian).

7. Briton G. Biochemistry of natural pigments. M.: Mir, 1986. 422 p. (in Russian).

8. Muzychkina R.A., Korulkin D.Yu., Abilov Zh.A. Qualitative and quantitative analysis of the main groups of biologically active substances in medicinal herbs and medicines. Almaty: «Kazak universiteti», 2004. P. 242–243 (in Russian).

9. Ponomarev V.D. Extraction of medicinal raw materials. M.: Meditsina. 1976. 202 p. (in Russian).

10. Balabudkin M.A. Rotor-pulsation machines in chemical and pharmaceutical industry. M.: Meditsina. 1983. 160 p. (in Russian).

11. Roshchin V.I., Vasilyev S.N., Pavlutsкая I.S., Baranova R.A., Skachkova N.M. Method of processing conifers wood green. Patent RU 2015150. 30.06.1994 (in Russian).

Совершенствование тетразольно-топографического метода биотестирования с использованием цианобактерий

© 2017. А. И. Фокина¹, к. б. н., доцент, Л. И. Домрачева^{2,3}, д. б. н., профессор, Ю. Н. Зыкова², к. б. н., доцент, С. Г. Скугорева^{1,2,3}, к. б. н., доцент, магистрант, н. с., Е. И. Лялина¹, ассистент, Л. В. Трефилова², к. б. н., доцент,

¹ Вятский государственный университет, 610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,

² Вятская государственная сельскохозяйственная академия, 610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, 133,

³ Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, 167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28, e-mail: annushka-fokina@mail.ru, dli-alga@mail.ru

Тетразольно-топографический метод определения дегидрогеназной активности почвенных цианобактерий (ЦБ) сравнительно недавно используется в качестве метода исследования токсичности объектов окружающей среды, загрязнённых различными поллютантами. Методика заключается в том, что гомогенизированную культуру ЦБ вносят в исследуемый раствор или почвенную вытяжку на 19–20 часов, затем культуру отделяют от раствора центрифугированием и заливают 0,075% раствором 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида (ТТХ) на 3 часа (освещённость 1500–2000 лк, температура 25–30 °С), а при необходимости и на более длительное время. Используя прямое микроскопирование, подсчитывают количество клеток микроорганизмов, в которых образовались кристаллы формазана карминово-красного цвета, и те клетки, в которых кристаллы не образовались. Для оценки степени токсичности исследуемой среды высчитывают долю клеток с кристаллами формазана. Токсичными считают варианты, в которых доля клеток с кристаллами не превышает 50%.

Тетразольно-топографический метод зарекомендовал себя как чувствительный, экономичный и адекватный метод биотестирования. Однако в его первоначальном варианте страдал такой показатель, как экспрессность. Продолжительность биотестирования достигала иногда двух суток. Поэтому целью работы было совершенствование имеющейся методики в направлении сокращения времени биотестирования и уточнения её параметров (вид, титр и возраст культур ЦБ, степень фрагментации нитей, физические факторы), установка метрологических характеристик методики и апробация. В усовершенствованном варианте методики экспозицию культуры с исследуемым раствором и раствором ТТХ проводят при температуре 27 °С и освещённости 4500 лк, при этом возраст культуры должен составлять 2–4 месяца, а степень фрагментации нитей микроорганизмов такая, чтобы не менее 75% клеток находилась в цепочках менее чем 10 клеток, а титр культуры соответствовал $2 \cdot 10^7$ кл./см³. Усовершенствованная методика апробирована как на модельных растворах токсикантов (сульфат меди (II) и фосфорорганические соединения), так и в ходе комплексного геоэкологического исследования антропогенно нарушенных территорий. В качестве тест-культуры использовали ЦБ *Nostoc paludosum* 18, выделенную из почв Кировской области.

Ключевые слова: цианобактерии, биотестирование, дегидрогеназная активность, трифенилтетразолий хлорид, формазан, жизнеспособность клеток, фрагментация нитей.

Improving tetrazol-topographic method of biotesting using cyanobacteria

A. I. Fokina¹, L. I. Domracheva^{2,3}, Yu. N. Zykova², S. G. Skugoreva^{1,2,3}, E. I. Lyalina¹, L.V. Trefilova²,

¹ Vyatka State University,

36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

² Vyatka State Agricultural Academy,

133 Oktyabrskiy Prospect, Kirov, Russia, 610017,

³ Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,

28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

e-mail: annushka-fokina@mail.ru, dli-alga@mail.ru

Tetrazole-topographical method of determining dehydrogenase activity of soil cyanobacteria (CB) has been recently used as for assessing toxicity of environmental objects contaminated with various pollutants. The method consists in introduction of a homogenized culture of CB into a test solution or soil extract for 19–20 hours, then the culture

is separated from the solution by centrifugation and is filled with a 0.075% solution of 2,3,5-triphenyltetrazolium chloride (TTC) for 3 hours or, if necessary, for a longer time (illumination is 1500–2000 lux, temperature is 25–30 °C). Using direct microscopy, they count the number of microbial cells, those with the crystals of carmine red formazan, as well as cells those in which crystals were not formed. To assess toxicity of the medium under research they count the proportion of cells with formazan crystals. The options in which less than 50% cells contain formazan crystals are considered toxic.

Tetrazole-topographical method has proven itself as a sensitive, economical, and adequate bioassay method. However, in its initial version the indicator of rapidity was faulty. Duration of bioassay sometimes lasted two days. Therefore, the aim of the work was to improve the existing method, that is to reduce the time of biological testing and refinement of its parameters (type, titer, and age of CB cultures, the degree of fragmentation of threads, physical factors), installation of metrological performance and testing methods. In the improved variant of the method the exposure of culture with the test solution and a solution of TTX is conducted at 27 °C and illumination of 4500 lux, the age of the culture should be 2–4 months, and the degree of fragmentation of microorganisms threads should be that way that at least 75% cells were parts of chains consisting of less than 10 cells, and culture titer were $2 \cdot 10^7$ cells/cm³. The improved methodology was tested both in model solutions of toxicants (copper sulfate (II) and organophosphorus compounds), and in complex geo-environmental research of anthropogenic ally disturbed areas. The CB *Nostoc paludosum* 18 from soil of Kirov region was used as a test culture.

Keywords: cyanobacteria, bioassay, dehydrogenase activity, triphenyltetrazolium chloride, formazan, cell viability.

Биотестирование – обязательный приём в экологических исследованиях при определении степени загрязнения окружающей среды и уровня токсичности тех или иных соединений. В качестве тест-объектов используются макро- и микроорганизмы различной систематической принадлежности. В последние годы было установлено, что многие задачи биомониторинга можно решить, опираясь на такую уникальную группу почвенных микрофототрофов, как цианобактерии (ЦБ) [1, 2]. На действие токсикантов в моделируемых или природных условиях популяции ЦБ отвечают реакциями, которые легко отслеживаются по показателям видового разнообразия, количественного обилия, активности ферментов, интенсивности фотосинтеза и биохемилюминесценции, концентрации хлорофилла и феофитина, накоплению малонового диальдегида при перекисном окислении липидов. Среди этих показателей одним из наиболее убедительных является жизнеспособность клеток ЦБ, определяемая по дегидрогеназной активности с использованием 2,3,5-трифенилтетразолий хлорида (ТТХ). Это так называемый тетразолюльно-топографический метод [3]. Первоисточником метода является его использование в растениеводстве для определения жизнеспособности семян [4]. Сущность метода состоит в том, что в живых клетках ТТХ, акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в кристаллы 2,3,5-трифенилформазана, имеющего красную или малиновую окраску. Результат указанной реакции в популяциях ЦБ можно наблюдать под микроскопом, дифференцируя клетки с кристаллами формазана, учитывая их как жизнеспособные и без формазана, считая их погибшими (рис. 1 на цветной вкладке).

Установлено, что эффект от действия токсикантов зависит от титра клеток ЦБ и целостности цианобактериальной популяции (плёночное или гомогенизированное состояние) [3, 5]. Итогом исследований стала методика, заключающаяся в том, что гомогенизированную культуру ЦБ вносят в исследуемый раствор или почвенную вытяжку на 19–20 часов, затем культуру центрифугируют, отмывают дистиллированной водой и заливают 0,075% раствором ТТХ на 3 часа [6]. В указанном виде методика была апробирована в следующих исследованиях.

– Исследовано влияние метилфосфоновой кислоты и глифосата на дегидрогеназную активность почвенных ЦБ [6, 7].

– При воздействии возрастающих концентраций фторкаучуков марки СКФ-26 на клетки *Nostoc paludosum* было установлено, что все они в той или иной степени являются токсичными [8].

– В серии опытов впервые была определена токсичность трёх марок автошампуней (Концентрат, Felix и Uni) в концентрациях, рекомендуемых для мытья автомобилей при использовании двух видов ЦБ в качестве тест-культур. Было установлено, что все три испытуемых автошампуня резко снижают численность живых клеток. При этом репрессивная активность автошампуней Felix и Uni достигает 98,5 и 99,2% соответственно у *Fischerella muscicola*. Устойчивость *N. paludosum* существенно выше, чем у фишереллы, при действии любого автошампуня. В контроле число нежизнеспособных клеток всего 1,0% для *F. muscicola* и 2,9% для *N. paludosum*. Результаты проведённых исследований с использованием ЦБ показывают, что применение СПАВ

в виде автошампуней для мойки автомобилей может представлять весьма существенную опасность для водной и почвенной биоты [9].

– Исследовано действие ацетата свинца, сульфата меди; хлорида натрия; бензина 92-й марки и гербицида трефлан. Концентрации поллютантов соответствовали 5 ПДК для тяжёлых металлов (ТМ), для бензина и хлорида натрия – 5% от объёма культуральной среды, для трефлана была выбрана производственная доза – 0,2%. Показано, что эффект действия отдельных токсикантов проявился, в первую очередь, в существенной гибели клеток [10].

– Цианобактерии использованы для тестирования почвенных вытяжек. Для сравнения исследовали почвенную вытяжку серии модельных опытов, в которых в течение трёх месяцев изучали действие пестицидов старого и нового поколений на почвенную микрофлору. В качестве тест-организма использовали ЦБ *N. muscorum*. Определение жизнеспособности клеток ЦБ в почвенной вытяжке в модельном опыте показало, что испытываемые пестициды обладают различной степенью токсичности по отношению к *N. muscorum* и располагаются в ряд: ДДТ > Гексохлорбензол = Круйзер > Симазин = Дивиденд стар > Гербитокс = Пивот [11].

Кроме того, методика широко апробирована на образцах почв, отобранных в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината, захоронения пестицидов и т. п. [12].

Таким образом, в ходе этих экспериментов было установлено, что по мере увеличения концентрации токсиканта происходит уменьшение доли жизнеспособных клеток с одновременным ростом процента мёртвых [13].

Предпринимались попытки модификации методики в сторону её совершенствования со спектрофотометрическим определением содержания формазана [14]. Однако такой способ реализации методики не всегда успешен. Например, количество формазана может быть больше в том варианте, где кристаллы образовались в 10% клеток, чем в варианте, где кристаллы образовались в 80% клеток за счёт того, что кристаллы в варианте с их меньшим количеством значительно крупнее тех, что в варианте с большим количеством формазан-содержащих клеток.

При использовании тетразольно-топографического метода страдает такой показатель, как экспрессность: исследование токсичности одной пробы занимает более суток. Кроме того, дальнейшей детализации требуют исследования по выявлению наиболее чувствительных видов ЦБ к определённым токсикантам.

Поэтому целью работы было совершенствование стандартной методики в направлении сокращения времени биотестирования и уточнения её параметров (вид, титр и возраст культур ЦБ, степень фрагментации нитей, физические факторы, установка метрологических характеристик методики) и апробация.

Объекты и методы исследования

Совершенствование тетразольно-топографической методики определения токсичности

Ранее было показано, что наиболее чувствительными являются следующие виды ЦБ, выделенных из почв Кировской области: *N. linckia*, *N. paludosum* и *N. muscorum* [14], а также *Fischerella muscicola* [9]. Поэтому на первом этапе данной работы у всех вышеуказанных культур, кроме *N. muscorum*, исследован отклик на действие сульфата меди с концентрацией ионов меди Cu^{2+} , равной 1 мг/дм³ (согласно ПДК в питьевой воде), фосфорорганических соединений (концентрации соответствуют сублетальному уровню): глифосат – 0,17 мг/дм³, метилфосфоновая кислота – 0,96 мг/дм³. Культуры ЦБ выдерживали в растворах в течение суток, отмывали дистиллированной водой и оставляли в 0,075%-ном растворе ТТХ до образования кристаллов формазана, отчётливо регистрируемых в клетках ЦБ в контрольном варианте при микроскопировании с иммерсией. Титр культур составлял $2 \cdot 10^6$, $2 \cdot 10^7$ и $2 \cdot 10^8$ кл./см³.

Исследована возможность использования освещённости 4500 лк и температуры 27 °С для сокращения продолжительности экспозиции культуры в растворе ТТХ: культуру после контакта с раствором сульфата меди (II) и дистиллированной водой (контроль) помещали в 0,075%-ный водный раствор ТТХ, каждые 20 минут делали мазок и прямым микроскопированием устанавливали момент, когда в клетках микроорганизмов образуются хорошо просматриваемые кристаллы формазана.

Для установления оптимальной степени фрагментации нитей ЦБ суспензию культуры гомогенизировали 0,5; 1; 3 минуты на гомогенизаторе марки Homogenizer type 302 при 9000 об./мин. После гомогенизации подсчитывали долю клеток, входящих в цепочки различной длины. Далее суспензии с различной степенью фрагментации нитей помещали в растворы сульфата меди (II) с концентрацией ионов

меди Cu^{2+} , равной 1 мг/дм^3 , на сутки. Затем культуру отмывали дистиллированной водой и оставляли на 60 минут при освещённости 4500 лк в 0,075%-ном растворе ТТХ до образования кристаллов формазана.

Для установления оптимального для биотестирования возраста культуры её отбирали из одной и той же ёмкости через 1, 2, 3, 4 и 6 месяцев выращивания в среде Громова № 6 без азота. Вносили в раствор сульфата меди (II) с концентрацией ионов меди (II), равной 1 мг/дм^3 , и без внесения соли металла и выявляли уровень дегидрогеназной активности.

Использование методики биотестирования в комплексном геоэкологическом мониторинге антропогенно-трансформированных территорий

Разработанная методика была применена в рамках комплексного исследования двух территорий: вблизи ТЭЦ-5 (Кировская область, г. Киров) и вблизи металлоперерабатывающего предприятия «Электроцинк», расположенного в г. Владикавказе (Республика Северная Осетия – Алания).

ТЭЦ-5 является одной из самых мощных ТЭЦ в г. Кирове. В непосредственной близости к ней располагается множество садово-огородных участков. Поэтому знание того, насколько велико влияние ТЭЦ на экологическую обстановку вблизи предприятия, является актуальным.

Выбор территории г. Владикавказа как объекта комплексной геоэкологической оценки основан на том, что на территории города имеются источники значительного антропогенного загрязнения, способные существенно изменить экологическую обстановку в указанном населённом пункте.

В отобранных образцах урбанозёмов содержание органического вещества определяли фотометрически по методу Тюрина в модификации ЦИНАО: по количеству образовавшегося иона хрома Cr^{3+} [15], кислотность – потенциометрически в водной и солевой вытяжках [16], содержание бенз[а]пирена – методом высокоэффективной жидкостной хроматографии [17], нефтепродукты – флуориметрическим методом [18], тяжёлые металлы (Zn, Pb, Cu) – атомно-абсорбционным методом [19]. Определение токсичности вели по усовершенствованной нами тетразолюно-топографической методике.

Результаты и их обсуждение

Исследование чувствительности различных культур к действию токсикантов

Установлено, что самой чувствительной культурой является *N. paludosum* с титром $2 \cdot 10^6$ и $2 \cdot 10^7$ кл./см³, однако удобнее работать с культурой с титром $2 \cdot 10^7$ кл./см³. (табл. 1).

Далее культуру *N. paludosum* с титром $2 \cdot 10^7$ кл./см³ использовали для исследования токсичности растворов сульфата меди (II) и гербицида Базагран (гербицид из класса триазинов) с концентрацией действующего вещества 0,1; 1 и 2 ПДК (ПДК для меди составляет 1 мг/дм^3 , гербицида – $0,01 \text{ мг/дм}^3$) в виде растворов индивидуальных веществ и аналогичных растворов, но с добавлением сильного биопротектора – восстановленного глутатиона (GSH) в концентрациях $2 \cdot 10^{-3}$; $2 \cdot 10^{-2}$; $0,04 \text{ мг/дм}^3$ соответственно. Культуру выдерживали сутки в растворах токсикантов, отмывали дистиллированной водой и заливали 0,075%-ным раствором ТТХ. Суспензию ЦБ, залитую раствором ТТХ, помещали в камеру, где поддерживали постоянную температуру, равную $27 \text{ }^\circ\text{C}$ при освещённости 4500 лк. Каждые 20 минут с начала экспозиции методом микроскопирования в мазках контрольного варианта устанавливали степень образования кристаллов формазана, которые начинали появляться уже через 20 минут, однако представляли собой едва заметные вкрапления в клетках культуры. Хорошо фиксируемые визуально кристаллы образуются к 40-й минуте. Формирование крупных кристаллов происходит к 60-й минуте. Более продолжительное выдерживание в ТТХ не влияет на результат анализа. Освещённость в камере играла важную роль в протекании реакции, так как при освещении 1500–2000 лк реакция проходила не менее трёх часов, а зачастую нужный эффект достигался через сутки, что значительно снижало экспрессность методики.

Кроме того, выявлено, что повышение температуры до $27 \text{ }^\circ\text{C}$ и освещённости до 4500 лк позволяет существенно снизить продолжительность экспозиции микроорганизмов не только с ТТХ, но и с исследуемым раствором (достаточно 3-часовой экспозиции). Таким образом, общая продолжительность токсикологического исследования тетразолюно-топографическим методом составляет около 5–6 часов, что вполне приемлемо для реализации в течение одного рабочего дня.

Удалось установить то, что раствор соли меди значительно токсичнее гербицида Базагран. Однако не следует забывать, что ПДК гербицида в 100 раз меньше, чем у ионов меди (II) и по абсолютному значению концентрации можно предположить, что Базагран окажет влияние сильнее ионов меди.

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

При увеличении концентрации обоих токсикантов уменьшается жизнеспособность культуры (табл. 2). Применённая методика позволяет фиксировать токсичность растворов, в которых концентрация более значения ПДК, а для ионов меди и при 0,1 ПДК. Присутствие глутатиона GSH положительно сказывается на жизнеспособности в случае с медью, а в вариантах с гербицидом, наоборот, она снижается.

Если сравнивать результаты, полученные методом прямого счёта под микроскопом и спектрофотометрическим определением количества образующегося формазана, то следует отметить наличие зависимости между значениями жизнеспособности и количеством образующегося в клетках формазана в вариантах с медью. С гербицидом такая зависимость существует только в вариантах без GSH. Следует отметить

Таблица 1

Влияние токсикантов на жизнеспособность различных штаммов цианобактерий

Титр, кл./см ³	Контроль		
	<i>N. linckia</i>	<i>N. paludosum</i>	<i>Fischerella muscicola</i>
2 · 10 ⁸	98,3±0,3	92,4±2,5	95,3±1,7
2 · 10 ⁷	98,2±0,8	95,4±1,5	93,7±0,3
2 · 10 ⁶	95,4±0,6	92,6±1,9	94,5±1,4
ПАВ			
2 · 10 ⁸	98,1±0,3	76,8±8,3	72,4±2,7
2 · 10 ⁷	93,7±2,2	94,7±3,2	95,6±0,5
2 · 10 ⁶	94,6±2,2	48,6±4,4	80,1±6,5
МФК			
2 · 10 ⁸	0	61,3±0,2	27±0,0
2 · 10 ⁷	0	51,3±2,0	0,3±0,0
2 · 10 ⁶	1,7±0,0	0,8±0,0	0
Глифосат			
2 · 10 ⁸	89,2±7,3	44,3±1,3	0
2 · 10 ⁷	96,1±0,9	50,3±5,3	93,5±1,8
2 · 10 ⁶	47,6±6,6	4,4	37,3±0,3
CuSO ₄			
2 · 10 ⁸	98,3±0,4	98,6±0,2	94,0±0,7
2 · 10 ⁷	97,5±1,0	76,5±7,5	97,0±0,3
2 · 10 ⁶	57,9±1,0	10,3±0,0	18,5±4,0

Таблица 2

Влияние состава раствора на жизнеспособность культуры почвенных цианобактерий *Nostoc paludosum*

Вариант	Жизнеспособность, %	Формазан, мкг/0,1 мг ЦБ
Контроль (вода)	91,00±3,5	26,26
Cu		
0,1 ПДК Cu	43,8±2,2	30,64
1 ПДК Cu	28,5±1,4	22,07
2 ПДК Cu	11,2±0,6	20,93
0,1 ПДК Cu+ GSH	53,9±2,7	39,20
1 ПДК Cu+ GSH	45,3±2,3	38,63
2 ПДК Cu+ GSH	40,8±2,1	23,59
Базагран		
0,1 ПДК базагран	71,2±3,6	12,08
1 ПДК базагран	67,3±3,4	11,61
2 ПДК базагран	33,8±1,7	10,94
0,1 ПДК базагран+ GSH	67,1±3,4	10,75
1 ПДК базагран + GSH	56,0±2,8	14,84
2 ПДК базагран + GSH	34,3±22,6	12,08

Таблица 3

Влияние степени фрагментации и ионов меди(II) на жизнеспособность ЦБ *N. paludosum*

Продолжительность гомогенизации, мин.	Степень фрагментации	Жизнеспособность, %	
		Контроль	2,7 мг Cu ²⁺ /дм ³
0	Цепочки из 1–10 клеток – 37%; цепочки из более чем 10 клеток – 63%	66,7±6,5	24,0±2,2
0,5	Цепочки из 1–10 клеток – 75%; цепочки из более чем 10 клеток – 25%	64±15	32,5±0,6
1	Цепочки из 1–10 клеток – 94%; цепочки из более чем 10 клеток – 6%	88,3±5,5	42,12±6,6
3	Цепочки из 1–10 клеток – 98%; цепочки из более чем 10 клеток – 2%	74,7±5,2	42,3±6,3

Таблица 4

Влияние возраста культуры ЦБ *Nostoc paludosum* ионов меди (II) на жизнеспособность клеток

Возраст культуры, месяцы	Жизнеспособность, %	
	Контроль	2 мг Cu ²⁺ /дм ³
1	96,7±6,5	44,0±2,2
2	93,4±1,5	42,5±0,6
4	92,0±3,5	42,12±6,6
6	80,7±3,2	29,3±6,3

одну очень важную для методики биотестирования особенность – по результатам спектрофотометрического определения для вариантов с солями меди не удаётся выявить токсичность ни в одном из вариантов. Для вариантов с Базаграном, наряду с отсутствием данных по жизнеспособности, не показывающих токсичность, все варианты оказываются токсичными.

Исследование влияния степени фрагментации на результат биотестирования

Выявлено, что степень фрагментации нитей ЦБ оказывает большое влияние на результаты опыта (табл. 3).

До гомогенизации культуры в суспензии около 63% клеток ЦБ находились в составе нитей длиной более 10 клеток, при этом кристаллы формазана после контакта культуры с раствором ТТХ обнаружены у 67% клеток. При гомогенизации культуры до состояния, когда почти все клетки находятся в цепочках из 10 клеток и менее – около 75%. Разница может быть обусловлена увеличением площади контакта ионов меди (II) с клетками. При менее фрагментированном состоянии культуры доля клеток с формазаном меньше, чем в культуре с большей степенью фрагментации, из-за невозможности контакта ТТХ с клетками, окружёнными цепочками из других клеток. Степень фрагментации оказывает существенное влияние на результат биотестирования. Так, доля клеток негомогенизированной культуры после контакта с ионами меди (II), в которых образовались кристаллы формазана, составляет всего 23–24%, в то время

как увеличение фрагментации приводит к росту этого показателя до 43–45%.

Исследование влияния возраста культуры на результат биотестирования

Возраст культуры в значительной степени влияет на результат биотестирования (табл. 4). Между результатами, полученными с 1, 2 и 4-месячными культурами при исследовании раствора сульфата меди (II) с концентрацией ионов меди (II), равной 2 мг Cu²⁺/дм³, достоверных различий нет. Жизнеспособность одномесечной культуры оказалась достаточно высокой, в отдельных повторностях её значение достигало 98–99%. Отличаются от остальных результаты, полученные в опытах с шестимесечной культурой, как в её контрольном, так и опытном (с ионами меди) вариантах, жизнеспособность существенно ниже, чем в остальных вариантах. Кроме того, замечено, что гомогенат шестимесечной культуры, по сравнению с другими, менее чем через сутки приобретает бурую окраску.

Таким образом, старение культуры приводит к существенному снижению жизнеспособности клеток ЦБ в присутствии токсиканта.

Апробация методики при исследовании реальных объектов

Территория вблизи ТЭЦ-5 (г. Киров, Кировская область)

Значения pH водных вытяжек из образцов урбанозёмов лежат в пределах от 5,65 до 7,28,

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

величины рН солевых вытяжек, соответственно от 4,75 до 6,45 (табл. 5). Таким образом, почвы на участке 6 относятся к сильнокислым, 7 – к среднекислым, 2 и 5 – к слабокислым, 1 и 4 – к близким к нейтральным, 3 и 8 – к нейтральным. Такое разнообразие почв даже по одному показателю – степени кислотности – отражает их генетическую неоднородность, осложнённую антропогенным и техногенным воздействием.

Содержание органического вещества в целом по территории достаточно низкое, варьирует от 1,04±0,21% до 5,8±0,6% (табл. 5). В образце первого участка содержание органики, по сравнению с другими образцами, самое высокое, что может быть обусловлено особенностями участка – на нём присутствуют залежи органического субстрата с высокой долей древесных опилок. По величине значения содержания органического вещества

Таблица 5

Свойства почв в окрестностях ТЭЦ-5, содержание в них нефтепродуктов и бенз[а]пирена

Номера участков	рН _{H₂O}	рН _{KCl}	Содержание орг. вещества, %	Содержание бенз[а]пирена, мкг/кг	Содержание нефтепродукты, мг/кг
1	6,93	5,95	5,8±0,6	0,97±0,27	5,8±2,3
2	6,60	5,31	1,34±0,27	1,00±0,28	5,0±2,0
3	7,13	6,01	1,14±0,23	0,94±0,26	4,9±1,9
4	6,82	5,78	3,8±0,6	0,51±0,14	5,1±2,1
5	6,73	5,43	1,50±0,30	н.п.	5,3±2,1
6	5,65	4,26	2,5±0,5	н.п.	5,1±2,0
7	5,73	4,78	1,8±0,3	н.п.	4,8±1,9
8	7,28	6,45	3,3±0,5	9,0±3,3	8,3±3,3

Примечание: н.п. – ниже предела обнаружения метода.

Таблица 6

Содержание ТМ в образцах почв, отобранных на территории вблизи ТЭЦ-5, мг/кг

Участок	Pb	Zn	Cu	$\frac{Z_{c(подв.)}}{Z_{c(вал.)}}$
1	0,498±0,011	7,60±0,06	0,13±0,012	5,1
	8,12±0,05	57,2±0,7	6,23±1,18	2,1
2	0,30±0,09	1,52±0,07	0,05±0,002	–
	4,59±0,12	21,20±0,04	6,24±0,40	1,2
3	0,42±0,06	1,14±0,06	0,12±0,018	2,0
	4,48±0,26	30,60±0,07	6,58±0,12	1,3
4	0,61±0,09	3,25±0,04	0,060±0,005	1,7
	13,80±0,27	55,65±0,07	10,2±2,8	3,2
5	0,970±0,016	1,33±0,012	0,0400±0,0012	1,4
	8,04±0,23	50,1±0,6	10,25±1,23	2,6
6	1,26±0,13	3,73±0,021	0,160±0,018	2,4
	12,5±0,6	68,23±0,30	10,8±2,3	3,5
7	0,40±0,06	6,60±0,07	0,080±0,005	3,7
	7,3±0,3	39,2±4,3	6,4±0,4	1,5
8	1,24±0,17	18,54±0,04	0,54±0,11	18,3
	16,40±0,27	117,9±0,4	14,5±1,6	6,7
Фон-луг	0,720±0,021	1,94±0,021	0,0600±0,0022	–
	7,5±0,5	32,50±1,30	5,11±1,21	
Фон-лес	1,223±0,011	1,92±0,011	0,110±0,012	–
	7,14±0,30	32,20±0,80	6,45±0,43	
ПДК (ОДК)	6 65*–130**	23 110*–220**	3 66*–132**	–

Примечание.* – значения ОДК для участков №№ 2, 5–7, ** – для участков №№ 1, 3, 4, 8. Здесь и далее в таблице 5: Над чертой приведены данные по содержанию подвижных форм, под чертой – валовых форм ТМ в почве. Прочерк обозначает, что данные отсутствуют или не могут быть определены. $Z_{c(подв.)}$, $Z_{c(вал.)}$ – суммарный коэффициент загрязнения почвы подвижными, валовыми формами ТМ.

после участка № 1 следуют участки №№ 3 и 4, которые характеризуются наличием лесных подстилок, перегнивание которых вносит вклад в содержание органики, а участок № 8 – садово-огородный массив и внесение органики может быть обусловлено хозяйственной деятельностью человека.

Содержание бенз[а]пирена не превышает норму (20 мкг/кг) и встречается только на участках №№ 1–4 в небольших количествах. Относительно высокое количество указанного поллютанта ($9,0 \pm 3,3$ мкг/кг) обнаружено в образце, отобранном на восьмом участке, однако это количество тоже не превышает ПДК. Содержание нефтепродуктов (табл. 5) в образцах всех участков, кроме № 8 (8 мкг/кг), колеблется около 5–6 мкг/кг. Все эти значения лежат в пределах ОДК (2000 мкг/кг) и условно фоновых величин для регионов, не ведущих добычу нефти (40 мкг/кг) [20].

В связи с использованием в качестве топлива на ТЭЦ угля особый интерес, кроме бенз[а]пирена и нефтепродуктов, представляют ТМ (табл. 6).

В изученных почвах содержание валовых и подвижных форм ТМ не превышало ОДК и ПДК. Однако при сопоставлении полученных концентраций ТМ с фоновыми значениями в основном отмечено превышение хотя бы по одному металлу. При расчёте суммарного показателя загрязнения Z_c установлено, что практически на всех участках он выше 1, т. е. превышает фон. Тем не менее лишь один участок № 8 обладает умеренно опасной степенью загрязнения по содержанию подвижных форм ТМ ($Z_{c(подв.)} = 18,3 > 16$), остальные участки характеризуются допустимой степенью загрязнения ($Z_{c(подв.)} = 16$).

Исследование токсичности отобранных образцов показало, что более всего дегидрогеназная активность клеток ЦБ подавлялась при экспозиции культуры с вытяжками из образцов № 3–6 и № 8 (рис. 2 А, см. цвет. вкладку), что согласуется с данными по содержанию токсиантов в образцах [21].

*Результаты комплексного
геоэкологического исследования
территории г. Владикавказа*

Исследуемые образцы урбаноэмов характеризуются значениями рН, близкими к нейтральному уровню (табл. 7). Содержание органического вещества колеблется в пределах от 2,2 до 11,5%. Основной особенностью проб является их высокое загрязнение соединениями ТМ. В большинстве образцов установлено

сверхнормативное содержание свинца: кратность превышения ОДК варьировала от 3,2 на участке № 3 до 28 на участке № 5. Содержание подвижных форм свинца во всех пробах превышало ПДК и фон (6 и 5 мкг/кг). Максимальные значения показателя определены в пробах с участков №№ 4 и 5: ПДК превышен в 102 и 310 раз соответственно.

Высокие концентрации соединений меди установлены в почве участка № 5: содержание валовых и подвижных форм элемента было выше норматива в 4,7 и 51 раз соответственно. В большинстве отобранных проб установлены высокие концентрации соединений цинка. Норматив содержания цинка превышен в 6–60 раз по валовым формам и в 18–256 раз по подвижным формам во всех пробах, кроме участка № 2.

Отличительной особенностью большинства проанализированных почвенных образцов является высокое содержание подвижных форм ТМ (до 310 ПДК), а также их высокая доля в валовом содержании элемента (до 50%). Относительно невысоким было содержание ТМ на участке № 2.

Суммарный показатель загрязнения проб почв валовыми формами ТМ сильно различается: от незагрязнённой почвы участка № 2 ($Z_{c(вал.)} < 1$) до чрезвычайно опасно загрязнённого участка № 5 ($Z_{c(вал.)} = 163$) (табл. 7, 8). Суммарный показатель загрязнения почв по подвижным формам ТМ гораздо выше, чем по валовым формам. Согласно рассчитанным значениям Z_c для подвижных форм ТМ пробы с участков №№ 5 и 4 имеют чрезвычайно опасную степень загрязнения ($Z_{c(подв.)} = 1173$ и 173), что вполне закономерно, так как участки их пробоотбора расположены ближе всех остальных к предприятию-загрязнителю.

Исследование токсичности по реакции почвенных ЦБ рода *Nostoc* показало, что вещества, содержащиеся в водных вытяжках из проб, отобранных на близлежащих к ОАО «Электроцинк» участках (№№ 4, 5), значительно угнетают дегидрогеназную активность микроорганизмов (на 81 и 100% соответственно), данные пробы признаны токсичными (рис. 2 Б, см. цвет. вкладку).

Реакция ЦБ коррелирует с валовым содержанием ТМ ($r=0,93$). Однако, как и при использовании аттестованных методик биотестирования, для некоторых участков высокие суммарные показатели загрязнения не вызывают критического ответного угнетения дегидрогеназной активности ЦБ. Например, образцы с участков № 1 и 3 угнетают ЦБ на $23,5 \pm 1,4$

Таблица 7

Характеристика проб урбаноэмов г. Владикавказа

№ пробы	рН _{Н₂О}	рН _{КСЛ}	Содержание органического вещества, %	Содержание ТМ, мг/кг			$\frac{Z_{c(подв.)}}{Z_{c(вал.)}}$
				Pb	Cu	Zn	
1	7,02	5,93	2,7±0,5	<u>149±31</u> 480±100	<u>2,0±0,5</u> 96±22	<u>490±160</u> 1400±500	<u>78</u> 18
2	6,55	5,53	7,3±0,7	<u>7,3±1,5</u> 43±9	<u>0,53±0,12</u> 26±6	<u>13±4</u> 102±34	<u>1,7</u> –
3	7,31	6,46	11,5±1,1	<u>162±34</u> 410±90	<u>2,1±0,5</u> 63±14	<u>420±140</u> 1500±500	<u>76</u> 19
4	7,60	6,93	11,0±1,1	<u>610±130</u> 1240±260	<u>5,3±1,2</u> 101±23	<u>470±150</u> 2000±700	<u>173</u> 29
5	6,60	6,06	5,0±0,7	<u>1860±390</u> 3700±800	<u>152±35</u> 620±140	<u>5900±1900</u> 13000±4000	<u>1173</u> 163
Фон	–	–	–	<u>5,0±0,9</u> 116±20	<u>0,66±0,11</u> 25±6	<u>10,3±2,9</u> 120±40	–
ПДК [22]/ ОДК [23]	–	–	–	<u>6</u> 130	<u>3</u> 132	<u>23</u> 220	–

Примечание. Жирным шрифтом выделены значения, превышающие норматив. Прочерк – определение или расчёт не проводили.

Таблица 8

Степень загрязнения проб урбаноэмов г. Владикавказа

Степень загрязнения	Z _c	№ проб	
		Z _{c(подв.)}	Z _{c(вал.)}
Допустимая	< 16	2	2
Умеренно опасная	16–32	–	1, 3, 4
Опасная	32–128	1, 3	–
Чрезвычайно опасная	> 128	4, 5	5

Примечание: Z_c – суммарный показатель загрязнения.

и 29,3±1,2% по сравнению с контролем, тогда как соответствующие Z_c равны 26,5 и 21,1, что характеризуется как умеренно опасная степень загрязнения.

Из разработанных методик биотестирования в целом следует отметить преимущества тетразолюно-топографического метода, с помощью которого удаётся обнаружить разницу в токсичности образцов, уровень загрязнений которых даже не превышает нормативного.

Заключение

Таким образом, в ходе проведённого исследования выявлено, что у культуры ЦБ *N. radiosum*, по сравнению с другими культурами, дегидрогеназная активность наиболее чувствительна к действию солей ТМ и фосфорорганических соединений. Оптимальным титром для регистрации уровня токсичности исследуемых растворов является $2 \cdot 10^7$ кл/см³.

Экспозиция культуры с исследуемым раствором и раствором ТТХ при температуре 27 °С

и освещённости 4500 лк позволяет повысить экспрессность методики, проведение биотестирования возможно в течение пяти часов.

Методика апробирована как на модельных растворах токсикантов (сульфат меди (II) и фосфорорганические соединения), так и в ходе комплексного геоэкологического исследования антропогенно нарушенных территорий.

Работа выполнена в рамках государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Фокина А.И., Огородникова С.Ю., Кантор Г.Я. Биомониторинг и биотестирование почв // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 68–105.

2. Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Domracheva L.I., Gornostaeva E.A., Ashikhmina T.Ya., Kondakova L.V., Lyalina E.I. Cyanobacteria as test organisms and biosorbents // Eurasian Soil Science. 2017. V. 50. № 1. P. 70–77.

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

4. ГОСТ 12039-82. Семена сельскохозяйственных культур. Тетразолюно-топографический метод определения жизнеспособности семян. С. 102–115.

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

6. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Фокина А.И. Применение тетразолюно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Биологический мониторинг природно-техногенных систем. Сыктывкар, 2011. С. 113–120.

7. Фокина А.И., Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Домрачева Л.И., Кудряшов Н.А., Коткина Т.Н., Лялина Е.И. Корректировка условий применения микрорекристаллоскопической реакции на дегидрогеназную активность для её использования в биотестировании // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2016. С. 139–142.

8. 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. Т. 3. № 1. С. 43–52.

9. Симакова В.С., Домрачевы Л.И., Огородникова С.Ю., Фокина А.И., Ашихмина Т.Я. Влияние фосфорсодержащих автошампуней на развитие почвенных цианобактерий // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 3. С. 89–94.

10. Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Березин Г.И., Домрачева Л.И., Калинин А.А. Комплексная оценка состояния цианобактерий *Nostoc paludosum* при воздействии различных поллютантов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 47–51.

11. Березин Г.И. Комплексная оценка микробиологического состояния почвы при хроническом и остром действии пестицидов. Автореф. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2013. 19 с.

12. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю., Фокина А.И., Кантор Г.Я. Биомониторинг и биотестирование почв // Биоиндикаторы и биотестсистемы

в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 68–105.

13. Домрачева Л.И., Елькина Т.С., Березин Г.И., Злобин С.С., Гайфутдинова А.Р. Использование цианобактерий для биотестирования почв при их химическом загрязнении // Найновите научни постижения. Материали за VIII научна практична конференция. Т. 28. Биологии. Химия и химически технологии. София. «Бял ГРАД БГ» ООД, 2012. С. 31–35.

14. Огородникова С.Ю., Домрачева Л.И., Горностаева Е.А., Фокина А.И. Методические подходы к количественному определению формазана в клетках цианобактерий // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Матер. XI Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2013. С. 48–51.

15. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Государственный комитет стандартизации и метрологии СССР, 1991. 8 с.

16. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.

17. МУК 4.1.1274-03. Измерение массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твёрдых отходов методом ВЭЖХ с использованием флуориметрического детектора.

18. ПНД Ф 16.1:2.21-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв и грунтов флуориметрическим методом с использованием анализатора жидкости «Флюорат-02». 26 с.

19. ФР.1.31.2012.13573. Методика выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом. М., 2012. 16 с.

20. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический проект, 2007. 237 с.

21. Фокина А.И., Олькова А.С., Скугорева С.Г., Лялина Е.И., Домрачева Л.И., Березин Г.И., Даровских Л.В. Исследование токсичности проб урбанозёмов, загрязнённых тяжёлыми металлами // Известия Самарского научного центра РАН. 2016а. Т. 18. № 2(2). С. 544–550.

22. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

23. ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 11 с.

References

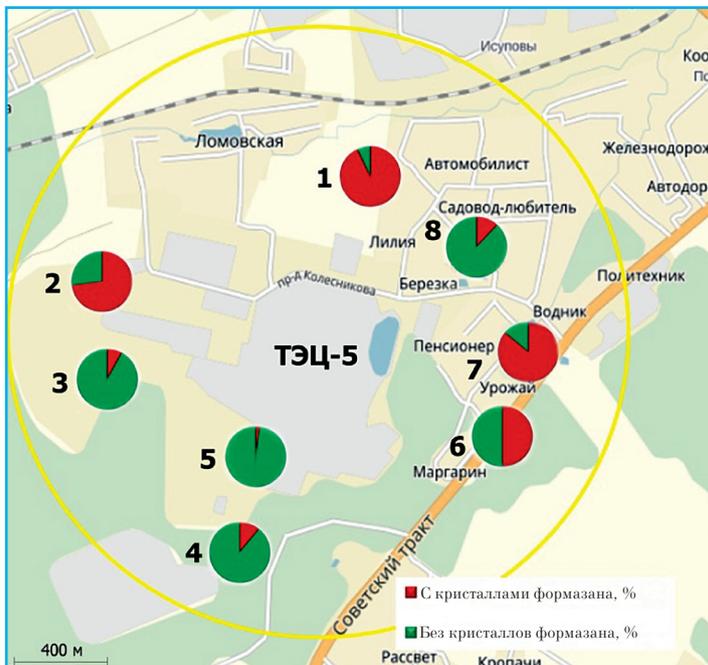
1. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Kantor G.Ya. Biomonitoring and bioassay of soil bioindicators and biotestsystems // Bioindicators and biotestsystems in the environmental assessment of technogenic territories. Kirov: O-Kratkoye, 2008. P. 68–105 (in Russian).

2. Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Domracheva L.I., Gornostaeva E.A., Ashikhmina T.Ya., Kondakova L.V., Lyalina E.I. Cyanobacteria as test organisms and biosorbents // Eurasian Soil Science. 2017. V. 50. № 1. P. 70–77.
3. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Ashikhmina T.Ya., Ogorodnikova S.Yu., Olkova A.S., Fokina A.I. Application of tetrazole-topographic method for determining dehydrogenase activity of cyanobacteria in polluted environments // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2008. № 2. P. 23–28 (in Russian).
4. GOST 12039-82. Agricultural seeds. Tetrazole-topographical method of determining the viability of seeds. P. 102–115 (in Russian).
5. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Ashikhmina T.Ya., Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Olkova A.S. Dualism of cyanobacteria as test-organisms, depending on the titer // Problemy regionalnoy ekologii v usloviyakh ustoichivogo razvitiya: Materialy Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiyem. Kirov. 2007. P. 133–135 (in Russian).
6. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Ogorodnikova S.Yu., Olkova A.S., Fokina A.I. Application of tetrazole-topographic method for determining dehydrogenase activity of cyanobacteria in contaminated environment // Biological monitoring of natural and manmade systems. Syktyvkar, 2011. P. 113–120 (in Russian).
7. Fokina A.I., Ogorodnikova S.Yu., Zykova Yu.N., Domracheva L.I., Kudryashov N.A., Kotkina T.N., Lyalina E.I. Adjusting the conditions of applying microcrystalloscopic reaction to dehydrogenase activity for its use in bioassay // Ecology of the native land: problems and solutions: Sbornik materialov Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiyem: Kirov. 2016. P. 139–142 (in Russian).
8. Elkina T.S., Domracheva L.I., Khitrin S.V., Fuks S.L., Devyaterikova S. V. Determining the degree of toxicity of the wastes of luoropolymers production according to reaction of soil microflora and the cyanobacteria *Nostoc paludosum* Kütz // Printsipy ekologii. 2014. V. 3. № 1. P. 43–52 (in Russian).
9. Simakova V.S., Domracheva L.I., Ogorodnikova S.Yu., Fokina A.I., Ashikhmina T.Ya. Effect of phosphorus-containing autoshampoos on development soil cyanobacteria // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2016. № 3. P. 89–94 (in Russian).
10. Ogorodnikova S.Yu., Zykova Yu.N., Berezin G.I., Domracheva L.I., Kalinin A.A. Integrated assessment of cyanobacteria *Nostoc paludosum* affected by various pollutants // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2010. № 3. P. 47–51 (in Russian).
11. Berezin G.I. Comprehensive assessment of microbiological condition of soil chronically and acutely effected by pesticides: Avtoref. ... kand. biol. nauk. Syktyvkar, 2013. 19 p. (in Russian).
12. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Ogorodnikova S.Yu., Fokina A.I., Kantor G.Ya. Biomonitoring and bioassay of soil bioindicators and biotestsystems // Bioindicators and biotestsystems in environmental assessment of technogenic territories / Eds. T.Ya. Ashikhmina, N.M. Alalykina. Kirov, 2008. P. 68–105 (in Russian).
13. Domracheva L.I., Elkina T.S., Berezin G.I., Zlobin S.S., Gayfutdinova A.R. The use of cyanobacteria for biotesting chemically polluted soils // Biologii. Khimiya i khimicheski tekhnologii: Naynovite nauchni postizheniya. Materiali za VIII nauchna praktichna konferentsiya. V. 28. Sofiya, 2012. P. 31–35 (in Russian).
14. Ogorodnikova S.Yu., Domracheva L.I., Gornostayeva E.A., Fokina A.I. Methodological approaches to quantitative determination of formazan in cyanobacterial cells // Current regional ecology and biodiagnostics living systems problems: Materialy XI Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Kirov, 2013. P. 48–51 (in Russian).
15. GOST 26213-91. Soils. Methods of determining organic substance. M.: Gosudarstvennyy komitet standartizatsii i metrologii SSSR, 1991. 8 p. (in Russian).
16. Arinushkina E.V. Guidance on chemical analysis of soil. M.: MGU, 1970. 488 p. (in Russian).
17. MUK 4.1.1274-03. Measurement of the mass fraction of benzo(a)pyrene in samples of soil, ground, bottom sediment and solid waste with HPLC method using fluorometric detector (in Russian).
18. PND F 16.1:2.21-98. Methods of measuring mass fraction of petroleum products in soil and soil samples with fluorometric method using liquid analyzer «Fluorat-02». 26 p. (in Russian).
19. FR.1.31.2012.13573. Methods of measurement of mass fraction of toxic metals in soil samples by atomic absorption spectrometry. M., 2012. 16 p. (in Russian).
20. Motuzova G.V., Bezuglova O.S. Environmental monitoring of soil. M.: Akademicheskii proyekt, 2007. 237 p. (in Russian).
21. Fokina A.I., Olkova A.S., Skugoreva S.G., Lyalina E.I., Domracheva L.I., Berezin G.I., Darovskikh L.V. Studying toxicity of urbanozem samples contaminated with heavy metals // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk. 2016. V. 18. № 2(2). P. 544–550 (in Russian).
22. Maximum permissible concentration (MPC) of chemicals in soil. Hygienic standards. M.: Federalnyy tsentr gigiyeny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2006. 15 p. (in Russian).
23. GN 2.1.7.2042-06. Roughly permissible concentration (RPC) of chemicals in soil. Hygienic standards. M.: Federalnyy tsentr gigiyeny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2006. 11 p. (in Russian).

**А. И. ФОКИНА, Л. И. ДОМРАЧЕВА, Ю. Н. ЗЫКОВА,
С. Г. СКУГОРЕВА, Е. И. ЛЯЛИНА, Л. В. ТРЕФИЛОВА**
**«СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ ТЕТРАЗОЛЬНО-ТОПОГРАФИЧЕСКОГО МЕТОДА
БИОТЕСТИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЦИАНОБАКТЕРИЙ» (С. 31)**



Рис. 1. Вид клеток цианобактерий с кристаллами формазана под микроскопом (увеличение в 1320 раз)



Б

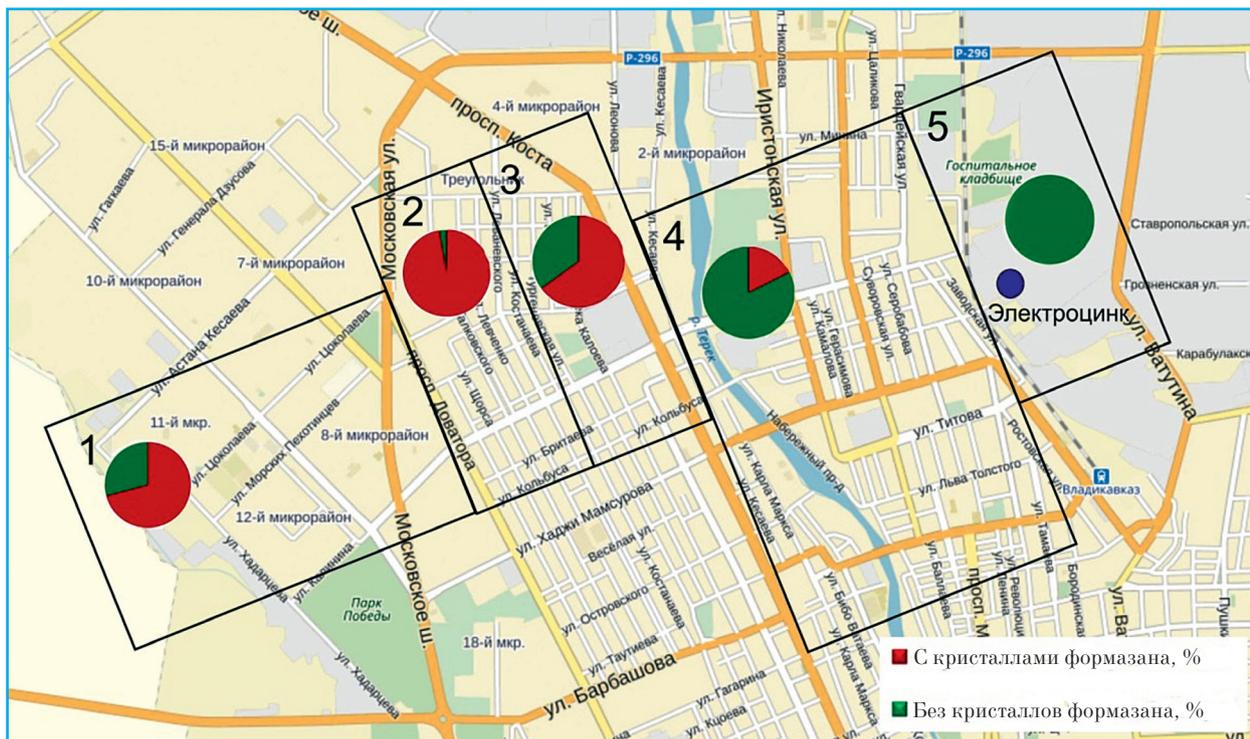


Рис. 2. Влияние веществ, содержащихся в водных вытяжках из образцов почв, на активность дегидрогеназы в клетках почвенных цианобактерий (учёт доли клеток, в которых под действием дегидрогеназы образовались кристаллы формазана):

А – территория вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова, Б – г. Владикавказ

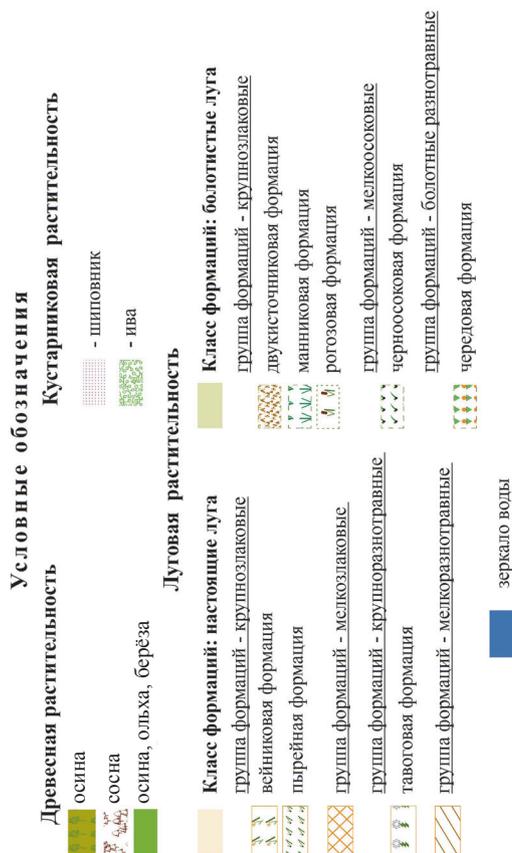
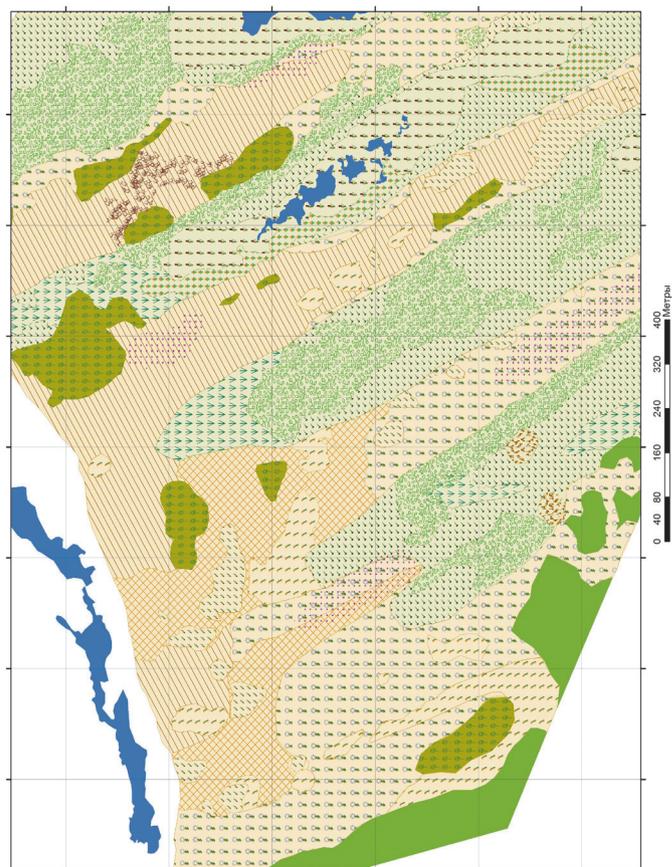


Рис. 1. Ортофотоплан, сделанный по аэрофотоснимкам, полученным с помощью БПЛА квадрокоптер Phantom-3

Рис. 2. Карта растительности, построенная в процессе полевых наблюдений с дешифрированием аэрофотоснимков (ортофотоплана) с БПЛА

Опыт составления детальной карты растительности пойменного луга

© 2017. Е. А. Домнина^{1,2}, к. б. н., доцент, с. н. с., А. С. Тимонов^{1,2}, с. н. с.,
Г. Я. Кантор^{1,2}, к. т. н., с. н. с., А. П. Кислицына³ к. с.-х. н., доцент,
В. П. Савиных⁴, член-корреспондент РАН, д. г. н., профессор, президент,

¹ Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,

³ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, 133,

⁴ Московский государственный университет геодезии и картографии,
105064, Россия, г. Москва, Гороховский переулок, 4,
e-mail: ecolab2@gmail.com

В статье обсуждается опыт создания детальной карты растительности пойменного луга с использованием аэрофотосъемки с беспилотного летательного аппарата и технологии геоинформационных систем в сочетании с наземными геоботаническими исследованиями. Рассмотрены подходы к формированию методики составления детальной карты растительности, приведены результаты картографирования растительности пойменного луга. Аэрофотосъемка в видимой области спектра выполнялась при помощи радиоуправляемого квадрокоптера Phantom 3 Standard, снабженного гиросtabilizированной цветной видеокамерой высокого разрешения, с высоты 150 м при скорости движения аппарата 5 м/с в режиме интервальной фотосъемки с периодом 5 с. Для сборки мозаики фотоснимков использовалось программное обеспечение пакета AgiSoft PhotoScan.

Визуальное дешифрирование геопривязанного ортофотоплана, полученного при помощи программы PhotoScan, выполнялось в среде ГИС ArcGIS 10.0 с учётом данных полевого геоботанического обследования территории. Границы растительных сообществ наносились на карту на основании анализа дешифровочных признаков – цвета, фототона и текстуры фотоизображения. При разработке легенды к карте единицы эколого-фитоценотической классификации выстроены по иерархическому принципу – выделенные при геоботанических описаниях фитоценозы сгруппированы по типам растительности (леса, кустарники, луга), в пределах лугового типа растительности выделены единицы классификации более низкого ранга.

Всего на исследуемой территории установлено три типа растительности – лесная, кустарниковая и луговая. В пределах лугового типа выделено два класса формаций – настоящие луга и болотистые луга. Среди настоящих лугов – группы формаций: крупнозлаковые, мелкозлаковые, крупноразнотравные и мелкозлаковые. В пределах этих групп хорошо выделяются и картируются крупнозлаковые и крупноразнотравные луговые сообщества. Болотистые луга объединяют ассоциации луговых мезогидрофитов и гидромезофитов с примесью мезофитов и гидрофитов. Среди них выделены группы формаций крупнозлаковых болотистых лугов, мелкоосоковых болотистых лугов и болотистых разнотравных лугов.

Созданная детальная геоботаническая карта масштаба 1:5000 может и должна послужить исходным базовым документом для проведения дальнейших исследований, выявления динамики растительности луга, происходящей под воздействием как природных, так и техногенных факторов. Описанные методические приёмы и подходы могут быть использованы и при составлении детальных геоботанических карт не только лугов, но и других открытых пространств.

Ключевые слова: пойменные луга, ГИС, беспилотный летательный аппарат, ортофотоплан, детальное картографирование растительности, растительные формации, динамика растительности.

Experience of detailed mapping of floodplain meadow vegetation

E. A. Domnina^{1,2}, A. S. Timonov^{1,2}, G. Ya. Kantor^{1,2}, A. P. Kislitsyna³, V. P. Savinykh⁴,

¹ Vyatka State University,

36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

² Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Komi Republic, Russia, 167982,

³ Vyatka State Agricultural Academy,

133 Oktyabrskiy Prospect, Kirov, Russia, 610017,

⁴ Moskov State University of Geodesy and Cartography,

4 Gorokhovskiy Pereulok, Moscow, Russia, 105064,

e-mail: ecolab2@gmail.com

The article discusses the experience of creating detailed maps of floodplain meadow vegetation using aerial photography from an unmanned aerial vehicle technology and geographic information systems, combined with ground geobotanical studies. The approaches to the development of methodology of detailed vegetation mapping, as well as the results of floodplain meadows vegetation mapping are considered. Aerial photography in the visible spectrum is carried out with the help of a radio-controlled quadcopter Phantom 3 Standard equipped with a gyro-stabilized high-resolution color camera at the height of 150 meters at the speed of vehicle motion of 5 m/s in the interval photographing mode with a period of 5 seconds. To assemble a mosaic of photographs the software AgiSoft PhotoScan package was used.

Visual interpretation of georeferenced orthophoto obtained with PhotoScan programs has been implemented in the ArcGIS 10.0 environment, taking into account the data of the field geobotanical survey. The boundaries of the plant communities are mapped on the basis of the analysis of interpretive signs – the color and texture of images. In the development of the legend to the map units of eco-phytocoenotic classification were ranged in a hierarchical manner – phytocenoses selected during geobotanical descriptions of plant communities were grouped by type of vegetation (forests, shrubs, meadows), and then within the meadow vegetation type taxa of a lower order were highlighted.

Totally three types of vegetation have been highlighted in the study area – forest, scrub and grassland. Two classes of formations stand out within the meadow type – true meadows and marshy meadows. Among these grassland formations the following groups are identified: large cereals, small cereals, large grass and small grass. Within these groups the large cereals and large grass communities are well identified and mapped. Marshy meadows consist of associations of meadow meso-hydrophytes and hydro-mesophytes with admixture mesophytes and hydrophytes. Among them we have identified a group of large cereals marshy meadows formations, small sedge marshy meadows, and wetland mixed grass meadows.

Created detailed geobotanical map of scale 1:5000 can and should serve as the initial basic document for further research, to identify the dynamics of grassland vegetation, which occurs under the influence of both natural and man-made factors. The described methods and methodological approaches can be used in the preparation of detailed geobotanical maps not only of meadows but also of other open spaces.

Keywords: meadows, GIS, unmanned aerial vehicle, orthophoto, detailed mapping of vegetation, plant formations, vegetation dynamics.

Пойменные луга являются наиболее продуктивными природными угодьями, вследствие чего имеют большое сельскохозяйственное, природное и научное значение [1].

Антропогенная деятельность и специфические природные особенности обуславливают изменчивость экосистемы лугов: почвенного покрова, флоры, растительности и продуктивности лугов.

Пойменные луга отличаются от водораздельных территорий экологическим режимом, пространственной организацией. Кроме того, в особенностях строения поймы заложена динамичность её развития, что влечёт ежегодные изменения растительного покрова. Этим диктуется необходимость комплексной оценки современного состояния пойменных лугов и, на основе новых научных данных, разработка рекомендаций, направленных на предотвращение их деградации, стимулирование естественных демулационных процессов и повышение продуктивности [2].

Важным источником информации о растительности, её состоянии и динамике являются геоботанические карты. Принимая во внимание индикаторную функцию растительности, именно геоботанические карты используются как информационная основа для принятия решений в области управления территориями, занятыми ценными сообществами [3].

Целью составления любой карты является визуализация в определённом масштабе объ-

ектов наблюдений и исследований с целью последующего выявления закономерностей распределения этих объектов и анализа во взаимосвязи друг с другом и другими элементами пространства, в котором они находятся. Особую важность имеет крупномасштабное и детальное картографирование растительности (крупнее 1:50 000), которое даёт возможность подробного изучения структуры растительного покрова и его взаимоотношение с другими компонентами физико-географической среды [4, 5].

Поскольку объект исследования (растительность) способен изменяться как под воздействием природных факторов, так и в результате деятельности человека (техногенного воздействия, рекреации и т. п.), периодически обновляемая карта будет отражать эти изменения и может служить основой для выявления закономерностей, анализа причин и прогноза развития ситуации, выработки на их основе предложений и рекомендаций для принятия при необходимости управленческих решений.

В настоящее время внедряются технологии картографирования и хранения пространственных данных, определяющие новый этап развития геоботанического картографирования [6]. Кроме того, появились и широко используются беспилотные летательные аппараты для получения качественных детальных аэрофотоснимков высокого разрешения.

В настоящей работе показан опыт детального картографирования с применением беспилотных летательных аппаратов и ис-

пользованием ГИС-технологий в сочетании с классическими геоботаническими исследованиями пойменных лугов.

Материал и методика

В геоморфологическом плане участок представляет собой верхнюю пойму р. Вятки с явно выраженным в рельефе чередованием грив и понижений, вытянутых в север-северо-западном направлении. Ширина грив и межгривных понижений примерно одинакова, порядка 150–200 м, протяженность от 1,5 км. Общий уклон на юг-юго-восток в сторону от основной реки. Относительные превышения между гривами и понижениями на исследуемом участке составляет 1,5–2,5 м. Понижения заболочены. В осевых частях некоторых из них даже в межень сохраняются мелководные (глубиной до 1,0 м) озера.

С севера участок ограничивается цепью пойменных озёр, относящихся к нижней пойме. На западе он примыкает к лесному массиву. Сюда и востока участок ограничен территорией исследования. Общая площадь – около 210 га.

Исследуемый пойменный луг характеризуется сложной ландшафтной и геоботанической структурой. Задачей исследования было максимально полно и доступно для понимания отразить неоднородность растительного покрова на детальной геоботанической карте, которая должна стать основой для дальнейших исследований.

Для построения детальной карты растительности пойменного луга в августе 2016 г. была выполнена аэрофотосъёмка местности при помощи радиоуправляемого беспилотного летательного аппарата (БПЛА) – квадрокоптера DJI Phantom 3 Standard.

Квадрокоптер оснащён видеокамерой высокого разрешения (Full HD) на гиросtabilизированном подвесе, обеспечивающем стабильную ориентацию камеры независимо от наклонов аппарата при манёврах или под воздействием ветра, и навигационным приёмником GPS. Съёмка выполнялась с высоты 150 м в режиме интервальной фотосъёмки с периодом 5 секунд и разрешением 4000 × 3000 пикселей. Ввиду ограниченности дальности полета от БПЛА до пульта управления не более 300 м (по паспортным данным до 500 м) съёмка проводилась с нескольких точек (станций).

Аэрофотоснимки (АФС) сделаны в естественном видимом спектре. В результате было получено более 400 снимков. Каждый снимок имеет географическую привязку, что позволя-

ет производить сборку мозаики. Для этой цели использовалась программа Agisoft PhotoScan, позволяющая автоматически осуществлять весь цикл необходимых операций от геометрической коррекции дисторсии объектива до построения геопривязанного ортофотоплана. Полученные таким способом ортофотопланы послужили картографической основой при выполнении геоботанического картографирования пойменного луга (рис. 1, цв. вкладка).

Разрешение исходных АФС и полученного по ним ортофотоплана составляет в среднем 0,1 м. Это позволяет вполне надёжно различать и оконтуривать в плане объекты размером от первых метров и, в свою очередь, даёт возможность картографировать объекты в масштабе от 1:1 000 и мельче. Для составления карты выбран масштаб 1:5 000. Отображаемые в таком масштабе объекты не могут быть отображены на крупномасштабных картах 1:200 000 – 1:50 000, поэтому составляемая нами карта отнесена к категории детальных карт.

Содержание карты, степень её информативности определяются структурой её легенды, а логической основой легенды является классификация растительности [6]. Легенда при правильном подходе основывается на определённой классификации, но не обязательно повторяет её [7]. Картирование – это не просто нанесение на карту мест расположения ассоциации, а более сложная процедура. Переход от классификации к легенде представляет собой элемент научной генерализации карты [8].

Существует несколько классификаций растительности. Ассоциации, выделенные по доминантам, более удобны для составления крупномасштабных карт, а ассоциации эколого-флористической классификации – для среднемасштабных [9]. За основу при разработке легенды нами была принята эколого-фитоценотическая (доминантная) классификация.

В полевых условиях фитоценозы выделялись по экологическому и физиономическому принципу. Характеристика выделенных растительных сообществ, проводилась по общепринятым геоботаническим методикам [10, 11]. Были описаны вертикальная и горизонтальная структура фитоценозов, выявлен их основной флористический состав.

При разработке легенды к карте была составлена классификационная схема, в которой единицы эколого-фитоценотической классификации выстроены по иерархическому принципу. Исходно выделенные при геоботанических описаниях фитоценозы были сгруп-

Таблица

Классификация растительности исследуемого луга

Класс формаций	Настоящие луга					Болотистые луга				
	крупно- злаковые		мелко- злако- вые	крупно- разно- травные	мелко- разно- травные	крупнозлаковые			мелко- осоковые	болотные разно- травье
Формация	вей- ни- ковая	пырей- ная	—	тавол- говая	—	дву- кисточни- ковая	манни- ковая	рого- зоя	черноосо- ковая	чере- довая

пированы по типам растительности (древесная растительность, кустарники, луга), а затем в пределах лугового типа выделены единицы классификации растительности более низкого порядка.

Так как картографируемая территория представлена чередованием в рельефе грив и увлажнённых понижений, растительность которых отличается друг от друга, подразделения легенды должны отражать связь растительности с условиями увлажнения. Более всего эту связь показывает классификация луговой растительности [12], составленная на основе выявления экологического состава мезофитов.

Основываясь на перечисленных выше принципах, на исследуемой территории нами были выделены классы формаций луга: настоящие луга и болотистые луга. В пределах класса формаций выделены группы формаций и формации (табл.).

Определённые (установленные) легендой единицы классификации растительных сообществ явились объектами картирования, ареалы [12] распространения которых нанесены на карту путём сочетания действий дешифрирования ортофотоплана, непосредственного установления их на местности и прослеживания их границ. Ориентирование на местности в процессе полевых маршрутов осуществлялось непосредственно по ортофотоплану и с помощью GPS-навигатора.

Ареалы растительных сообществ, первоначально отрисованные на ортофотоплане, оцифрованы с помощью программного пакета ArcGIS 10. При этом ареалы каждой единицы классификации и её подразделения сделаны отдельным слоем. Одновременно с этим формализованная информация по полевым описаниям занесена в сопровождающую атрибутивную таблицу слоя. Каждый слой имеет свой тип обозначения в виде цвета, крапа или штриховки, которые отражены в условных обозначениях. При наложении слоёв получена геоботаническая карта (рис. 2, цв. вкладка).

Результаты

Целью составления любой карты является визуализация в определённом масштабе объектов наблюдений и исследований с целью последующего выявления закономерностей распределения этих объектов и анализа во взаимосвязи друг с другом и другими элементами пространства, в котором они находятся.

На исследуемой площади выделены три основные типа растительности: древесная, кустарниковая, луговая (рис. 2).

Древесная растительность вдоль западной границы участка исследования представлена сообществом ольхи серой (*Alnus incana* (L.) Moench), осины (*Populus tremula* L.), берёзы пушистой (*Bethula pubescens* Ehrh.). На гривах в виде небольших одновидовых компактных групп произрастает осина (*P. tremula*), на северо-востоке разреженно – молодая (до 10 лет) сосна (*Pinus sylvestris* L.). Кроме того, встречаются одиночные деревья осины. На АФС вся древесная растительность очень хорошо дешифрируется и легко узнаваема.

Кустарниковая растительность представлена ивовыми гигрофитнотравяными сообществами, произрастающими более или менее широкими ареалами во всех понижениях. Она хорошо дешифрируется и легко картируется по аэрофотоснимкам. Шиповник иглистый (*Rosa acicularis* Lindl.) и шиповник майский (*Rosa majalis* Herrm.) образуют порой обширные заросли на гривах и вдоль границ понижений рельефа. Молодые побеги этого растения высотой 40–60 см отмечаются в большом количестве на всех гривах, но на карте они не отмечены вследствие их рассеянного распределения. Заросли шиповника почти не проявляются на аэрофотоснимках, сделанных в августе, но на июньских снимках в период цветения они должны быть хорошо заметны.

Луговая растительность подразделена на классы формаций настоящих и болотистых лугов [13], которые на исследуемой территории

являются наиболее крупными единицами классификации луговой растительности. На АФС они различаются общим тоном: болотистые луга более тёмным по сравнению с относительно светлым тоном настоящих лугов. На карте эти классы показаны разными цветами фона.

НАСТОЯЩИЕ ЛУГА занимают порядка 45% площади. Травостой образован растениями, требующими для своего развития средних условий увлажнения.

Среди настоящих лугов выделены группы формаций: крупнозлаковые, мелкозлаковые, крупноразнотравные и мелкозлаковые.

Из них хорошо картируются крупнозлаковые и крупноразнотравные луговые сообщества.

Крупнозлаковые луга развиваются на довольно богатых и достаточно увлажнённых участках. В растительности таких лугов обычно преобладают злаки – овсяница луговая (*Festuca pratensis* L.), полевица белая (*Agrostis alba* L.), лисохвост луговой (*Alopecurus pratensis* L.), пырей ползучий (*Agropyron repens* L.), костер безостый (*Bromus inermis* L.), вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth). Среди крупнозлаковых выделены по доминантам и закартированы формации пырейная и вейниковая.

Вейниковая формация характеризуется разреженным травяным покровом. Это практически монодоминантное сообщество, так как вейник наземный (*C. epigeios*) даёт проективное покрытие до 25%. На АФС это сообщество узнаётся по желтовато-палевым оттенкам зелёного цвета, обусловленного колосющимися соцветиями.

На участках, где представлена пырейная формация, травостой также разрежен. Это также практически монодоминантное сообщество пырея ползучего (*A. repens*). На АФС они определяются по сизоватым оттенкам зелёного.

Мелкозлаковые луга имеют невысокий травостой из овсяницы красной (*Festuca rubra* L.) с примесью мятлика лугового (*Poa pratensis* L.), тимофеевки луговой (*Phleum pratense* L.) и др. В составе растительности этих лугов встречается большое количество видов разнотравья (*Thalictrum minus* L., *Achillea millefolium* L., *Ranunculus acris* L., *Galium boreale* L. и др.), что приводит к формированию смешанных разнотравно-злаковых ассоциаций.

Здесь не удалось выделить сообщества с доминантными видами – формации. В целом на АФС они характеризуются бледно-зелёным цветом, с переходами к зеленовато-серым, частыми светло-коричневыми пятнами, обуслов-

ленными проплешинами отмерших растений. На карте они показаны как нерасчленённая группа мелкозлаковых лугов.

Крупноразнотравье преобладает в условиях повышенного увлажнения. Оно представлено *Filipendula denudata* (J. Presl & C. Presl) Fritsch., *Valeriana officinalis* L., *Urtica dioica* L., *Angelica sylvestris* L. Среди этих видов преобладает таволга обнажённая (*F. denudata*). Эта формация хорошо дешифрируется по тёмно-зелёной окраске с буроватым оттенком, однако переходные зоны на границе с другими формациями почти не выражены.

Мелкоразнотравные луга расположены в основном на верхней части грив, характеризующихся слабоувлажнёнными почвами. Виды разнотравья в травостое здесь играют очень важную роль. Весьма характерны поповник (*Leucanthemum vulgare* Lam.) колокольчик скученный (*Campanula glomerata* L.), клевер луговой (*Trifolium pratense* L.). Вместе с ними довольно обычными являются василистник малый (*Thalictrum minus* L.), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium* L.), лютик едкий (*Ranunculus acris* L.), подмаренник северный (*Galium boreale* L.), хвощ луговой (*Equisetum pratense* Ehrh.), щавель кислый (*Rumex acetosella* L.). На местах со значительным увлажнением почвы в составе растительности участвуют и влаголюбивые виды – купальница европейская (*Trollius europeaus* L.), вероника длиннолистная (*Veronica longifolia* L.), гравилат речной (*Geum rivale* L.).

Среди этих сообществ также не удалось выделить сообщества с доминантными видами – формации. На карте они показаны как нерасчленённая группа мелкозлаковых лугов.

БОЛОТИСТЫЕ ЛУГА занимают порядка 55% площади и приурочены к межгривным понижениям. Среди них выделены группы формаций крупнозлаковых болотистых лугов, мелкоосоковых болотистых лугов и болотистых разнотравных лугов.

Болотистые луга объединяют ассоциации луговых мезогидрофитов и гидрофитов (с примесью мезофитов и гидрофитов). Эти луга располагаются на почвах, пересыщенных и даже покрытых водой [13].

Крупнозлаковые болотистые луга представлены видами, которые в понижениях занимают большие площади. Это манник водный (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.), рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), двукисточник обыкновенный (*Phalaroides arundinacea* (L.) Rauschert). Последний распространён исклю-

чительно на востоке и юго-востоке участка. Перечисленные виды образуют формации: манниковую, рогозовую и двукисточниковую. На ортофотоплане манниковая формация отличается ярко-зелёной окраской фототона. Рогозовая – тёмно-зелёно-серым до серого тонов и, как правило, примыкает к озерцам. Двукисточниковая хорошо дешифрируется по сизоватому оттенку, довольно чётким границам и своеобразной бархатистой поверхности (текстура фотоизображения).

Мелкоосоковые болотистые луга представлены в основном осокой чёрной (*Carex nigra* (L.) Reichard), но в травостое встречаются и другие виды осок. Формация осоки чёрной отличается от манниковой формации более бледной зелёной окраской фототона.

Болотистые разнотравные луга. К ним отнесена формация череды трёхраздельной (*Bidens tripartita* L.). На ортофотоплане она отличается от осоковой и манниковой формаций желтоватыми оттенком зелёного, обусловленного желтовато-зелёной окраской соцветий.

Распространение перечисленных и кратко охарактеризованных растительных сообществ отражено на Карте растительности (рис. 3). В настоящей статье авторы не ставили перед собой целью проведение анализа закономерностей распределения растительных сообществ, выявление взаимных связей и т. п. на основе составленной карты, а лишь рассмотрение технологии и методики составления карты.

Аналогов составления таких детальных геоботанических карт в масштабе 1:5 000 мы не встречали. Описанные методические приёмы и подходы вполне можно использовать при выполнении детального картирования не только пойменных лугов, но и других открытых пространств, например, при картировании болот, территорий, подверженных антропогенному воздействию.

Использование в качестве основы для картирования ортофотоплана, полученного при помощи БПЛА и GPS-приёмника, обеспечивает высокую геометрическую точность привязки картируемых объектов и их границ в отличие от традиционно используемых топографических карт. По сравнению со спутниковыми снимками ортофотоплан имеет значительно более высокое разрешение. Собственно, аэрофотосъёмка с БПЛА обходится значительно дешевле по сравнению с приобретением спутниковых и аэрофотоснимков. Естественные цвета такого ортофотоплана существенно облегчают и делают более объективной идентификацию картируемых объектов.

Основная и самая трудная задача при детальном картировании – это разработка классификации растительности и легенды к карте применительно к картографируемой территории, определение и формулирование иерархии объектов картирования на основе фактических наблюдений и описаний растительных сообществ этой площади. Авторы не претендуют на то, что выбранный подход является идеальным. Скорее всего, в дальнейшем и классификация, и основанная на ней легенда будут скорректированы.

Использование при построении карты ГИС-технологий, в частности ArcGIS, позволило максимально полно и наглядно отобразить выделенный спектр луговых сообществ. Атрибутивные таблицы содержат характеристику по каждому объекту, отображённому на карте. Манипуляция отдельными слоями даёт возможность проводить анализ пространственных закономерностей расположения растительных сообществ как относительно друг друга, так и относительно экологических факторов (рельеф, увлажнение и т. п.). Кроме того, ArcGIS даёт возможность автоматического расчёта площадей закартированных объектов.

Крупномасштабная геоботаническая карта является уникальным документом современного состояния растительности в условиях возрастающего техногенного пресса. Она даёт возможность выявления причин спонтанной и антропогенной динамики растительности, помогает вскрыть функциональные и экологические взаимоотношения и прогнозировать изменения растительного покрова [6].

Мы полностью разделяем этот тезис. Построенная карта может и должна послужить исходным базовым материалом для проведения дальнейших исследований, выявления динамики растительности луга, происходящей под воздействием как природных, так и техногенных факторов. Построенные таким образом детальные геоботанические карты могут и должны служить основой для обоснованного выбора ключевых участков, которые будут являться представительными, типичными, характерными для определённой территории.

В процессе полевых наблюдений и при составлении карты возникли некоторые вопросы, на которые необходимо обратить внимание в дальнейшем.

При проведении аэрофотосъёмки очень важно выбрать время съёмки относительно фенологической фазы, при которой наиболее чётко и контрастно будут выделяться те или иные растительные сообщества и виды. Исходя

из этого, целесообразно в течение вегетационного периода сделать несколько серий снимков на разных фенологических фазах развития растений. Например, выше отмечалось, что шиповник надо снимать в фазе его цветения (для нашей местности это конец мая – начало июня), когда он очень хорошо будет дешифрироваться по общему розовому фототону.

Выполнение полевых работ по картированию, обследованию и описанию растительности не должно быть существенно оторвано от времени выполнения аэрофотосъёмки, поскольку с течением времени происходит порой существенное изменение заснятой и наблюдаемой картины.

Применённый для аэрофотосъёмки квадрокоптер может работать только на открытом пространстве, когда имеется прямая видимость между ним и базовой станцией (пультом управления). Высокие объекты (деревья, здания) экранируют радиосигнал, связь между квадрокоптером и пультом управления прекращается.

Заключение

Впервые проведено картографирование в масштабе 1:5000 фитоценозов пойменного луга. В качестве основы карты использован ортофотоплан, изготовленный с аэрофотоснимков, сделанных с использованием беспилотного летательного аппарата.

Использование БПЛА в отличие от дорогостоящих снимков с космических аппаратов или обычной авиации (самолёты и вертолёты), позволяет производить аэрофотосъёмку при наиболее благоприятных условиях съёмки, в периоды разных фенофаз развития растений. По полученным таким образом АФС, можно, с одной стороны, проследить динамику растительности в течение одного сезона, а с другой – выделить и закартировать как различные растительные сообщества, так и отдельные виды, не совпадающие по фенологической фазе развития друг с другом.

Полученные в естественном видимом спектре аэрофотоснимков (в отличие от спутниковых снимков с условными цветами) позволяют более объективно находить (формулировать) дешифровочные признаки картируемых растительных сообществ и корректнее наносить на карту их ареалы и границы.

Высокое разрешение аэрофотоснимков, полученных при разной высоте полёта БПЛА, позволяет при необходимости выделять и картировать объекты размером от 1,0 м, тем самым практически не ограничивая детальность масштаба карты.

Применение ГИС-технологий, в частности программного пакета ArcGIS, позволяет создавать отдельные слои карты, по каждому картируемому разделу легенды. При наложении слоёв, используя различные типы условных обозначений: сплошная заливка, крап, штриховка и т. п. и различную прозрачность сочетаемых слоёв, возможно получение наиболее наглядной и читаемой карты.

Исходя из задач, атрибутивная информация, полученная в ходе полевых описаний растительности, может стать основой для составления других специальных карт в соответствии с поставленными задачами. Рассмотренный подход к детальному картированию применим не только для изучения лугов, но и для других открытых пространств.

Построенная описанным способом карта является наиболее объективным отражением состояния растительного покрова и может служить исходной геоботанической основой для ведения мониторинга динамики растительности с выявлением её закономерностей.

В целом алгоритм составления детальной карты растительности представляется следующим образом:

- аэрофотосъёмка с помощью БПЛА на небольших высотах (до 300 м),
- сборка мозаики по полученным аэрофотоснимкам и изготовление ортофотоплана,
- полевые исследования с целью классификации растительности и выработки дешифровочных признаков объектов картирования,
- нанесение их границ путем дешифрирования ортофотоплана в сочетании с полевыми исследованиями,
- послойная оцифровка границ объектов картирования и заполнение атрибутивных таблиц на основе полевых описаний,
- составление электронной карты растительности.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.

Литература

1. Парина Т.А., Амосова И.Б. Необходимость изучения пойменных лугов Архангельской области (Россия) // Геоботанические исследования естественных экосистем: проблемы и пути их решения: Матер. Междунар. науч.-практ. конф. Гомель. 2015. С. 103–108.

2. Парина Т.А., Наквасина Е.Н., Сидорова О.В. Луга островной поймы Северной Двины. Архангельск: Изд. центр САФУ им. М.В. Ломоносова, 2013. 150 с.

3. Каширина Е.С., Бондарева Л.В. Картографирование растительности ландшафтного заказника общегосударственного значения «Мыс Фиолент» и общезоологического заказника общегосударственного значения «Бухта Казачья» (Большой Севастополь, Крым) // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2013. Вып. 8. С. 130–140.

4. Кузнецова Р.С. Структура и динамика растительного покрова при крупномасштабном геоботаническом картографировании // Юг России: экология, развитие. 2013. № 2. С. 14–21.

5. Лошкарева А.Р., Королева Н.Е. Крупномасштабная карта растительности ключевого участка в лесотундре Кольского полуострова: методические особенности составления и анализ // Геоботаническое картографирование. СПб., 2013. С. 112–125.

6. Юрковская Т.К. Геоботаническое картографирование и составление аналитических карт растительности // Актуальные проблемы геоботаники. III Всероссийская школа-конференция. Лекции. СПб., 2007. С. 43–71.

7. Сочава В.Б. Растительный покров на тематических картах. Новосибирск, 1979. 187 с.

8. Грибова С.А., Исаченко Т.И. Картирование растительности в съемочных масштабах // Полевая геоботаника. М.-Л., 1972. Т. IV. С. 137–286.

9. Галанина О.В. Опыт использования двух основных классификационных подходов для крупномасштабного картографирования растительности болот // Болотные экосистемы севера Европы: разнообразие, динамика, углеродный баланс, ресурсы и охрана: Матер. междунар. симпозиума. Петрозаводск. 2006. С. 60–70.

10. Ипатов В.С., Кирикова Л.А. Фитоценология. Санкт-Петербург: Изд-во Санкт-Петербургского университета, 1997. 316 с.

11. Работнов Т.А. Фитоценология. М.: Изд-во МГУ, 1983. 296 с.

12. Сочава В.Б. Классификация растительности как иерархия динамических систем // Геоботаническое картографирование. Л.: Наука, 1972. С. 3–17.

13. Шенников А.П. Луговоеведение. Л.: Изд-во ЛГУ. 1941. 510 с.

References

1. Parinova T.A., Amosova I.V. The need of studying the floodplain meadows of the Arkhangelsk region (Russia) // Proceedings of the international scientific-practical

conference. Geobotanical study of natural ecosystems: problems and ways of their solution. Gomel, 2015. P. 103–108 (in Russian).

2. Parinova T.A., Nakvasina E.N., Sidorova O.V. Meadows of Northern Dvina island floodplain of the Arkhangelsk: Publishing center of Northern (Arctic) Federal University named after M.V. Lomonosov, 2013. 150 p. (in Russian).

3. Kashirina E.S., Bondareva L.V. Mapping vegetation in the landscape reserve of national importance «Cape Fiolent» and general zoological reserve of national importance «Kazachia Bay» (Big Sevastopol, Crimea) // Ecosystems, their optimization and protection. 2013. V. 8. P. 130–140 (in Russian).

4. Kuznetsova R.S. Structure and dynamics of vegetation in large-scale geobotanical mapping // South of Russia: Ecology and development. 2013. № 2. P. 14–21 (in Russian).

5. Loshkareva A.R., Koroleva N.E. A large-scale map of vegetation of the key area in the forest-tundra of the Kolskiy Peninsula: methodological features of compilation and analysis // The geobotanical mapping. SPb, 2013. P. 112–125 (in Russian).

6. Yurkovskaya T.K. Geobotanical mapping and compilation of analytical maps of vegetation // Actual problems of Geobotany: III All-Russian conference school. Lectures. Saint Petersburg, 2007. P. 43–71 (in Russian).

7. Sochava V.B. The vegetation cover on thematic maps. Novosibirsk, 1979. 187 p. (in Russian).

8. Gribova S.A., Isachenko T.I. Mapping vegetation in survey scales // Field geobotany. Leningrad, 1972. V. IV. P. 137–286 (in Russian).

9. Galanina O.V. Experience in the use of two basic classification approaches for large-scale mapping of marsh vegetation // Proceedings of the International Symposium. Marsh ecosystems in Northern Europe: diversity, dynamics, carbon balance, resources and protection. Petrozavodsk, 2006. P. 60–70 (in Russian).

10. Ipatov V.S., Kirikova L.A. Phytocenology. St. Petersburg: Publishing House of St. Petersburg University, 1997. 316 p. (in Russian).

11. Rabotnov T.A. Phytocenology. Moscow: Publishing House of Moscow State University, 1983. 296 p. (in Russian).

12. Sochava V.B. The classification of vegetation as a hierarchy of dynamic systems // Geobotanical mapping. Leningrad: Science, 1972. P. 3–17 (in Russian).

13. Shennikov A.P. Meadows Study. Leningrad: Publishing House of Leningrad State University, 1941. 510 p. (in Russian).

УДК 628.217

Гидрологические аспекты сброса сточных вод в прибрежной зоне морей западного сектора Российской Арктики

© 2017. И. В. Мискевич, д. г. н., вед. н. с.,
Северо-Западное отделение Института океанологии им. П. П. Ширшова РАН,
163000, Россия, г. Архангельск, наб. Северной Двины, 112,
e-mail: szoiran@mail.ru

Предлагается схема расчёта нормативов сброса сточных вод в прибрежные морские воды западного сектора Российской Арктики. Существующие нормативно-методические документы Российской Федерации не рассматривают специфику их гидрологических условий. В предлагаемой схеме учитывается наличие приливо-отливных течений, определяющих адвективно-диффузионный перенос загрязняющих веществ. Такие течения имеют значительную короткопериодную изменчивость скоростей и разворот вектора течения 2 раза в сутки. Однако в существующих нормативно-методических документах приведены методики расчёта только для однонаправленных стационарных морских течений.

Даются рекомендации для практической реализации данной схемы с учётом особенностей геоморфологических параметров и ледовых явлений в прибрежной зоне моря. Сброс сточных вод целесообразно производить на глубоководных участках с наличием максимальных приливо-отливных течений и защищённых от деформации льдом. Рассматривается задача определения фоновой концентрации загрязняющего вещества и предлагается алгоритм её решения.

Применение этой схемы при определении нормативов сброса сточных вод в прибрежные воды арктических морей позволит ощутимо снизить затраты на процессы водоотведения при отсутствии негативного влияния на их экосистемы.

Ключевые слова: водоотведение, море, Арктика, прилив, течение, лёд, глубина, сточные воды, нормативы.

Hydrological aspects of discharge of waste waters in the coastal zone of the seas in the west sector of the Russian Arctic

I. V. Miskevich,
North-Western Branch of the P. P. Shirshov Institute of Oceanology,
112 Naberezhnaya Severnaya Dvina, Arkhangelsk, Russia, 163000,
e-mail: szoiran@mail.ru

The paper presents the scheme of calculating the ratios of wastewater discharges in coastal waters of the western sector of the Russian Arctic. The existing regulatory guidance documents of the Russian Federation do not consider the specifics of their hydrological conditions. In this scheme the presence of tidal currents determining the advection-diffusion transportation of pollutants is taken into account. Such flows have a significant short-term variability and current vector of flow is reversed 2 times a day. However, the existing regulatory guidance documents contain only methods of calculation of unidirectional steady sea currents.

The recommendations for practical implementation of the scheme are given, taking into account peculiarities of geomorphological parameters and ice events in the coastal zone. Waste water discharge should be performed in deep water with presence of the maximum tidal currents and it should be protected from ice deformation. The problem of determining the background concentration of pollutant is considered and the algorithm of its solution is suggested.

The application of this scheme in determining the sewage discharge standards in the coastal waters of the Arctic seas will significantly reduce the cost of wastewater disposal processes without negative impact on their ecosystems.

Keywords: sewerage, sea, Arctic, tide, current, ice, depth, wastewater, regulations.

Интенсификация в XXI веке освоения месторождений полезных ископаемых на шельфе морей и прибрежных территориях морей западного сектора Российской Арктики повлекла за собой необходимость решения ряда актуальных экологических проблем [1]. К их числу относится и проблема оптимизации процессов водоотведения с учётом наличия специфических гидрологических характеристик (приливные явления и суровые ледовые условия) в его районах при отсутствии здесь детальных исследований последствий организованного сброса сточных вод.

В настоящее время процессы водоотведения на территории России регулируются Водным кодексом РФ, а их практическая реализация регламентируется нормативно-методическим документом «Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» (Утверждена приказом МПР России от 17.12.2007 № 333) [2], с дополнениями согласно приказу МПР № 339 от 29.07.2014 г. Кроме этого, ряд специфических требований к водоотведению отражён в СанПиН 2.1.5.980-00 [3]. Однако для арктических морей из-за суровых климатических условий они, как правило, теряют свою актуальность.

Водохозяйственное нормирование для таких морей отражает, в первую очередь, экологические требования, предъявляемые для водных объектов рыбохозяйственного значения. При сбросе в них стоков нормативы качества вод должны соблюдаться в максимально загрязнённой струе контрольного створа на расстоянии (в радиусе) не далее 500 м от места сброса стоков. Для сбросов сточных вод в границах населённого пункта нормативы качества природных вод должны соблюдаться непосредственно на створе (в точке) их сброса.

Согласно документу [2] процесс водоотведения производится на основании согласованных и утверждённых в природоохранных и санитарных организациях нормативов допустимого сброса (НДС) веществ и микроорганизмов со сточными водами в водный объект. Величины этих нормативов (НДС) определяются для всех категорий водопользователей как произведение максимального часового расхода сточных вод q на допустимую концентрацию загрязняющего вещества $C_{НДС}$.

При определении условий сброса сточных вод сначала определяется значение $C_{НДС}$ обеспечивающее нормативное качество воды на контрольных створах (станциях), а затем определяется НДС согласно формуле:

$$НДС = q \cdot C_{НДС} \quad (1)$$

Основная расчётная формула для определения $C_{НДС}$ без учёта неконсервативности вещества имеет следующий вид:

$$C_{НДС} = n \cdot (C_{ПДК} - C_{Ф}) + C_{Ф}, \quad (2)$$

где $C_{ПДК}$ – предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества в воде водного объекта; $C_{Ф}$ – фоновая концентрация загрязняющего вещества в природных водах, участвующих в разбавлении сточных вод; n – кратность общего разбавления сточных вод в водном объекте при наиболее неблагоприятных гидрологических условиях. Этот параметр определяется как произведение кратности начального разбавления n_n и кратности основного разбавления n_o , т. е.:

$$n = n_n \cdot n_o, \quad (3)$$

Кратность начального разбавления зависит от способа (технологии) сброса сточных вод, основного разбавления – от гидролого-гидрохимических характеристик водного объекта – приёмника сточных вод.

Из формулы (2) вытекает, что оптимизация сброса сточных вод с экологической точки зрения может осуществляться за счёт выбора зоны с наибольшим значением параметра n или зоны, где наблюдаются минимальные значения $C_{Ф}$. Максимальный эффект в данном отношении достигается, когда эти обе зоны располагаются на одном участке водного объекта. Таким образом, для решения рассматриваемой проблемы необходимо выбирать подобные участки с учётом специфики их гидрологических и гидрохимических условий.

К западному сектору Российской Арктики принято относить Белое, Баренцево и Карское моря. В пределах юго-востока Баренцева моря также принято выделять так называемое Печорское море, охватывающее акваторию к востоку от меридиана мыса Святой Нос в Индигской губе. Спецификой гидрологических условий прибрежных районов морей рассматриваемого региона является наличие хорошо развитых приливных и ледовых явлений. Приливы в рассматриваемом регионе носят полусуточный характер. Наибольшие величины приливов (3,0–7,6 м в сизигию) характерны для Мезенского залива и севера Белого моря, для побережья Кольского полуострова и Чёшской губы в Баренцевом море, минимальные – для Карского моря (0,5–0,7 м).

Здесь наблюдается доминирование полусуточных приливо-отливных течений. Их скорость в районах со значительной величиной прилива, например, в северной части Белого моря, может достигать 1,5–2,2 м/с. В районах, где величина прилива не превышает 1 м, скорости таких течений обычно не превышают 0,3–0,5 м/с. Однако на определённых участках, например, в узкостях, около подводных порогов и около мысов, они могут возрастать в разы.

В качестве расчётных условий при определении НДС для прибрежных вод морей, согласно требованиям пособия [2], принимают:

1) фоновую концентрацию нормированного вещества, определяемую вне зоны влияния выпуска (на расстоянии более 5 км от выпуска) как среднеарифметическое значение концентрации нормированного вещества для наименее благоприятного периода;

2) гидрологические и гидрохимические данные водного объекта для наименее благоприятного периода;

3) санитарные показатели состава и свойств воды в период её наиболее интенсивного использования.

В пособии [2] для расчёта кратности начального разбавления рекомендуется использование следующей формулы Рама-Цедервала:

$$n_n = 0,54 \cdot Fr(0,38H/(d_0 \cdot Fr) + 0,66)^{1,67}, \quad (4)$$

в которой Fr – число Фруда, H – расстояние (по вертикали) от выпуска до поверхности моря, d_0 – диаметр выпускного отверстия оголовка канализационной трубы.

В свою очередь, число Фруда определяется по уравнению:

$$Fr = V_{ст} / (g \cdot d_0 \cdot |\rho_m - \rho_{ст}| / \rho_m)^{0,5}, \quad (5)$$

в котором $V_{ст}$ – скорость истечения сточной воды из выпускного отверстия, g – плотность морской воды в месте сброса сточных вод, ρ_m – плотность морской воды, $\rho_{ст}$ – плотность сточных вод.

Из формулы (4) следует, что параметр n_n возрастает с увеличением H (с заглублением выпуска), т. е. для расположения подводного выпуска стоков желательно иметь значительную глубину.

Параметр n_0 зависит от коэффициентов турбулентной диффузии – с их увеличением происходит возрастание кратности основного разбавления сточных вод в морских водах. В свою очередь, n_0 возрастает при увеличении скорости морских течений (U). Например, в

пособии [2] рекомендуется при отсутствии данных о коэффициентах диффузии для конкретного района расположения выпуска использовать значение коэффициента горизонтальной турбулентной диффузии D , определяемое по формуле Л. Д. Пухтыря и Ю. С. Осипова:

$$D = 0,032 + 21,8 \cdot U^2. \quad (6)$$

Получаем, что для выпуска сточных вод необходимо выбирать участки с наличием наибольших скоростей приливо-отливных течений.

Помимо требования к наличию значительных глубин и высоких скоростей течений на участке сброса сточных вод в условиях Арктики следует учитывать необходимость соблюдения безопасности канализационных сооружений из-за их возможного разрушения стамами, дрейфующими льдами и другими ледовыми образованиями. Отметим, что их движение в прибрежной зоне морей сильно зависит от конфигурации береговой линии, подводного рельефа и имеющих вблизи мелководных зон с глубиной менее 1–2 метров.

Качество прибрежных морских вод рассматриваемых морей чаще всего благоприятно для процессов водоотведения из-за крайне низкой хозяйственной освоенности их береговой зоны. В подобной ситуации выбор участка сброса сточных вод должен, в первую очередь, зависеть от специфики его гидрологических условий. Исключение в данном отношении представляют акватории морских портов, участки с расположением крупных промышленных объектов, сбрасывающих в море значительный объём сточных вод, и устьевые взморья рек. Это, в частности, характерно для южных и западных районов Белого моря и отдельных районов Баренцева моря в пределах Мурманской области. Но они занимают малый удельный вес, если рассматривать береговую зону изучаемых морей в целом.

С учётом вышеперечисленных факторов выпуск сточных вод рекомендуется располагать на участке с наличием следующих условий:

- глубины более 3 м на малой воде сизигийного прилива;
- скорости приливо-отливных течений 0,5–0,7 м/с и более;
- отсутствие возможности проникновения на этот участок ледовых образований с глубиной погружения, превышающей толщину образующегося на нём ледового покрова.

Представляется, что наилучшими кандидатами в данном отношении будут:

- узкие, но глубокие проливы, соединяющие с морем; небольшие заливы, включая лагуны;

- заливы, в которых, с одной стороны, конфигурация берегов препятствует дрейфу в нём льдов, с другой стороны, они обладают высокой динамичностью вод и отсутствием застойных явлений;

- глубоководные (глубина более 15–20 м) участки открытой акватории моря вблизи его побережья около мысов (удаление – не более нескольких десятков-сотен метров).

С формальной точки зрения опасности негативного воздействия ледовых образований на заглублённый выпуск сточных вод (через простую трубу или оголовок сложной конструкции) можно избежать, если организовать их береговой сброс. Наиболее часто на практике это реализуется через водостоки в близлежащий ручей или дренажную канаву, замерзание которых из-за их повышенной температуры зимой не происходит. Но в данной ситуации будем иметь $n_{\text{н}} = 0$ и пониженное значение $n_{\text{о}}$. Согласно данным, приведённым в монографии [4] для дельты р. Северная Двина, кратность разбавления сточных вод через рассеивающий заглублённый выпуск в приливном водотоке может на 2–3 порядка превышать аналогичную величину для берегового выпуска. Подобный подход можно рекомендовать только для сточных вод с небольшим расходом и отсутствием малоопасных веществ IV класса и практически неопасных веществ V класса опасности, например, типичных хозяйственно-бытовых стоков.

При использовании нормативно-методического пособия [2] необходимо учитывать наличие ограничений на его применение в приливных морях. Предлагаемая в нём методика расчёта параметра n игнорирует эффекты, создаваемые приливами явлениями, так как она была разработана в период существования СССР, в первую очередь, для условий неприливных морей (Балтийского, Чёрного, Азовского, Каспийского и Аральского). Согласно ей, НДС рассчитывается для квазистационарного течения с минимальной скоростью течения. Но в прибрежной зоне приливных морей эллипс вектора приливо-отливных скоростей обычно вырождается в прямую линию, отражающую их реверсивный характер с наличием эффекта «стояния воды» с нулевой скоростью течения непродолжительное время (2–10 мин, но иногда и более). Если формально следовать

вышеуказанной методике, то при расчётах следует использовать эту нулевую скорость течения. Рассеивание стоков в морской воде при данном условии будет идти только по закону молекулярной диффузии, т. е. на несколько порядков ниже, чем при наличии реальных процессов турбулентной диффузии в море. Но это условие не соблюдается, так как после смены приливного течения на отливной (и наоборот) скорость течения начинает резко возрастать и её величины могут увеличиваться на 1–3 порядка. В результате сточные воды подходят к контрольному створу уже вовлечёнными в процесс адвективно-турбулентного перемешивания. Таким образом, в приливных морях соблюдение стационарности конвективного переноса вод с минимальной скоростью, необходимость которого вытекает из применяемых в документе [2] формул расчёта $n_{\text{о}}$, не соблюдается.

Для решения данной задачи можно использовать подход с учётом требования наличия наиболее неблагоприятных гидрологических условий для рассеивания сбрасываемых стоков. Наихудшие условия начального разбавления имеют место в малую воду сизигийного приливного цикла при минимальном уровне в морской акватории. За ним следует момент смены (разворота) отливного течения на приливное. Необходимо отметить, что эти два гидрологических события не имеют точного совпадения по времени, и второй момент отстаёт от первого в зависимости от геоморфологии водного объекта обычно на 5–30 мин. В данной ситуации целесообразно ориентироваться именно на момент разворота течения, так как изменения уровня около момента малой воды в вышеуказанный отрезок времени очень малы по сравнению с величиной прилива и могут не учитываться при решении нашей задачи.

Контрольный створ (контрольный радиус), на котором должно соблюдаться нормативное качество морской воды (концентрация поллютанта не более ПДК), должен располагаться на удалении L не более 500 м от точки (створа) выпуска сточных вод. Для расчёта НДС можно использовать среднюю скорость течения, определяемую по формуле:

$$U = L/T, \quad (7)$$

в которой T – время переноса разбавляемых сточных вод от точки (створа) выпуска сточных вод до контрольного створа (контрольного радиуса). При этом $T = 0$ соответствует моменту смены отливного течения на приливное.

Для определения U целесообразно использовать измерение T по времени переноса поплавков-дрифтеров, в том числе адаптированных для замера течений на различных горизонтах. Отметим, что в этом случае мы получим так называемую лагранжеву скорость течения. Она наиболее репрезентативна для оценки средней величины скорости переноса разбавляемых сточных вод (осреднение по времени и пространству) и, таким образом, наиболее подходит для вычисления коэффициента турбулентной диффузии при рассеивании сточных вод на дистанции L . Использование для получения параметра U какой-либо универсальной расчётной схемы (модели) сталкивается с крайне сложной проблемой выбора (параметризации) граничных и начальных условий в мелководных прибрежных районах приливного моря.

Помимо астрономических факторов на скорость приливо-отливных течений заметное влияние может оказывать ледовый покров. При наличии на море сплоченных льдов, обширного припая и повышенной ледовитости Северного Ледовитого океана в целом величина прилива и максимума приливо-отливных течений может заметно снижаться. Получаем, что во 2-й половине зимы в приливном замерзающем море должны наблюдаться наиболее неблагоприятные условия для разбавления сточных вод, и для оценки параметра U необходимо использовать данные зимних наблюдений. Однако наблюдения за величиной T при наличии припая провести в подавляющем большинстве случаев невозможно. Для решения этой проблемы можно попытаться найти регрессию между U (или T) и величиной прилива h в безлёдоставный период по линейному уравнению:

$$U = (ah + b) + \sigma t_s N^{-0.5}, \quad (8)$$

в котором a и b – эмпирические константы, σ – среднееквадратическое отклонение для U , t_s – критерий Стьюдента для 95% обеспеченности и N – количество наблюдений. При наличии ощутимой разницы между сизигийными и квадратурными приливами коэффициент корреляции между U (или T) и h обычно превышает 0,90–0,95. Далее по найденной зависимости с учётом поправки на погрешность регрессионных расчётов, замерив уменьшенную величину сизигийного прилива при наличии льда, несложно найти поправку на снижении скорости приливного течения.

Для определения C_ϕ необходимо определить качество морских вод, участвующих

в разбавлении сточных вод, но не испытывающих их влияние. Определение (расчёт) C_ϕ , регламентируется только для речных водотоков методическим пособием Росгидромета [5], а для морских акваторий подобной нормативно-методической процедуры не существует. Тем не менее целесообразно учитывать рекомендации пособия [5] в части расчёта фоновых концентраций. Например, их определение можно вести по следующей формуле:

$$C_\phi = C_c + \sigma t_s N^{-0.5}, \quad (9)$$

в которой C_c – среднее значение исследуемых концентраций загрязняющих веществ (ЗВ), остальные параметры идентичны формуле (8). Для вычисления C_ϕ рекомендуется использовать не менее 12 значений нормируемого ингредиента.

Наблюдения для расчёта фоновых концентраций согласно требованиям пособия [2] следует производить в период наиболее неблагоприятных условий для разбавления сточных вод, т. е. в зимний период. При этом фоновый створ (станцию) для получения C_c , как уже ранее упоминалось, рекомендуется располагать на удалении 5 км от створа сброса сточных вод. Учитывая необходимость исследований качества морских вод в малую воду сизигийного прилива, отбор проб воды для оценки C_c целесообразно провести 2 раза в сутки на малой воде в 6-суточный период, середина которого приходится на максимум сизигии. Необходимый период наблюдений несложно найти с помощью навигационного пособия «Таблица приливов».

Можно предположить, что применение рассмотренной выше схемы определения НДС для прибрежных районов арктических морей с наличием приливов позволит ощутимо снизить затраты на процессы водоотведения при отсутствии негативного влияния на их экосистемы.

Литература

1. Юдахин Ф.Н., Губайдуллин М.Г., Коробов В.Б. Экологические проблемы освоения нефтяных месторождений севера Тимано-Печорской провинции. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 314 с.
2. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» (Утверждена приказом МПР России от 17.12.2007 № 333). М.: МПР РФ, 2008. 56 с.
3. СанПиН 2.1.5.980-00. «Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиена»

нические требования к охране поверхностных вод». М.: Минздрав России, 2000. 10 с.

4. Мискевич И.В., Боголицын К.Г. Использование поверхностных вод на предприятиях лесохимического комплекса в условиях приливных устьев рек. Архангельск: Изд-во Арханг. гос. техн. ун-та, 2002. 96 с.

5. РД 52.24.622-2001. Методические указания. Проведение расчётов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. С-Пб.: Гидрометеиздат, 2001. 63 с.

References

1. Yudakhin F.N., Gubaidullin M.G., Korobov V.B. Environmental problems of development of oil fields north of the Timan-Pechora province. Ekaterinburg: UrO RAN, 2002. 314 p. (in Russian).

2. Methodology of the permissible discharge standards for substances and microorganisms into water bodies for water users (Approved by the order of the Ministry of Natural Resources of Russia from 17.12.2007 № 333). М.: MPR RF, 2008. 56 p. (in Russian).

3. SanPIN 2.1.5.980-00. «Wastewater of populated areas, sanitary protection of water bodies. Hygienic requirements for surface water protection». М.: Minzrav Rossii, 2000. 10 p. (in Russian).

4. Miskevich I.V., Bogolitsyn K.G. The use of surface water at the enterprises of a wood chemical complex in conditions of tidal estuaries. Archangelsk: Arhang. state. tehn. un-ta, 2002. 96 p. (in Russian).

5. RD 52.24.622-2001. Methodical instructions. Calculations background concentrations of chemicals in the water streams. S-Pb.: Gidrometeoizdat, 2001. 63 p. (in Russian).

Правительство Кировской области
Вятский государственный университет
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН

Уважаемые коллеги!

Приглашаем вас принять участие
в форуме «ЭкоКиров-2017»,
проводимом в рамках мероприятий
объявленного в Российской Федерации Года экологии.

12–15 апреля 2017 г.

Форум «ЭкоКиров-2017» будет включать в себя следующие мероприятия:

1. XII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения».

2. Всероссийская научно-практическая конференция «Механизмы устойчивого функционирования экосистем: инновационные технологии, подходы и методы».

3. «Экологический портрет предприятия». Презентация экологической деятельности предприятий Кировской области.

Доклады (статьи) конференций будут опубликованы в виде сборников, которые будут включены в Российский индекс научного цитирования (РИНЦ) и размещены в базе электронной библиотеки www.elibrary.ru.

Сборникам будет присвоен ISBN.

Для участия в форуме необходимо до 10 марта 2017 г. прислать на электронный адрес оргкомитета (ecolab2@gmail.com) заявку – регистрационную форму (с пометкой «Форум "ЭкоКиров-2017"») и доклады (статьи). С вопросами по участию в форуме обращаться по электронной почте или по тел. (8332) 370-277.

Диагностика локального загрязнения урбанозёмов в районах автозаправочных станций

© 2017. А. С. Олькова, к. т. н., доцент, Н. М. Зимонина, к. б. н., доцент,
Е. И. Лялина, ассистент, В. Р. Бобрецова, магистрант,
Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

Представлены данные об уровнях локального загрязнения вблизи автозаправочных станций нефтепродуктами (НП) и тяжёлыми металлами (ТМ). Содержание НП варьировало от 520 ± 130 до 4820 ± 100 мг/кг, что значительно выше уровня накопления НП в почвах транспортной зоны городов. Накопление ТМ оказалось сопоставимо с аналогичным загрязнением вблизи автомагистралей. Превышения нормативов установлены только для валовой формы цинка – 1,7 ПДК и его подвижной формы – 1,4 ПДК. Острой токсичности в биотестах по *Paramecium caudatum*, *Ceriodaphnia affinis* и тест-системе «Эколюм» не выявлено. Установлена хроническая токсичность проб урбанозёмов по показателям смертности (до 85%) и снижения плодовитости *Ceriodaphnia affinis*. Плодовитость рачков в водных вытяжках из большинства проб урбанозёмов была угнетена в 2–3 раза по сравнению с контрольной средой. Часть рачков не смогли оставить потомство. При альгологическом анализе наблюдали низкую численность зелёных и диатомовых водорослей (1,1–5,5 и 1,2–19,8 тыс. клеток/г пробы соответственно), доминировали цианобактерии (до 748 ± 10 тыс. клеток/г пробы). По биомассе цианобактерии также преобладали. Выявлена смена доминантов почвенных фототрофов: с зелёных водорослей, преобладающих в естественных биогеоценозах изучаемой широты на устойчивые виды цианобактерий. Доминировали устойчивые к перенесению экстремальных экологических условий цианобактерии и водоросли, принадлежащие к C-, P- и M-жизненным формам. В результате в качестве информативных биодиагностических характеристик урбанозёмов АЗС предлагается оценка хронической токсичности по смертности и плодовитости *Ceriodaphnia affinis* и количественный альгологический анализ.

Ключевые слова: урбанозёмы, нефтепродукты, тяжёлые металлы, биотестирование, *Ceriodaphnia affinis*, альгоиндикация.

Diagnostics of local pollution of urbanozem in the areas of petrol stations

A. S. Olkova, N. M. Zimonina, E. I. Lyalina, V. R. Bobretsova,
Vyatka State University,
36 Moskovskaya St., Kirov, Kirov region, Russia, 610000,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

The data are presented on the levels of local pollution near gas stations with oil products (OP) and heavy metals (HM). The content of OP ranged from 520 ± 130 to 4820 ± 100 mg/kg, which is significantly higher than the level of OP accumulation in the soils of city highway area. HM accumulation was about the same to pollution with HM near highways. Only the amount of zinc was over the accepted level: gross form of zinc – 1.7 MPC (maximum permissible concentration), mobile form of zinc – 1.4 MPC. Acute toxicity in the bioassays with *Paramecium caudatum*, *Ceriodaphnia affinis*, and test-system «Ekolyum» have not been identified. Chronic toxicity was found in urban soils as for mortality (85%) and fertility reducing of *Ceriodaphnia affinis*. Fertility of Daphne in water extracts in the most samples of urban soil was two times inhibited as compared with control. Some crustaceans were not able to have posterity. Algological analysis has shown a low number of green algae and diatoms (1.1–5.5 and 1.2–19.8 thousand cells/g of the sample, respectively), cyanobacteria dominated (748 ± 10 thousand cells/g of the sample). Cyanobacteria also prevailed in biomass. A change in dominants of soil phototrophs was found out: while in natural biogeocenoses of the latitude under study green algae prevail, here sustainable species of cyanobacteria. Cyanobacteria and algae belonging to C-, P- and M-life forms, which are resistant to extreme conditions of habitat, prevailed. As a result, chronic toxicity assessment of mortality and fertility of *Ceriodaphnia affinis* and quantitative algological analysis are suggested as informative bio-diagnostic characteristics of urban soils of gas stations.

Keywords: urban soils, petroleum products, heavy metals, biological testing, *Ceriodaphnia affinis*, algoindication.

В современных городах концентрируется всё большая часть населения многих стран. Известно, что экологические риски городской среды с каждым годом возрастают. Среди негативных антропогенных воздействий, свойственных любому городу, можно выделить загрязнения, связанные с автотранспортом [1]. Увеличение автомобильного парка ведёт к росту сервисного обслуживания автотранспорта и увеличению сети автозаправочных станций (АЗС). Высокая концентрация автомобилей, проливы топлива, испарение летучих фракций нефтепродуктов приводят к формированию локального загрязнения городской среды [2]. Большая часть аэрозольного нефтяного загрязнения оседает на территории автозаправки, загрязняя прилегающие урбанозёмы [3].

Экологическая обстановка вблизи АЗС усугубляется поступлением загрязняющих веществ от автомобилей, находящихся на территориях заправочных станций и движущихся по ближайшим автомагистралям. Автомобильный транспорт в этом случае может стать источником загрязнения как нефтепродуктами, так и тяжёлыми металлами (ТМ).

Целью нашей работы было исследование локального загрязнения урбанозёмов на территории автозаправочных станций и оценка их экологического статуса методами биодиагностики (на примере г. Кирова, Кировская область).

Материалы и методы

Участками исследования служили территории вблизи четырёх АЗС, расположенных в черте города. АЗС относились к разным производителям автомобильного топлива, при этом предлагали покупателям одинаковые марки бензина и дизельного топлива. Районы расположения АЗС были выбраны по двум критериям:

- две АЗС были выбраны на выездах из города (АЗС-1; АЗС-2).
 - АЗС-3 и АЗС-4 располагались в районах с плотными непрерывными потоками автотранспорта.
- На территории АЗС отбирали пробы почв:
- на газонах, отделяющих АЗС от автомагистралей;
 - на площадках АЗС, свободных от твёрдого покрытия;
 - за пределами асфальтированной площадки АЗС, в противоположной стороне от автодороги.

Пробы урбанозёмов для биотестирования и химического анализа отбирали методом конверта с глубины 0–15 см согласно ГОСТу

17.4.4.02-84. Определение содержания НП проводили методом инфракрасной спектроскопии на приборе «КН-2М» по ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Определение массовых долей валовых и подвижных форм металлов (меди, кадмия, свинца и цинка) проводили атомно-абсорбционным методом по ФР.1.31.2012.135739. Токсичность проб определяли по показателям гибели и плодовитости *Ceriodaphnia affinis* (ФР.1.39.2007.03221), изменению хемотаксической реакции инфузорий *Paramecium caudatum* (ФР.1.39.2015.19243) и изменению биолюминесценции бактериального препарата «Эколюм» (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04).

В качестве характеристик сообществ почвенных микрофототрофов определяли количественные показатели альгогруппировок урбанозёмов (численность и биомассу водорослей) [4]. Количественные показатели пересчитывались на абсолютно сухой вес грунта [5].

Результаты и их обсуждение

Поскольку утверждённого норматива содержания НП в почвах нет, для оценки уровня загрязнения почв нефтепродуктами использовали условно фоновое их содержание для районов, не ведущих добычу нефти (40 мг/кг) [6]. Кроме того, установленное содержание нефтепродуктов оценивали в соответствии с Письмом Минприроды РФ № 04-25, Роскомзема № 61-5678 от 27.12.93 «О порядке определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» (1993), позволяющих провести градацию степени загрязнения урбанозёмов НП (табл. 1).

Для определяемых нами массовых концентраций ТМ (цинк, свинец, медь, кадмий) действуют экологические нормативы [7]. Приводим кратность установленного валового и подвижного содержания ТМ нормативам в случае, если значение превышало 0,5 (табл. 1).

Содержание кадмия во всех анализируемых пробах было ниже 0,5 ПДК, что вполне закономерно: накопление этого металла не связано с общепромышленными и транспортными выбросами, чаще всего приурочено к специализированным производствам металлургической отрасли [8].

Содержание валовых и подвижных форм меди и свинца не превышает установленных нормативов ни на одной из АЗС. Однако в нескольких пробах массовые концентрации близки к критическому уровню. Например, в пробах, отобранных вблизи АЗС-2, наблюдается относительно высокое содержание меди и свинца, причём не только валовых, но и подвижных форм,

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов и нефтепродуктов в урбанозёмах территорий АЗС г. Кирова

Вариант		Показатели ТМ		Показатели НП		Уровень загрязнения НП**	
		кратность ПДК (валовая форма)	кратность ПДК (подвижная форма)	содержание НП, мг/кг	кратность УФС*, раз		
На выезде из города	АЗС-1	Газон у дороги	Zn 0,5	Zn 0,6	1010±250	25,2	низкий
		Газон на АЗС	–	–	1800±450	45,0	низкий
		Газон за пределами АЗС	–	–	1070±270	26,7	низкий
	АЗС-2	Газон у дороги	Zn 0,8 Pb 0,7 Cu 0,7	Zn 0,8 Pb 0,9 Cu 0,6	3970±990	99,2	высокий
		Газон на АЗС	Zn 0,9 Cu 1,0	Zn 0,8 Pb 0,6 Cu 0,7	1840±460	46,0	низкий
		Газон за пределами АЗС	–	–	520±130	13,0	допустимый
В центре города	АЗС-3	Газон у дороги	Zn 0,9	Zn 1,1	3550±890	88,7	высокий
		Газон на АЗС	Zn 0,5 Cu 0,5	Zn 0,9	4820±100	120,5	высокий
		Периферия АЗС	Zn 1,5 Pb 0,8	Zn 1,4	3920±980	98,0	высокий
	АЗС-4	Газон у дороги	Zn 1,7	–	1100±270	27,5	низкий
		Газон на АЗС	Zn 1,0	Zn 0,7	1570±390	39,2	низкий
		Газон за пределами АЗС	Zn 1,0	Zn 0,6	810±200	20,2	допустимый
Условно фоновое содержание НП для районов, не ведущих добычу нефти [6]		–	–	40	1	–	

Примечание: * – условно фоновое содержание, прочерк обозначает, что показатель не превышает установленных нормативов.

оказывающих прямое токсическое действие на обитателей почв.

Вблизи всех АЗС наблюдается накопление цинка. При этом в пробах с АЗС, расположенных на окраине города, его массовые концентрации ниже: максимум для валовой формы – 0,9 ПДК, для подвижных форм – 0,8 ПДК. Эти же максимальные показатели для проб с АЗС в центре города составили соответственно 1,7 и 1,4 установленных нормативов. Полученные данные свидетельствуют не только о накоплении соединений цинка, но также об их нахождении в урбанозёмах в виде подвижных форм. Эта особенность объясняется свойствами поллютанта. Доказано, что цинк связывается с органическим веществом почвы неспецифически, что приводит к его большей подвижности по сравнению со свинцом и медью [9].

Анализ содержания ТМ в урбанозёмах вблизи АЗС показал, что локально в экологически значимых пределах обнаруживаются соединения меди и свинца, однако накопление не пре-

вышает установленных нормативов. Валовые и подвижные формы цинка обнаруживаются на всех участках исследования, причём вблизи АЗС в центре города встречается превышение нормативов. Накопление в городских почвах соединений меди, свинца и цинка может быть связано с автотранспортом [10].

Анализ содержания НП в урбанозёмах АЗС показал тенденцию их значительного накопления по сравнению с почвами районов, не ведущих добычу нефти [6]. Превышения условно фонового содержания НП на удалённых от центра города АЗС варьировало от 13,0 до 99,2 раза, на участках АЗС вблизи оживлённых трасс этот диапазон был в пределах 20–120 раз. Ранжирование уровней загрязнения в соответствии с рекомендациями Минприроды РФ показало, что высокий уровень загрязнения НП наблюдается как в центре, так и на окраине города. Следовательно, причина создавшегося уровня загрязнения НП – деятельность АЗС. Этот вывод подтверждают данные полученные

нами ранее. При исследовании загрязнения различных функциональных зон г. Кирова в почвах, приуроченных к крупным автотранспортным развязкам, максимальный уровень содержания НП был 270 ± 21 мг/кг, что в 2 раза ниже, чем в самой «чистой» пробе с АЗС [11].

Таким образом, локальное загрязнение урбаноэмов вблизи АЗС формируется в основном нефтепродуктами. Накопление ТМ вблизи АЗС связано с автотранспортом.

Токсикологические характеристики образцов урбаноэмов исследовались с помощью *Ceriodaphnia affinis* Lillieborg, *Paramecium caudatum* Ehrenberg, бактерий тест-системы «Эколюм».

Острой токсичности проб не выявлено. Низкая чувствительность экспресс-биотестов встречалась нами ранее [12]. Чаще всего такой феномен для признанных в практике биотестирования тест-организмов наблюдается при тестировании почвенных вытяжек или природных вод, содержащих растворенное органическое вещество. Происходящие в этом случае физико-химические процессы «маскируют» загрязнение через снижение биодоступности токсикантов [13].

Наиболее интересные результаты были получены в биотесте по ответным реакциям *C. affinis*, позволяющим оценивать не только острую, но и хроническую токсичность по показателю плодовитости особей (табл. 2).

Пробы урбаноэмов с 3 из 4 исследованных АЗС г. Кирова угнетали способность *C. affinis* к размножению, а также вызывали гибель взрослых особей в течение эксперимента. При минимальных значениях плодовитости (0,2 особи на самку и т.п.) не все взрослые особи смогли принести потомство. В ходе эксперимента отмечалось также влияние водных вытяжек из образцов на морфологию рачков: особи приобретали прозрачный вид, в выводковых камерах отсутствовали яйца, рачки становились малоподвижными. Коэффициент корреляции Пирсона (r) между показателями плодовитости и содержанием НП в образцах оказался равен $-(-0,45)$, что говорит о слабой обратной зависимости. Невысокий коэффициент корреляции свидетельствует о наличии комплексного загрязнения, влияющего на состояние тест-организмов.

Далее был проведен количественный альгологический анализ исследуемых образцов с территорий АЗС, отличавшихся наибольшим уровнем загрязнения.

Результаты исследований численности и биомассы почвенных водорослей и цианобактерий (ЦБ) показали широкий диапазон варьирования этих биоиндикационных показателей (рис.).

Численность клеток водорослей в почве колебалась в диапазоне от 3 до 758 тыс. клеток в 1 г почвы, биомасса – от 0,01 до 0,61 г/м².

Таблица 2

Оценка степени токсичности по показателям гибели и плодовитости *Ceriodaphnia affinis*

Вариант		№ точек отбора проб (т.о.)	Результаты биотестирования почвенных вытяжек в эксперименте				
			смертность особей; %		плодовитость, шт./ 1 самку	наличие токсичности	
			через 48 час	через 12 сут		ОТД	ХТД
Контроль			0	0	$20,4 \pm 0,04$	–	–
На выезде из города	АЗС-1	Газон у дороги	0	15	$8,7 \pm 0,58^*$	пробы не обладали ОТД	пробы обладали ХТД
		Газон на АЗС	0	15	$8,2 \pm 0,36^*$		
		Периферия АЗС	0	40	$7,3 \pm 1,65^*$		
	АЗС-2	Газон у дороги	0	65	$0,2 \pm 0,01^*$		
		Газон на АЗС	0	50	$2,3 \pm 0,22^*$		
		Периферия АЗС	0	40	$1,2 \pm 0,01^*$		
В центре города	АЗС-3	Газон у дороги	5	85	$1,8 \pm 0,18^*$	пробы не обладали ОТД	не обладали ХТД
		Газон на АЗС	0	35	$4,0 \pm 1,16^*$		
		Периферия АЗС	0	5	$9,4 \pm 0,36^*$		
	АЗС-4	Газон у дороги	0	0	$20,4 \pm 2,59$		
		Газон на АЗС	0	0	$20,0 \pm 0,36$		
		Периферия АЗС	0	0	$27,9 \pm 2,59$		

Примечание: ОТД – острое токсическое действие; ХТД – хроническое токсическое действие; * – опытные значения достоверно отличаются от контрольных.

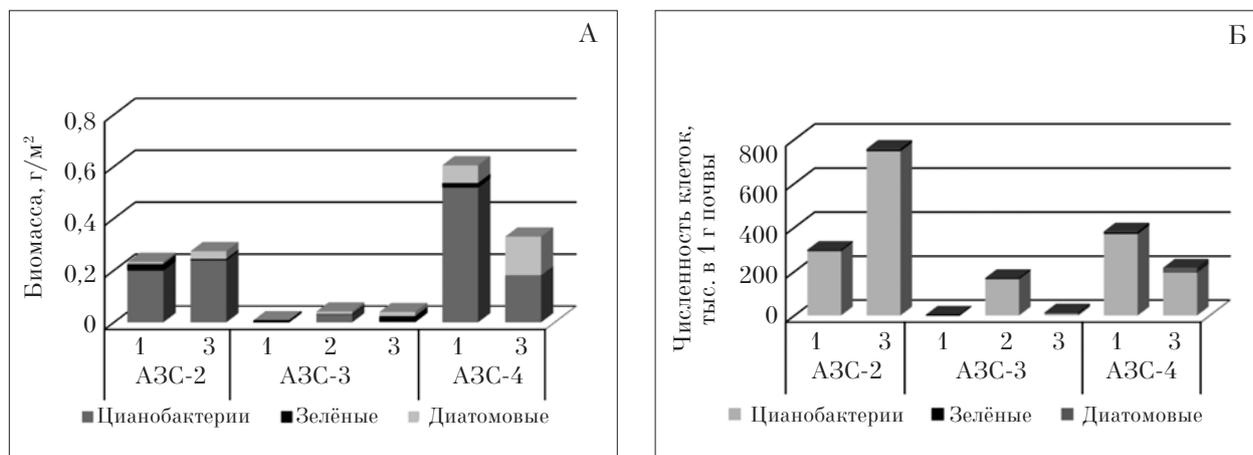


Рис. Показатели биомассы и численности почвенных фототрофов в пробах урбаноэмов с территориях АЗС: А – биомасса (г/м²); Б – численность (тыс. клеток в 1 г почвы); 1 – газоны у дороги; 2 – газон на АЗС; 3 – газон за пределами АЗС

На всех исследованных участках по численности доминировали безгетероцистные ЦБ, составляя до 98% от общей численности клеток почвенных фототрофов. Это значительно отличает урбаноэмы от естественных биогеоценозов средней и южной тайги, где на суходольных лугах и в экотопах с сомкнутым растительным покровом преобладают зелёные водоросли, ЦБ обычно занимают второе место [14].

Доминирование ЦБ, установленное для зон локального загрязнения АЗС, согласуется с общими закономерностями, описанными в литературе. Показано значительное видовое разнообразие ЦБ в транспортной зоне городов [15].

При анализе разнообразия фототрофов установили, что наибольшего развития в урбаноэмах вблизи АЗС достигают виды рода *Phormidium*. Эти ЦБ относятся к Р-жизненной форме, представители которой обычно тяготеют к голым участкам минеральной почвы и устойчивы к экстремальным условиям среды благодаря свойствам протопласта [16].

Наибольшие значения биомассы водорослей отмечены на участках АЗС-4, где наблю-

дался низкий и допустимый уровень содержания нефтепродуктов в почвах. Минимальные значения биомассы установлены для наименее озеленённой и максимально загрязнённой НП и ТМ территории АЗС-3. Так, вблизи этой станции на газоне у автомагистрали биомасса водорослей составила всего 0,01 г/м².

Анализ образцов, отобранных в центре АЗС и на газонах у автодорог, показал, что в структуру биомассы фототрофов вклад ЦБ здесь также был существенным (табл. 3). Ситуация меняется на периферии площадок АЗС: ЦБ уступают место диатомовым (на АЗС-4 – 44%) и зелёным (АЗС-3 – 52%) водорослям, что может быть связано с увеличением проективной площади покрытия высшими растениями на данных участках и сменой их видового состава. При разреженном растительном покрове, например, на АЗС-2, ЦБ продолжали играть ведущую роль и на периферии станции. Полученные нами данные соответствуют минимальным значениям численности клеток водорослей для транспортной зоны г. Кирова [17].

Таблица 3

Состав доминантов альгогруппировок на территориях АЗС г. Кирова

Участок отбора проб		Доминирующие виды
АЗС-2	Газон у дороги	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.
	Газон за пределами АЗС	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.; <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i>
АЗС-3	Газон у дороги	<i>Chlorococcum</i> sp.
	Газон на АЗС	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Vauch) Gom.; <i>Chlamydomonas</i> sp.
	Газон за пределами АЗС	<i>Plectonema boryanum</i> Gom.; <i>Chlorococcum</i> sp.
АЗС-4	Газон у дороги	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Vauch) Gom.
	Газон за пределами АЗС	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i> ; <i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.

Наряду с изменениями количественных показателей на исследованных участках наблюдалась смена доминантов альгогруппировок (табл. 3).

На газонах в центре АЗС в составе доминантов присутствуют *Microcoleus vaginatus* (Vauch) Gom. и *Chlamydomonas* sp. Это водоросли, принадлежащие к М- и С- жизненным формам, способные образовывать значительное количество слизи, что защищает их от токсического воздействия тяжёлых металлов [18]. Также к доминантам с известной устойчивостью к воздействию ТМ можно отнести ЦБ *Plectonema boryanum* Gom. [19]. Показано, что данный вид способен доминировать в сообществе водорослей угольных отвалов с повышенным содержанием соединений цинка (40–50 мг/кг) и никеля (50 мг/кг) [20].

На периферии площадок АЗС под пологом высших растений, в условиях низких доз НП, в составе доминантов появляется диатомовая водоросль – *Hantzschia amphioxys*, которая является убиквистом. Диатомея *H. amphioxys* обнаруживается среди немногочисленных видов (5 видов), способных активно осваивать участки улиц с высокой автотранспортной нагрузкой [21].

В целом вблизи АЗС и на их территориях доминируют устойчивые к перенесению экстремальных экотопических условий водоросли, принадлежащие к С-, Р- и М-жизненным формам.

Заключение

В результате проведённых исследований показано, что АЗС являются местами повышенного локального загрязнения урбанозёмов нефтепродуктами: установленные показатели в районах расположения АЗС оказались в несколько раз выше, чем в почвах транспортной зоны. В то же время содержание валовых и подвижных форм ТМ оказалось сопоставимо с аналогичным загрязнением почв, прилегающих к автодорогам. Превышения действующих нормативов наблюдалось для соединений цинка, причем как для АЗС в центре города, так и расположенных на его окраине.

При биотестировании образцов урбанозёмов острой токсичности не выявлено. Однако продление эксперимента показало наличие хронической токсичности исследуемых проб по показателям снижения плодовитости *Ceriodaphnia affinis*, а также по критерию гибели взрослых особей в течение 12 дней.

Методом альгоиндикации подтверждено экологическое неблагополучие исследованных урбанозёмов. Выявлена смена доминантов по-

чвенных фототрофов: с зелёных водорослей, доминирующих в естественных биогеоценозах изучаемой широты на устойчивые виды ЦБ. Также показано снижение биомассы и численности клеток фототрофов в урбанозёмах вблизи АЗС.

Полученные данные свидетельствуют о необходимости расширения перечня параметров для АЗС как городских природопользователей, оцениваемых при их государственном экологическом контроле. Определение хронической токсичности и биоиндикация территорий вблизи АЗС могли бы стать ценными показателями их «чистоты» и экологичности, к чему стремится всё мировое сообщество.

Литература

1. Minenko E.Y., Kusmorova J.A. The dependence of the level of safety at level crossings on the size of the vehicle fleet // Austrian Journal of Technical and Natural Sciences. 2014. № 9–10. P. 130–132.
2. Васильченко А.В., Галактионова Л.В. Оценка токсического загрязнения почв нефтепродуктами в результате деятельности автозаправочных станций с использованием метода биотестирования // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 4. С. 8.
3. Майорова И.О. О загрязнении окружающей среды мегаполисов при эксплуатации автозаправочных станций и комплексов. М.: Изд-во МНОИЗ, 2002. 200 с.
4. Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
5. Некрасова К.А., Бусыгина Е.А. Некоторые уточнения к методу количественного учёта почвенных водорослей // Ботанический журнал. 1977. Т. 62. № 2. С. 214–222.
6. Мусихина Е.А. Методологический аспект технологии комплексной оценки экологической ёмкости территорий. М.: Академия естествознания, 2009. 137 с.
7. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06 // Бюллетень нормативных актов федеральных органов исполнительной власти. № 10. 06.03.2006. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006.
8. Давыдов С.Л., Тагасов В.И. Тяжёлые металлы как суперэкоксиканты XXI века. М.: Изд-во РУДН, 2002. 140 с.
9. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. СПб.: Наука, 2005. 339 с.
10. Manta D.S., Angelone M., Bellanca A., Neri R., Sprovieri M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Itali // The Science of the Total Environment. 2002. Т. 300. № 1–3. С. 229–243.
11. Шабалина Ю.С., Олькова А.С., Березин Г.И. Оценка состояния почв г. Кирова по содержанию тяжёлых металлов и интегральной токсичности // Закономерности функционирования природных и антропогенно транс-

формированных экосистем: Материалы Всероссийской научной конференции. Киров. С. 125–129.

12. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Олькова А.С., Скугорева С.Г., Лялина Е.И., Березин Г.И., Даровских Л.В. Исследование токсичности проб урбанозёмов, загрязнённых тяжёлыми металлами. // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. № 2 (2). С. 544–550.

13. Benedetti M.F., Miln C.J., Kinniburgh D.G., Van Riemsdijk W.H., Koopal L.K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // *Environmental Science and Technology*. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.

14. Кондакова Л.В., Пирогова О.С. Почвенные водоросли и цианобактерии государственного природного заповедника «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 94–101.

15. Хайбуллина Л.С., Суханова Н.В., Кабилов Р.Р. Флора и синтаксономия почвенных водорослей и цианобактерий урбанизированных территорий. Уфа: АН РБ, Гилем, 2011. 216 с.

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

17. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Зыкова Ю.Н., Ефремова В.А. Цианобактерии городских почв // Принципы экологии. 2013. № 4. С. 10–27.

18. Кабилов Р.Р., Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских газонов (Уфа, Башкортостан) // Ботанический журнал. 1997. Т. 82. № 3. С. 46–57.

19. Прошкина Е.А. Влияние тяжёлых металлов на сообщества почвенных и эпифитных водорослей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 1997. 20 с.

20. Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М.В. Гецен. Сыктывкар, 2005. 246 с.

21. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Специфика альго-микологических комплексов городских почв // Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Сыктывкар, 2011. С. 267–287.

References

1. Minenko E.Y., Kusmorova J.A. The dependence of the level of safety at level crossings on the size of the vehicle fleet // *Austrian Journal of Technical and Natural Sciences*. 2014. 9–10. P. 130–132.

2. Vasilchenko A.V., Galaktionov L.V. Evaluation of toxic contamination of soil with oil products as a result of filling stations operation with the use of the bioassay method // *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya*. 2015. № 4. P. 8 (in Russian).

3. Mayorova O.I. Environmental pollution of megacities at operation of gas stations and complexes. M.: Izd-vo MNOIZ, 2002. 200 p. (in Russian).

4. Gollerbach M.M., Shtina E.A. Soil algae. L.: Nauka, 1969. 228 p. (in Russian).

5. Nekrasova K.A., Busygina E.A. Some refinements to the method of quantitative accounting of soil algae // *Botanicheskiy zhurnal*. 1977. T. 62. № 2. P. 214–222 (in Russian).

6. Musikhina E.A. Methodological aspect of technology integrated assessment of ecological capacity of territories. M.: *Academiya Estestvoznaniya*, 2009. 137 p. (in Russian).

7. Maximum permissible concentration (MPC) and roughly allowable concentration (ODK) of chemicals in the soil. Hygienic standards. 2.1.7.2041-06 GBV, GBV 2.1.7.2042-06 // *Bulletin of normative acts of the federal bodies of executive power*, N 10, 06.03.2006. M.: *Federalnyy Tsentr Gigeny i epidemiologii rospotrebnadzora*, 2006 (in Russian).

8. Davydov S.L., Tagasov V.I. Heavy metals as superecotoxicants of the twenty-first century. M.: *Izd-vo RUDN*, 2002. 140 p. (in Russian).

9. Ufimtseva M.D., Terekhina N.V. Phytoindication of the ecological state of St. Petersburg urbogeosystems. SPb.: *Nauka*, 2005. 339 p. (in Russian).

10. Manta D.S., Angelone M., Bellanca A., Neri R., Sprovieri M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Itali // *The Science of the Total Environment*. 2002. T. 300. № 1–3. P. 229–243.

11. Shabalina Y.S., Olkova A.S., Berezin G.I. Assessment of soil in Kirov on the content of heavy metal toxicity and integral // *Laws of functioning of natural and anthropogenically transformed ecosystems: Materialy vserossiyskoy nauchnoy konferentsii*. Kirov. P. 125–129 (in Russian).

12. Fokina A.I., Domracheva L.I., Olkova A.S., Skugoreva S.G., Lalin E.I., Berezin G.I., Darovskikh L.V. Research of toxicity of urbanozem samples contaminated with heavy metals // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*. 2016. T. 18. № 2 (2). P. 544–550 (in Russian).

13. Benedetti M.F., Miln C.J., Kinniburgh D.G., Van Riemsdijk W.H., Koopal L.K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // *Environmental Science and Technology*. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.

14. Kondakova L.V., Pirogova O.S. Soil algae and cyanobacteria of the state natural reserve «Nurgush» // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2014. № 3. P. 94–101 (in Russian).

15. Khaibullina L.S., Sukhanova N.V., Kabirov R.R. Flora and syntaxonomy of soil algae and cyanobacteria in urbanized areas. Ufa: AN RB. Guillem, 2011. 216 p. (in Russian).

16. Shtina E.A., Gollerbach M.M. Ecology of soil algae. M.: Nauka, 1976. 143 p. (in Russian).

17. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Zikova Y.N., Efreмова V.A. Cyanobacteria of urban soils // *Printsipy ekologii*. 2013. № 4. P. 10–27 (in Russian).

18. Kabirov R.R., Sukhanova N.V. Soil algae of urban lawns (Ufa, Bashkortostan) // *Botanicheskiy zhurnal*. 1997. T. 82. № 3. P. 46–57 (in Russian).

19. Proshkina E.A. Influence of heavy metals on the community of soil and epiphytic algae: *Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk*. Ufa, 1997. 20 p. (in Russian).

20. The natural environment of the tundra in conditionas of open coal mining (by the example of Yunyaginskiy mine) / Ed. M.V. Getsen. Syktyvkar, 2005. 246 p. (in Russian).

21. Kondakova L.V., Domracheva L.I. Specificity algomycological complexes urban soils // *Biological monitoring natural and man-made systems* / Ed. T.Ya. Ashihmina. Syktyvkar, 2011. P. 267–287 (in Russian).

Фототрофные микроорганизмы городских парков

© 2017. Л. В. Кондакова^{1,2}, д. б. н., профессор,
Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д. т. н., профессор, зав. лабораторией,
зав. кафедрой, О. С. Пирогова², аспирант,
¹ Институт биологии Коми научного центра УрО РАН,
167982, Россия, Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
² Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
e-mail: ecolab2@gmail.com

В работе приведены результаты анализа почвенной альгофлоры парковых территорий г. Кирова. Альгофлора города включает 156 видов и разновидностей фототрофов. Первое место по видовому разнообразию занимают цианобактерии (ЦБ) 37,8%, зелёные водоросли составляют 35,9%. В почвах парков города отмечено 129 видов и разновидностей водорослей и ЦБ, более высокое видовое разнообразие отмечено для зелёных водорослей (37,2%), несколько ниже для ЦБ (34,1%), что ближе к составу альгофлоры почв лесной зоны. Охрофитовые водоросли, чувствительные к техногенной нагрузке, в городских парках составляют 9,9% видового разнообразия альгофлоры, в Заречном парке – 14,6%, в дендропарке – 17,2%, на фоновой территории (ГПЗ «Нургүш») – 23,8%. Коэффициент Сьёренсена-Чекановского альгофлоры городских парков и фоновой территории равен 65,2%. Видовой состав и численность клеток микрофототрофов зависит от сезона года, экотопа. Численность клеток в почвах парковых территорий города составляет сотни тыс. клеток/г почвы. При «цветении» почв численность достигает млн клеток/г почвы.

Ключевые слова: водоросли, цианобактерии, фототрофы, альгофлора, видовое разнообразие, экотоп, численность клеток.

Phototrophic microorganisms of urban parks

L. V. Kondakova^{1,2}, T. Ya. Ashikhmina^{1,2}, O. S. Pirogova²,
¹Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
²Vyatka State University,
36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: ecolab2@gmail.com

The results of analysis of soil algal flora of the park areas in Kirov are presented. Algotoflora of the city includes 156 species and varieties of phototrophs. Cyanobacteria (CB) lead in the species diversity making up 37.8%, green algae make up 35.9%. In soils of the city's parks 129 species and varieties of algae and CB are found, species diversity is higher for green algae (37.2%) and is lower for CB (34.1%), which is closer to the composition of soil algal flora of the forest zone. Ochrophyta sensitive to anthropogenic load make up 9.9% in city parks algotoflora species diversity, in Zarechnyy Park – 14.6%, in Dendropark – 17.2%, in the background territory (state nature reserve «Nurgush») – 23.8%. Sørensen-Czekanowski factor of algotoflora in the city parks and the background area is 65.2%. During the vegetation period the number of microphototrophs cells depends on humidity, light, ecotope, recreational load.

The maximum number of cells of algae and CB is characteristic for August-September. In soil of the layer biocoenosis of Zarechnyy Park it was 290000–220000 cells/g soil, of the natural reserve «Nurgush» – 174000–197000 cells/g soil, of Alexandrovskiy Park – 658000–844000 cells/g soil. In the sites of micro-«flowering» of microphototrophs the number reached a million cells/g soil.

Keywords: algae, cyanobacteria, algotoflora, species diversity, ecotope, the number of cells.

В современном мире город становится главным и наиболее мощным источником антропогенного воздействия на окружающую природную среду. По определению [1], урбоэкосистема – это неустойчивая природно-антропогенная система, состоящая из архитектурно-строительных объектов и резко нарушенных естественных экосистем. Рекреационные зоны городов выполняют огромную санитарно-гигиеническую и экологическую роль. Значительную техногенную нагрузку в условиях городской среды испытывают почвы. Фототрофные почвенные микроорганизмы широко используются в оценке экологического состояния урбанизированных территорий [2–12]. Альгофлора почв урбанозёмов характеризуется достаточно высоким видовым разнообразием, при этом в зависимости от антропогенной нагрузки формируются сообщества водорослей и ЦБ, различающиеся по видовому составу, доминантным комплексам, экологической структуре.

Влияние рекреационной нагрузки на почвенные водоросли и ЦБ исследовалось в пригороде г. Гомеля [8]. Авторами выявлено увеличение доли ЦБ, одноклеточных зелёных водорослей и диатомовых на участках, лишённых растительности. Чувствительными к рекреационному воздействию оказались виды: *Stichococcus chlorelloides*, *Ellipsoidion* sp., *Monodus* sp., толерантными к нему являлись ЦБ (*Phormidium boryanum*, *Microcoleus vaginatus*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Phormidium molle*) и диатомеи (*Luticola mutica*, *Navicula pelliculosa*).

Изучение эпифитной флоры на примере городов Уфа, Ишимбай, Октябрьский, Аша, Янаул показало высокую устойчивость водорослей к неблагоприятным условиям [7]. Авторами было выявлено 136 видовых и внутривидовых таксонов, из которых ведущая роль принадлежала зелёным водорослям (45%) и ЦБ (30%). Анализ литературных данных показал, что урбанизация обуславливает увеличение видового разнообразия почвенных водорослей за счёт появления новых экологических ниш для их существования. При урбанизации происходит цианофитизация (увеличение доли цианобактерий) альгогруппировок при одновременном снижении степени развития жёлтозелёных водорослей.

В результате урбанизации происходит в той или иной степени трансформация зональной альгофлоры [2, 3, 6, 9, 13].

Цель данной работы – сравнить альгофлору парковых территорий г. Кирова с альгофлорой

фоновой территории (ГПЗ «Нургуш»), промышленной и транспортной зонами города.

Объекты и методы

Александровский сад – центральный и один из старейших парков г. Кирова, ведёт свою историю с 1825 г. Он был заложен по случаю посещения Вятки императором Александром I.

Парк им. Ю. А. Гагарина расположен в центре города. История парка началась в 1896 г., когда был устроен сквер на площади вокруг Александро-Невского собора.

Заречный парк расположен в пойме правого берега р. Вятки, напротив исторического центра г. Кирова. Бор существовал в качестве резервного источника древесины для быстрого восстановления в случае пожара сгоревших построек и городских укреплений и был неприкосновенным для повседневной вырубki. Благодаря этому парк сохранил естественный облик до наших дней.

Парк Победы был заложен в честь победы в Великой Отечественной войне. Находится в промышленной зоне города.

Дендропарк лесоводов Кировской области находится между Казанским трактом и берегом р. Вятки. Парк был заложен в 1962 г. В пределах парка сохранились участки естественной лесной растительности. Искусственные насаждения представляют уникальную для области коллекцию древесных пород более 120 видов.

Государственный природный заповедник «Нургуш» располагается на территории Котельничского района Кировской области в излучине правого берега реки Вятки, в её среднем течении.

Почвенные пробы для анализа отбирались в соответствии с требованиями альгологических исследований. Видовой состав выявляли прямым микроскопированием свежезвятой почвы и постановкой чашечных культур [14]. Численность клеток определяли методом прямого микроскопирования [15].

Результаты и обсуждение

По результатам флористического анализа альгофлора г. Кирова включает 156 видов и разновидностей водорослей и ЦБ, в том числе: Cyanobacteria – 59 (37,8%), Chlorophyta – 56 (35,9%), Ochrophyta – 21 (13,5%), Bacillariophyta – 19 (12,2%), Euglenophyta – 1 (0,6%) [10, 16].

Почвенные водоросли и ЦБ рекреационной зоны города, включая городские парки,

Таблица 1

Число видов альгофлоры городских парков

Отделы	Александровский парк		Парк им. Ю. А. Гагарина		Парк Победы		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Cyanobacteria	17	36,2	13	28,3	13	31,0	23	32,3
Chlorophyta	20	42,6	26	56,5	15	35,7	30	42,3
Ochrophyta	4	8,4	2	4,3	3	7,1	7	9,9
Bacillariophyta	6	12,8	5	10,9	11	26,2	11	15,5
Всего	47	100	46	100	42	100	71	100

Примечание: 1 – число видов; 2 – процент.

Таблица 2

Число видов альгофлоры рекреационной зоны г. Кирова

Отделы	Парки города		Дендропарк		Заречный парк		Рекреационная зона	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Cyanobacteria	23	32,3	28	32,2	32	31,1	44	34,1
Chlorophyta	30	42,3	32	36,8	38	36,9	48	37,2
Ochrophyta	7	9,9	15	17,2	15	14,6	20	15,5
Bacillariophyta	11	15,5	12	13,8	18	17,5	17	13,2
Всего	71	100	87	100	103	100	129	100

Примечание: 1 – число видов; 2 – процент.

Таблица 3

Число видов водорослей и ЦБ в почвах рекреационной зоны г. Кирова в сравнении с данными по Кировской области, фоновой, промышленной и транспортной зонами города

Объект	Cyanobacteria		Chlorophyta		Ochrophyta		Bacillariophyta		Всего
	1	2	1	2	1	2	1	2	
Рекреационная зона г. Кирова	44	34,1	48	37,2	20	15,5	17	13,2	129
Транспортная зона	31	42,5	24	32,9	6	8,2	11	15,1	73
Промышленная зона	44	46,3	30	31,6	8	8,4	13	13,7	95
ГПЗ «Нургуш»	27	26,7	44	43,6	24	23,8	6	5,9	101
Данные по Кировской области (Штина, 1997)	166	27,7	239	39,9	122	20,4	66	11,0	599*

Примечание: 1 – число видов; 2 – процент; * – встретились представители других отделов.

Таблица 4

Коэффициенты Съеренсена-Чекановского альгофлоры функциональных зон г. Кирова и ГПЗ «Нургуш»

Зоны	Промышленная	Транспортная	Рекреационная
Промышленная			
Транспортная	71,4		
Рекреационная	66,9	61,4	
Фоновая	58,2	60,9	65,2

дендропарк и Заречный парк, представлены 129 видами и разновидностями, в том числе: Cyanobacteria – 44 (34,1%), Chlorophyta – 48 (37,2%), Ochrophyta – 20 (15,5%), Bacillariophyta – 17 (13,2%).

В парках на территории города по видовому разнообразию преобладают зелёные водоросли и ЦБ, число видов охрофитовых водорослей, по сравнению с дендропарком и Заречным парком, в два раза ниже, что предполагает в них более высокую нагрузку на почву. Из городских парков, согласно видовому составу альгофлоры, наибольшую антропогенную нагрузку испытывает парк им. Ю. А. Гагарина, расположенный в центральной части города (табл. 1). В данном парке по видовому разнообразию преобладают зелёные водоросли, отмечено меньшее число видов охрофитовых и диатомовых водорослей.

Видовое разнообразие альгофлоры увеличивается с увеличением площади парковых территорий, это обусловлено разнообразием экологических ниш, созданных антропогенной средой (табл. 2). В рекреационной зоне города, включая дендропарк и Заречный парк, разнообразие фототрофов включает 129 видов и разновидностей. По количеству видов первое место занимают представители отдела Chlorophyta – 37,2%. ЦБ составляют 31,1–34,1% видового разнообразия альгофлоры рекреационной зоны города. Число видов охрофитовых и диатомовых водорослей в 2 раза ниже числа представителей отделов Chlorophyta и Cyanobacteria.

Сравнительный анализ альгофлоры рекреационной зоны города по отношению к альгофлоре Кировской области [17], территории ГПЗ «Нургуш», промышленной и транспортной зонам города, испытывающими наибольшую техногенную нагрузку, приведён в таблице 3.

В почвах Кировской области [17] представители отдела Chlorophyta составляют 39,9%, Cyanobacteria – 27,7%, Ochrophyta – 20,4%. В альгофлоре заповедника «Нургуш» зелёные водоросли составляют 43,6% видового разнообразия, ЦБ – 26,7%, охрофитовые – 23,8%. Данное соотношение альгофлоры характерно для почв лесной зоны. В промышленной и транспортной зонах города на первое место выходят ЦБ, составляя 46,3% и 42,5% видового разнообразия. Жёлтозелёные и эустигматофитовые водоросли, чувствительные к техногенной нагрузке, составляют 8,4–8,2%, что в 3 раза ниже фоновой территории.

Коэффициенты Сьёренсена-Чекановского показывают высокое сходство альгофлор

промышленной и транспортной зон города (71,4%) и умеренное сходство альгофлор рекреационной и фоновой территорий – 62,5%. Наиболее низкий процент общности альгофлор отмечен для промышленной и фоновой территории (58,2%) (табл. 4).

В состав доминирующего комплекса альгофлоры рекреационной зоны входят: *Nostoc punctiforme*, *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Ph. formosum*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Microcoleus vaginatus* (Cyanobacteria), *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorella vulgaris*, *Bracteacoccus minor*, *Klebsormidium flaccidum* (Chlorophyta), *Hantzschia amphioxys*, *Navicula pelliculosa*, *Luticola mutica* (Bacillariophyta). Видовой состав микрофототрофов зависит от сезона года, экотопа. В летний период в экотопах с невысокой рекреационной нагрузкой доминируют зелёные водоросли (виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*), осенью – ЦБ и диатомовые водоросли. На участках с высокой антропогенной нагрузкой (вытаптывание) ЦБ и диатомовые водоросли являются доминантами и в летний, и в осенний периоды [16].

Численность клеток микрофототрофов в течение вегетационного сезона года зависит от влажности, экотопа, рекреационной нагрузки. Высшие растения также оказывают прямое и косвенное влияние на водоросли и ЦБ через освещённость, температуру и влажность. Максимальное число клеток микрофототрофов в луговых фитоценозах Заречного парка отмечено в августе и составляло 209–220 тыс. кл./г почвы. В аналогичных биоценозах заповедника «Нургуш» численность клеток составляла 174–197 тыс. кл./г почвы [16]. В Александровском парке численность клеток фототрофов на открытых местообитаниях парковой территории составляла $844,2 \pm 1,4$ тыс. кл./г почвы, на тропинках – $720 \pm 0,6$ тыс. кл./г, под посадками деревьев – 215 ± 20 тыс. клеток /г [18]. На территории дендропарка в позднеосенний период (ноябрь) численность клеток составляла на открытом от древесных насаждений участке $336,8 \pm 10,9$ тыс. кл./г почвы, под лиственными породами – $209,1 \pm 14,1$ тыс. кл./г, под хвойными – $149,2 \pm 15,3$ тыс. кл./г. По численности клеток доминировали ЦБ и диатомовые водоросли.

Заключение

Альгофлора парковых территорий г. Кирова сохраняет черты альгофлоры зональных почв. По видовому разнообразию и численнос-

ти клеток доминируют ЦБ и зелёные водоросли. При слабом нарушении растительного покрова видовое разнообразие и численность микрофототрофов увеличивается.

Умеренное сходство альгофлоры парковых территорий города с территорией заповедника «Нургуш» (65,2%) показывает, что антропогенная нагрузка для большинства видов фототрофов не превышает пределов их толерантности. Видовой состав альгофлоры является надёжным индикатором в дальнейшем мониторинге городских почв.

Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № гос. регистрации 115020310080.

Литература

1. Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.
2. Кабиров Р.Р. Почвенные водоросли техногенных ландшафтов: Дис. ... д-ра биол. наук. Уфа, 1991. 345 с.
3. Суханова Н.В. Цианобактериально-водорослевые ценозы почв урбанизированных территорий Южно-Уральского региона: Дис. ... д-ра биол. наук. Уфа, 2016. 385 с.
4. Артамонова В.С. Влияние урбанизации на микробное население почв // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров, 2010. С. 30–35.
5. Антипина Г.С., Комулайнен С.Ф. Структура и сравнение альгофлористических комплексов урбанизированных экосистем (на примере города Петрозаводска) // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров, 2010. С. 25–30.
6. Аксёнова Н.П. Урбанофлора эдафотрофных водорослей и цианобактерий г. Ижевска: Дис. ... канд. биол. наук. Ижевск, 2010. 222 с.
7. Дубовик И.В., Климина И.П. Эпифитные водоросли в городских экосистемах Предуралья // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров, 2010. С. 107–110.
8. Бачура Ю.М., Храмченкова О.М. Влияние рекреационной нагрузки на почвенные водоросли и цианобактерии // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. Междунар. науч.-практ. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Э. А. Штиной. Киров, 2010. С. 49–54.

9. Домрачева Л.В., Кондакова Л.В., Зыкова Ю.Н., Ефремова В.А. Альгоциано-микологические комплексы городских почв // Особенности урбозкостистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 120–169.

10. Кондакова Л.В. Альго-цианобактериальная флора и особенности её развития в антропогенно нарушенных почвах подзоны южной тайги Европейской части России: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Сыктывкар, 2012. 34 с.

11. Зыкова Ю.Н. Комплексы водорослей, цианобактерий и грибов городских почв и их реакция на действие поллютантов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2013. 22 с.

12. Ефремова В.А. Сообщества почвенных водорослей и цианобактерий в экологической оценке городских почв (на примере г. Кирова): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2014. 19 с.

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

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

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

16. Кондакова Л.В., Пирогова О.С., Ашихмина Т.Я. Сравнительный анализ альгофлоры пойменных биогеоценозов р. Вятки на территории ППЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 3. С. 68–75.

17. Штина Э.А. Флора водорослей бассейна реки Вятки. Киров, Кировская областная типография, 1997. 96 с.

18. Коробов А.А., Кондакова Л.В. Почвенные водоросли и цианобактерии рекреационной зоны г. Кирова // Механизмы устойчивости и адаптации биологических систем к природным и техногенным факторам: Матер. Всерос. науч. конф. Киров, 2015. С. 84–87.

References

1. Reymers N.F. Nature-management: reference book. M.: Mysl, 1990. 637 p. (in Russian).
2. Kabirov R.R. Soil algae of technogenic landscapes: Dis. ... d-ra biol. nauk. Ufa, 1991. 345 p. (in Russian).
3. Sukhanova N.V. Cyanobacterial-algal coenoces of soils of urban territories of the South-Ural region: Dis. ... d-ra biol. nauk. Ufa, 2016. 385 p. (in Russian).
4. Artamonova V.S. The influence of urbanization on microbe population in soil // Algae and cyanobacteria in natural and agricultural ecosystems: Materialy mezhdunar. nauch.-prak. konf., posvyashchennoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya prof. E. A. Shtinoy. Kirov: Vyatskaya GSKhA, 2010. P. 30–35 (in Russian).
5. Antipina G.S., Komulaynen S.F. Structure and comparison of algal-floristic complexes of urbanized ecosystems (by the example of Petrozavodsk) // Algae and cyanobacteria in natural and agricultural ecosystems: Ma-

terialy mezhdunar. nauch.-prak. konf., posvyashchenoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya prof. E. A. Shtinoy. Kirov: Vyatskaya GSKhA, 2010. P. 25–30 (in Russian).

6. Aksenova N.P. Urbanoflora of edaphophyte algae and cyanobacteria of Izhevsk City: Dis. ... kand. biol. nauk. Izhevsk, 2010. 222 p. (in Russian).

7. Dubovik I.V., Klimina I.P. Epiphyte algae in urban ecosystems of the Cis-Ural region // Algae and cyanobacteria in natural and agricultural ecosystems: Materialy mezhdunar. nauch.-prakt. konf., posvyashchenoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya prof. E. A. Shtinoy. Kirov: Vyatskaya GSKhA, 2010. P. 107–110.

8. Bachura Yu.M., Khranchenkova O.M. The impact of recreational load on soil algae and cyanobacteria // Algae and cyanobacteria in natural and agricultural ecosystems: Materialy Mezhdunar. nauch.-prak. konf., posvyashchenoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya prof. E. A. Shtinoy. Kirov: Vyatskaya GSKhA, 2010. P. 49–54 (in Russian).

9. Domracheva L.V., Kondakova L.V., Zykova Yu.N., Efremova V.A. Algo-cyano-micological complexes of urban soils // Peculiar features of urban ecosystems of the sub-zone of European North-West / Eds. T.Ya. Ashikhmina, L.I. Domracheva. Kirov: Izd-vo VyatGGU, 2012. P. 120–169 (in Russian).

10. Kondakova L.V. Algo-cyanobacterial flora and peculiar features of its development in anthropogenically loaded soils of the sub-zone of south taiga of the European part of Russia: Avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk. Syktyvkar, 2012. 34 p. (in Russian).

11. Zykova Yu.N. Algae, cyanobacteria, and fungi complexes in urban soils and their reaction to pollutants: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Moskva, 2013. 22 p. (in Russian).

12. Efremova V.A. Soil algae and cyanobacteria communities in ecological assessment of urban soils (by the example of the city of Kirov): Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Syktyvkar, 2014. 19 p. (in Russian).

13. Kuzyakhmetov G.G. Algae of zonal soils of steppe and forest-steppe. Ufa: RIO BashGU, 2006. 286 p. (in Russian).

14. Shtina E.A., Gollerbakh M.M. Soil algae ecology. M.: Nauka, 1976. 143 p. (in Russian).

15. Domracheva L.I. Soil «bloominf» and the laws of its development. Syktyvkar, 2005. 336 p. (in Russian).

16. Kondakova L.V., Pirogova O.S., Ashikhmina T.Ya. Comparative analysis of floodplain biogeocoenoses of the Vyatka river on the territory of the state reserve «Nurgush» and Zarechnyy park of the city of Kirov // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2016. № 3. P. 68–75 (in Russian).

17. Shtina E.A. Algoflora of the Vyatka river basin. Kirov: Kirovskaya oblastnaya tipografiya, 1997. 96 p. (in Russian).

18. Korobov A.A., Kondakova L.V. Soil algae and cyanobacteria of the recreational zone of the city of Kirov // Mechanisms of sustainability and adaptation of biological systems to natural and technogenic factors: Mater. Vserossiyskoy nauch. konf. Kirov, 2015. P. 84–87 (in Russian).

УДК 634.1

Экологическая оценка влияния нетрадиционных удобрений на свойства тёмно-серых лесных почв

© 2017. М. А. Догадина, к. с.-х. н., доцент,
Орловский государственный аграрный университет имени Н. В. Парахина,
302019, Россия, г. Орёл, ул. Генерала Родина, 69,
e-mail : marinadogadinas@yandex.ru

Представлены данные по влиянию нетрадиционных удобрений: осадка сточных вод (ОСВ) МПП ВКХ «Орёл-водоканал» и золы лужки гречихи ООО «Элита» Орловской области на агрофизические и агрохимические свойства тёмно-серых лесных почв, установлена их высокая удобрительная ценность и экологическая безопасность. Осадок сточных вод в возрастающих дозах от 3 до 24 кг/м² в комплексе с золой оказывает разностороннее положительное влияние на увеличение агрономически ценных агрегатов с 53,3% в контроле до 73,8% при внесении 12 кг/м² ОСВ и 100 г/м² золы. Установлено, что после однократного внесения осадка сточных вод отмечается тенденция к увеличению содержания органических веществ, фосфора, калия, снижение гидролитической кислотности, возрастание степени насыщенности основаниями, стабилизация обменной кислотности. Проведённые исследования показали, что при внесении осадка сточных вод и золы содержание тяжёлых металлов в тёмно-серой лесной почве не превышает предельно допустимую концентрацию.

Ключевые слова: осадок сточных вод, зола, тяжёлые металлы, агрохимические свойства почвы, агрегатный состав.

Environmental evaluation of the effect of non-traditional fertilizers on the properties of dark gray forest soils

M. A. Dogadina,
Orel State Agrarian University named after N. V. Parakhin,
69 General Rodin Street, Orel, Russia, 302019,
e-mail: marinadogadina@yandex.ru

The environmental problems related to chemical pollution of the biosphere started in the last century and have become dramatically worse in the modern world. One of the aspects of the environmental pollution is wastes of the communal utilities and industry, which are stored on the special sites landfills that take vast territories. Nowadays with the increase of production activities, intensive development of cities and their landscaping the amount of municipal wastes also increases making the problem of their disposal more relevant. To determine the possibility and ways of use of sewage sludge and ash resulting from specific industries it is necessary to know their physical and chemical properties.

The evaluation of fertilizing properties of sewage sludge of the Orel city as a concentrated organo-mineral fertilizer and its use in combination with ash of buckwheat husk was carried out to see the nature of the changes in physical-chemical properties of dark gray forest soils.

The studies conducted show high fertilizing features of sewage sludge and ash due to the presence of organic substance, macro- and micronutrients essential for plants. Under the influence of the studied fertilizers the level of soil organic substance significantly increases, the soil solution acidity becomes normal, the agro-physical properties become better. The limitations in using the sewage sludge in crop production is connected with the presence of heavy metals and pathogenic microorganisms in it. The content of heavy metals and pathogenic enteric bacteria in the sewage sludge of the communal utilities in Orel does not exceed the maximum permissible concentrations, helminths and other pathogens are absent.

Sewage sludge recycling allows to solve a range of important environmental problems. Firstly, the secondary use of sewage sludge can reduce the level of environmental pollution. Secondly, it prevents soil degradation connected with humus deficiency because soils cannot always get organic fertilizers from traditional sources.

Keywords: sewage sludge, ash, heavy metals, agrochemical properties of soil, aggregate composition.

В настоящее время почва подвергается интенсивному антропогенному воздействию, в результате чего происходят изменения физико-химических свойств, приводящие к разрушению её структуры, нарушению водно-воздушного баланса, уменьшению плодородия и другим неблагоприятным последствиям [1]. Особенно остро эта проблема стоит для урбанизированных территорий, так как почвы постоянно подвергаются механическому, химическому и биологическому загрязнению. Восстановление свойств городских почв возможно с применением отходов коммунального хозяйства и промышленности, которые, в свою очередь, представляют большую опасность при складировании на полигонах, с каждым годом охватывая всё большие территории. Полигоны, на которых находятся отходы, формируют сложную экологическую проблему городов: возможно загрязнение атмосферного воздуха дурно пахнущими веществами, подземных вод – инфильтратами, локальное загрязнение почвы [2]. Стратегия снижения техногенной нагрузки на окружающую среду должна предусматривать разработку технологии рециклинга отходов [3]. В странах Западной Европы вопрос отходов решается использованием их в качестве удобрений, например, в одном из самых маленьких государств – Люксембурге вторично используется до 90% образующегося осадка сточных вод (ОСВ), Швейцарии – 70%, США – 50%, Германии – 30%, Франции – 23%, Бельгии – 10% [4, 5].

В России ежегодно образуется около 2 млн тонн ОСВ по сухому весу (при исходной влажности 98% его масса составляет порядка 100 млн тонн), но вторично используется только 5–10% годового производства [6, 7]. Это связано с недостаточностью исследований по возможности использования ОСВ в различных сферах деятельности человека, например, в качестве удобрений в растениеводстве, отсутствием полной объективной научной информации об их влиянии на экосистемы различного уровня и живые компоненты этих экосистем.

Многими авторами отмечены высокие удобрительные особенности ОСВ вследствие содержания органического вещества и наличия макро- и микроэлементов питания, необходимых для растений [8–10].

Недостаточно внимания уделяется комплексному использованию нетрадиционных удобрений, в частности ОСВ и золошлаков для восстановления свойств почвы.

Следует также отметить, что ОСВ коммунального хозяйства индивидуальны по своему химическому составу, свойствам и однозначной оценки их применения не существует [11].

Цель исследования – установить влияние нетрадиционных удобрений на агрофизические и агрохимические свойства тёмно-серых лесных почв.

Методика исследований

Исследования проводили во Всероссийском научно-исследовательском институте селекции плодовых и ягодных культур г. Орла при выращивании красивоцветущих кустарников, используемых в качестве основного ассортимента в зелёном строительстве: сирень обыкновенная, сирень венгерская, сирень бархатистая и спирея Бумальда. Площадь опытной делянки для каждого вида 20 м², размещение рендомизированное, повторность опытов трёхкратная.

Варианты опыта: 1. Контроль. 2. Фон + ОСВ 6 кг/м². 3. Фон + ОСВ 12 кг/м². 4. Фон + ОСВ 24 кг/м². 5. Фон + ОСВ 6 кг/м² + зола 100 г/м². 6. Фон + ОСВ 12 кг/м² + зола 100 г/м². 7. Фон + ОСВ 24 кг/м² + зола 100 г/м². Фоном являлась тёмно-серая лесная почва. В опыте изучали: химический состав осадка сточных вод МПП ВКХ «Орёлводоканал» и золы лужги гречихи ООО «Элита», санитарно-бактериологические и санитарно-паразитологические показатели ОСВ; влияние нетрадиционных удобрений на агрегатный состав, агрохимические показатели, валовое содержание тяжёлых металлов в тёмно-серой лесной почве.

Анализ физико-химических свойств субстратов выполняли согласно ГОСТам: ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. ГОСТ 27753.5-88. Грунты тепличные. Метод определения водорастворимого фосфора. ГОСТ 27753.6-88. Грунты тепличные. Метод определения водорастворимого калия. ГОСТ 26715-85. Грунты тепличные. Метод определения общего азота. ГОСТ Р 53380-2009. Почвы и грунты. Грунты тепличные. Технические условия. Определение гелиминтов методом Романенко Н.А. МУК 4.2.796-99. Определение бактерий группы кишечной палочки, патогенных микроорганизмов, в том числе сальмонелл по МУ 2.1.7.730-99. ГОСТ Р 53218-2008. Удобрения органические. Атомно-абсорбционный метод определения содержания тяжёлых металлов. МУК 4.2.2661-10. Методы санитарно-паразитологических исследований.

Содержание тяжёлых металлов проводили в ФГБУ «Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Орловский».

При определении агрегатного состояния почв коэффициент дисперсии по Качинскому рассчитывали по формуле:

$$K = (a/v) \cdot 100,$$

где *a* – содержание илистой фракции при микроагрегатном анализе, %; *v* – содержание той же фракции при механическом анализе, %.

Результаты и их обсуждение

В одну из задач исследования входило проведение анализа химического состава ОСВ МПП ВКХ «Орёлводоканал» и золы лузги гречихи ООО «Элита» Орловской области. ОСВ и зола индивидуальны по своему химическому составу. Следовательно, первостепенное значение при их внесении в почву имеет анализ агрохимических показателей.

Осадок сточных вод МПП ВКХ «Орёлводоканал» содержит большое количество общего азота и фосфора, превосходя по этим показателям традиционные органические удобрения (навоз). Калия в ОСВ ничтожно мало (0,57%) (табл. 1).

Следовательно, для получения полноценного удобрения, удовлетворяющего по содержанию необходимых элементов растений,

необходимо сочетание ОСВ с удобрением, содержащим в достаточном количестве калий. Изучаемый ОСВ также характеризуется высоким содержанием основных элементов питания и массовой долей органических веществ.

В результате работы предприятий, перерабатывающих сельскохозяйственную продукцию, образуется большое количество растительных отходов, лузги и др. Не исключение – лузга гречихи, которая является трудноразлагаемым отходом. В ООО «Элита» вопрос решается использованием лузги в качестве топлива для работы предприятия. В результате такой операции образуется около 300 кг золы в день, количество которой из года в год растёт, а целенаправленных, экологически безопасных, экономически выгодных и научно обоснованных путей её утилизации не существует [12]. В то же время золошлакоотвалы являются одним из самых крупных источников загрязнения окружающей среды, следовательно, их рекультивация является необходимым мероприятием по предотвращению негативного воздействия.

Анализ золы лузги гречихи ООО «Элита» показал наличие в составе основных макро- и микроэлементов, роль которых для растений многогранна. Они призваны улучшать обмен веществ, устранять функциональные нарушения, содействовать нормальному течению физиолого-биохимических процессов, влиять на процессы фотосинтеза и дыхания.

Таблица 1

Химический состав осадка сточных вод МПП ВКХ «Орёлводоканал» и навоза крупного рогатого скота

Показатели	ОСВ	Навоз
N _{общ.} , %	1,6	0,5
P ₂ O ₅ общ., %	4,3	0,24–0,25
K ₂ O общ., %	0,6	0,60–0,65
CaO, % на сухое вещество	7,8	0,4
MgO, % на сухое вещество	5,3	0,14
SiO ₂ , % на сухое вещество	2,5	не определяли
pH _{сол.}	7,7	7,5
Зольность, %	57	не определяли
Влажность, %	37	70
Органическое вещество, %	35	25

Таблица 2

Химический состав золы лузги гречихи ООО «Элита» Орловской области

pH	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	Na ₂ O
	% на сухое вещество								
10,5	3,01	36,0	17,23	17,25	4,99	0,98	0,41	0,34	0,29

Таблица 3

Валовое содержание тяжёлых металлов и мышьяка в осадках сточных вод
МПП ВКХ «Орёлводоканал», мг/кг

Тяжёлый металл	Ni	Cr	Cu	Zn	Mn	As	Hg	Pb	Cd
Фактическое содержание	155–186	470–650	430–530	610–740	157–160	5,4–8,3	0,41–0,51	54–57	6,3–6,7
ПДК для ОСВ I группы*	200	500	750	1750	–	10	7,5	250	15
ПДК для ОСВ II группы	400	1000	1500	3500	–	20	15	500	30

Примечание:* ГОСТ Р 17.4.3.07-2001: осадки группы I используют под все виды сельскохозяйственных культур, кроме овощных, грибов, зелёных и земляники; осадки группы II используют под зерновые, зернобобовые, зернофуражные и технические культуры; прочерк означает отсутствие ПДК для данного показателя.

Таблица 4

Содержание тяжёлых металлов в золе лузги гречихи ООО «Элита» Орловской области, мг/кг

Металл	Ni	Cr	Co	As	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg
Фактическое содержание	31,00	13,02	12,35	1,30	21,03	20,18	0,82	0,25	0,10
ПДК	36,0	15,0	12,0	2,00	50,0	60,0	60,0	1,00	0,10

Таблица 5

Санитарно-бактериологические и санитарно-паразитологические показатели осадка сточных вод
МПП ВКХ «Орёлводоканал»

Наименование показателя	Полученные результаты	Норма для осадков
Бактерии группы кишечной палочки, клеток/г осадка фактической влажности	1–100	1000
Патогенные микроорганизмы, в том числе сальмонеллы, клеток/г	не обнаружены	отсутствие
Яйца гельминтов и цисты кишечных патогенных простейших, экз./кг осадка фактической влажности	не обнаружены	отсутствие

Под действием микроэлементов возрастает устойчивость растений к бактериальным и грибковым заболеваниям, неблагоприятным факторам окружающей среды.

Для эффективного использования осадка сточных вод и золы лузги гречихи необходима оценка этих удобрительных материалов на содержание тяжёлых металлов, так как они при определённых концентрациях могут оказывать токсичное действие на растения.

Как видно из таблиц 3 и 4, содержание тяжёлых металлов в ОСВ коммунального хозяйства г. Орла МПП ВКХ «Орёлводоканал» и золе лузги гречихи ООО «Элита» не превышает предельно допустимую концентрацию.

Для окружающей среды определённую опасность представляют биологические опасности. Санитарно-бактериологические и санитарно-паразитологические показатели осадка сточных вод МПП ВКХ «Орёлводоканал» приведены в таблице 5.

Как видно из таблицы 5, содержание патогенных микроорганизмов группы кишечной палочки в применяемом осадке сточных вод коммунального хозяйства г. Орла не превышает предельно допустимую концентрацию, также отмечается отсутствие гельминтов и других патогенных микроорганизмов.

После термообработки зола не содержит в себе семян сорняков, а также вредных бактерий, вызывающих болезни растений.

Таким образом, анализ осадка сточных вод МПП ВКХ «Орёлводоканал» и золы лузги гречихи ООО «Элита» свидетельствует о том, что в ОСВ содержится большое количество органического вещества, общего азота, фосфора, в золе – калия; обнаруживается широкий набор макро- и микроэлементов, в связи с чем эти удобрения можно использовать в качестве почвоулучшателей.

В задачи исследований входила оценка влияния нетрадиционных удобрений на

агрегатный состав, агрохимические свойства тёмно-серых лесных почв и содержание тяжёлых металлов.

Мы оценили влияние осадка сточных вод и золы на содержание агрономически ценных агрегатов в пахотном слое тёмно-серых лесных почв.

Из таблицы 6 видно, что лучшие показатели структурно-агрегатного состава по количеству агрономически ценных структурных фракций размером 0,25–10 мм были достигнуты при совместном внесении в почву опытного участка осадка сточных вод в дозе 12 кг/м² и золы лужки гречихи (100 г/м²). Количество агрономически ценных агрегатов в варианте Фон + ОСВ 6 кг/м² + зола 100 г/м² увеличилось на 16,1%, а в варианте Фон + ОСВ 12 кг/м² + зола 100 г/м² на 20,5% в сравнении с контролем. Различий в содержании агрономически ценных агрегатов в пахотном слое тёмно-серых лесных почв с увеличением дозы ОСВ с 12 кг/м² до 24 кг/м² не отмечено. Коэффициент структурности был наибольшим в варианте с внесением осадка сточных вод в дозе 12 кг/м² и золы лужки гречихи в дозе 100 г/м² и составлял 2,81, что больше в 2,46 раза по сравнению с контролем (табл. 6).

Таким образом, комплексное применение ОСВ (6 и 12 кг/м²) и золы (100 г/м²) позволяет улучшить агрегатное состояние тёмно-серых лесных почв.

Одним из важнейших удобрительных эффектов ОСВ является улучшение агрохимических показателей почв. Установлено, что после однократного внесения ОСВ отмечается тенденция к увеличению содержания органических веществ, азота, фосфора, калия, снижение гидrolитической кислотности, возрастание степени насыщенности основаниями [13, 14].

Интересным является выявление совместного действия ОСВ МПП ВКХ «Орёлводоканал», являющегося азотно-фосфорным удобрением и золы лужки гречихи ООО «Элита» Орловской области, содержащей ряд необходимых макро- и микроэлементов, на физико-химические и агрохимические свойства тёмно-серой лесной почвы.

При применении возрастающих доз ОСВ и золы увеличивалось содержание гумуса, сумма обменных оснований, степень насыщенности основаниями, а также содержание подвижного фосфора и калия; изменялась величина рН_{сод} и Н_{гидр} в благоприятном аспекте для растений.

Содержание гумуса возрастало при внесении в почву ОСВ: в дозе 6 кг/м² на 0,2%, в дозе 12 кг/м² – на 0,44%, в дозе 24 кг/м² – на 0,47% в сравнении с контролем. При добавлении золы существенной разницы не выявлено.

Важным показателем является кислотность, которая влияет на структуру и агрохимические показатели почвы. На кислых почвах многие питательные вещества переходят в трудноусвояемое состояние, в повышенных количествах накапливаются растворимые алюминий, железо, марганец, что оказывает вредное влияние на растения и микроорганизмы [15].

Применение нетрадиционных удобрений обеспечивает нейтрализацию кислотности тёмно-серой лесной почвы. В контрольном варианте рН составляла 5,9 единицы. При внесении в почву возрастающих доз ОСВ рН снижалась на 0,3–0,6 ед. в сравнении с контролем. Диапазон изменений показателя рН при совместном внесении в почву ОСВ и золы (100 г/м²) составляет 0,7 ед.

Сумма обменных оснований зависит в основном от механического, минералогического состава почв и содержания в них органических

Таблица 6

Влияние нетрадиционных удобрений на содержание агрономически ценных агрегатов и коэффициент структурности

Варианты опыта	Содержание агрономически ценных агрегатов, %	Коэффициент структурности
Контроль	53,3	1,14
Фон + ОСВ 6 кг/м ²	60,4	1,53
Фон + ОСВ 12 кг/м ²	69,9	2,38
Фон + ОСВ 24 кг/м ²	70,8	2,44
Фон + ОСВ 6 кг/м ² + зола 100 г/м ²	69,4	2,27
Фон + ОСВ 12 кг/м ² + зола 100 г/м ²	73,8	2,81
Фон + ОСВ 24 кг/м ² + зола 100 г/м ²	71,9	2,56
НСР ₀₅	1,1	–

Примечание: НСР₀₅ – наименьшая существенная разность, прочерк обозначает, что значение не рассчитывали.

Таблица 7

Влияние возрастающих доз осадка сточных вод и золы на агрохимические свойства тёмно-серой лесной почвы

Варианты опыта	Гумус, %	pH _{сол}	S _{осн}	H _{гидр}	P ₂ O ₅	K ₂ O	Степень насыщенности основаниями, V%
			мг-экв. на 100 г почвы				
Контроль	4,09	5,9	17,7	2,45	16,7	13,3	87,8
Фон + ОСВ 6 кг/м ²	4,29	6,2	20,5	2,03	19,2	15,1	90,9
Фон + ОСВ 12 кг/м ²	4,53	6,4	22,4	1,92	20,3	15,7	92,1
Фон + ОСВ 24 кг/м ²	4,56	6,5	23,0	1,83	20,7	16,0	92,6
Фон + ОСВ 6 кг/м ² + зола 100 г/м ²	4,30	6,6	20,7	1,81	20,3	17,4	91,6
Фон + ОСВ 12 кг/м ² + зола 100 г/м ²	4,54	6,6	22,6	1,54	21,3	17,7	93,6
Фон + ОСВ 24 кг/м ² + зола 100 г/м ²	4,56	6,6	23,1	1,52	21,6	17,9	93,8
НСР ₀₅	0,08	0,19	0,93	0,11	0,12	0,21	–

Примечание: НСР₀₅ – наименьшая существенная разность, прочерк обозначает, что значение не рассчитывали.

Таблица 8

Влияние возрастающих доз осадка сточных вод и золы на содержание тяжёлых металлов в тёмно-серой лесной почве

Варианты опыта	Тяжёлые металлы, мг/кг								
	Ni	Cr	Cu	Zn	Mn	As	Hg	Pb	Cd
Контроль	27,60*	12,00	30,30	55,21	930	0,69	0,73	13,2	0,33
	2,20**	0,08	0,60	2,80	156,23	0,12	0,15	0,21	0,11
Фон + ОСВ 6 кг/м ²	42,41	21,01	43,83	62,73	1000,9	0,83	0,78	20,8	0,40
	2,92	0,12	2,21	3,54	215,78	0,21	0,19	0,51	0,26
Фон + ОСВ 12 кг/м ²	55,85	25,85	51,1	88,28	1110,4	1,01	0,99	24,5	0,41
	3,02	0,61	2,72	4,13	210,00	0,34	0,21	0,76	0,23
Фон + ОСВ 24 кг/м ²	69,04	37,14	54,21	93,13	1250,2	1,22	1,05	25,2	0,49
	3,71	0,71	3,04	4,72	220,70	0,51	0,27	0,91	0,25
Фон + ОСВ 6 кг/м ² + зола 100 г/м ²	51,19	23,56	47,31	77,94	1009,9	0,88	0,81	21,1	0,39
	3,01	0,51	2,52	3,70	199,23	0,27	0,25	0,59	0,11
Фон + ОСВ 12 кг/м ² + зола 100 г/м ²	63,72	33,18	53,22	90,10	1221,9	1,11	0,99	24,0	0,40
	3,56	0,61	2,75	4,52	218,1	0,35	0,24	0,85	0,28
Фон + ОСВ 24 кг/м ² + зола 100 г/м ²	73,11	45,21	54,91	97,23	1340,70	1,35	1,15	27,9	0,50
	3,92	1,11	3,01	5,24	312,51	0,57	0,28	1,13	0,24
ПДК (ОДК)	85,0	50,0	55,0	100,0	1500,0	2,0	2,10	32,0	3,0
	4,0	6,0	3,0	23,0	–	–	–	6,0	1,0

Примечание: * – валовые формы; ** – подвижные формы; прочерк обозначает отсутствие для данных показателей ПДК (ОДК).

кого вещества. Под влиянием исследуемых удобрений произошло увеличение суммы обменных оснований.

Наилучшие показатели были достигнуты в варианте Фон + ОСВ 12 кг/м² + зола 100 г/м². Сумма обменных оснований возросла на 4,9 мг-экв. на 100 г почвы в сравнении с контролем. В варианте Фон + ОСВ 6 кг/м² + зола 100 г/м² отмечено увеличение показателя на 3,0 мг-экв. на 100 г почвы. Аналогичные результаты были получены при использовании осадка сточных вод в дозах 6 и 12 кг/м². Существенных различий при внесении ОСВ в дозах 12 и 24 кг/м² не выявлено.

Под влиянием осадка сточных вод улучшились показатели гидролитической кислотности. В контроле этот показатель составлял 2,45 мг-экв. / 100 г почвы, а при внесении ОСВ (12 кг/м²) понизился до 1,92, мг-экв. / 100 г почвы. Высокую эффективность в снижении гидролитической кислотности показало совместное применение ОСВ (12 кг/м²) и золы (100 г/м²). Н_{гидр.} была ниже в сравнении с контролем на 0,91 мг-экв. / 100 г почвы.

Фосфор и калий являются важными элементами в питании растений. При недостатке фосфора листья приобретают красноватый или фиолетовый оттенок и отходят от стебля под

острым углом, при засыхании не желтеют, а чернеют. Недостаток калия вызывает закручивание края листа, формирование желтоватой каймы, которая затем становится коричневой и подсыхает (краевой ожог). Содержание подвижного фосфора и калия зависит от гранулометрического состава почвы и её плодородия [16]. ОСВ могут играть важную роль в пополнении запасов фосфора в почве. Высокое его содержание в ОСВ связано с усиленным применением фосфорсодержащих моющих средств в быту, а также с тем, что фосфор и его соединения обладают меньшей подвижностью и растворимостью в отличие от калия, который легко вымывается и уносится с очищенными водами.

При совместном внесении в почву осадка сточных вод (12 кг/м²) и золы лузги гречихи (100 г/м²) были получены наилучшие результаты по увеличению содержания подвижного фосфора на 4,6 мг-экв. / 100 г почвы; подвижного калия – на 4,4 мг-экв. / 100 г почвы в сравнении с контролем.

Под влиянием нетрадиционных удобрений возрастает степень насыщенности почвы основаниями с 87,8 до 93,8%, отмечается нейтрализация почвенного раствора.

Ограниченность в применении ОСВ в сельскохозяйственном производстве заключается в наличии тяжёлых металлов в его составе. Известно, что общую загрязнённость почвы характеризует валовое содержание тяжёлого металла, а доступность для растений определяется его подвижными формами.

Проведённые исследования показали, что при внесении осадка сточных вод и золы содержание валовых и подвижных форм тяжёлых металлов в тёмно-серой лесной почве не превышает предельно допустимую концентрацию (табл. 8).

Таким образом, обобщая полученные данные, можно сделать вывод, что осадок сточных вод и зола оказывают существенное влияние на улучшение агрегатного состояния и агрохимические свойства тёмно-серых лесных почв.

Выводы

Осадок сточных вод коммунального хозяйства г. Орла МПП ВКХ «Орёлводоканал» и зола лузги гречихи ООО «Элита» являются экологически безопасными субстратами; содержание тяжёлых металлов, а также бактерий группы кишечной палочки не превышает предельно допустимую концентрацию, отмечается отсутствие яиц гельминтов и патогенных микроорганизмов, в том числе сальмонелл.

Под влиянием ОСВ и золы улучшается агрегатное состояние тёмно-серых лесных почв. Количество агрономически ценных агрегатов увеличивается с 53,3% в контроле до 73,8% (ОСВ 12 кг/м² + зола 100 г/м²).

Улучшить агрохимические свойства тёмно-серых лесных почв возможно путём использования нетрадиционных удобрений на основе осадков сточных вод и золы. Под влиянием этих удобрений увеличивалось содержание гумуса с 4,09 до 4,56%, сумма обменных оснований – с 17,7 до 23,1 мг-экв. / 100 г почвы, фосфора – с 16,7 до 21,6 мг-экв. / 100 г почвы, калия – с 13,3 до 17,9 мг-экв. / 100 г почвы, показатели обменной кислотности снижались с 5,9 до 6,6, гидролитической кислотности – с 2,45 до 1,52 мг-экв. / 100 г почвы. По комплексу показателей оптимальная доза осадка сточных вод – 12 кг/м², в комплексе с золой – 100 г/м².

Литература

1. Савич В.И., Парахин Н.В., Сычёв В.Г., Степанова Л.П., Лобков В.Т., Амергужин Х.А., Щербаков А.Ю., Романчик Е.А. Почвенная экология. Орёл: Изд-во Орловского ГАУ, 2002. 546 с.
2. Касатиков В.А. Использование осадков городских сточных вод // Агрохимический вестник. 2013. № 4. С. 44–46.
3. Попова Л.В., Карманова О.В., Ревин П.С., Тарасевич Т.В. Нетрадиционные методы утилизации побочных продуктов масложировой промышленности // Экология производства. 2012. № 12. С. 42–45.
4. Baxter J.C. Heavy metal retention in cattle tissues from ingestion of sewage sludge // Journal of Environmental Quality. 1982. V. 11. № 4. P. 161–177.
5. Targeted National Sewage Sludge Survey: Statistical Analysis Report. EPA-822-R-08-018. U.S. Environmental Protection Agency. USA. Washington, 2009. 58 p.
6. Гальченко С.В., Чердакова А.С. Обоснование использования осадка сточных вод городских очистных сооружений в качестве удобрения // Экологический вестник России. 2012. № 3. С. 30–34.
7. Гуляева И.С. Обработка и детоксикация осадков городских сточных вод, содержащих тяжёлые металлы: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. Пермь, 2015. 20 с.
8. Касатиков В.А., Мусикаев Д.А., Гольдфарб Л.Л., Перельгин В.М. Применение термически высушенных осадков городских сточных вод в качестве органоминерального удобрения: рекомендации. М.: Россельхозиздат, 1982. 15 с.
9. Мерзлая Г.Е., Афанасьев Р.А. Агроэкологическая эффективность осадков сточных вод г. Москвы // Агрохимический вестник. 2001. № 5. С. 25–30.
10. Дорошкевич С.Г., Убугунов Л.Л. Влияние органо-минеральных удобрительных смесей на основе

осадков сточных вод и цеолитов на агрохимические свойства аллювиальной дерновой почвы // *Агрохимия*. 2002. № 4. С. 5–10.

11. Куликова А.Х., Захаров Н.Г., Вандышев И.А., Шайкин С.В., Карпов А.В. Проблема утилизации осадков сточных вод (ОСВ) в качестве удобрения сельскохозяйственных культур // *Вестник Ульяновской сельскохозяйственной академии*. 2007. № 1 (4). С. 8–18.

12. Догадина М.А., Митренко Д.А. Удивительный кремний. Орёл: Изд-во Орловского ГАУ, 2008. 136 с.

13. Варламова Л.Д., Титова В.И., Грибова М.Н. Влияние доз ОСВ на показатели почвы при удобрении зерновых культур // *Агрохимический вестник*. 2009. № 4. С. 19–21.

14. Фёдоровская Л.А., Углов В.А., Бородай Е.В. Агроэкологическая оценка осадков сточных вод очистных сооружений города Новосибирска // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2015. № 4. С. 275–279.

15. Савич В.И., Парахин Н.В., Сычев В.Г., Степанова Л.П., Лобков В.Т., Америкужин Х.А., Щербakov А.Ю., Романчик Е.А. Почвенная экология. Орёл: Изд-во Орловского ГАУ, 2002. 546 с.

16. Титова В.И., Шафронов О.Д., Варламова Л.Д. Фосфор в земледелии Нижегородской области. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005. 219 с.

References

1. Savich V.I., Parakhin N.V., Sychev V.G., Stepanova L.P., Lobkov V.T., Amerguzhin Kh.A., Shcherbakov A.Yu., Romanchic E.A. Soil ecology. Orel: Izd-vo Orel GAU, 2002. 546 p. (in Russian).

2. Kasatnikov V.A. Use of municipal sewage sludge // *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2013. № 4. P. 44–46 (in Russian).

3. Popova L.V., Karmanova O.V., Revin P.S., Tarasovich T.V. Nontraditional methods of disposal of byproducts of oil and fat industry // *Ecology of production*. 2012. № 12. P. 42–45 (in Russian).

4. Baxter J.C. Heavy metal retention in cattle tissues from ingestion of sewage sludge // *Journal of Environmental Quality*. 1982. V. 11. № 4. P. 161–177.

5. Targeted National Sewage Sludge Survey: Statistical Analysis Report. EPA-822-R-08-018. U.S. Environmental Protection Agency. USA. Washington, 2009. 58 p.

6. Galchenko S.V., Cherdakov A.S. Justification of the use of sewage sludge of municipal wastewater treatment plants as fertilizer // *Ecological Bulletin of Russia*. 2012. № 3. P. 30–34.

7. Gulyaeva I.C. Processing and detoxification of sediments of urban wastewater containing heavy metals: Avtoref. dis. ... kand. tekhn. nauk. Perm, 2015. 20 p.

8. Kasatnikov V.A., Mustaev D.A., Goldfarb L.L., Pereygin V.M. Application of thermally dried sediments of urban sewage sludge as organic-mineral fertilizer: recommendations. Moscow: Rosselkhozizdat, 1982. 15 p. (in Russian).

9. Merzlaya G.E., Afanasiev R.A. Agroecological efficiency of wastewater sludge Moscow // *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2001. № 5. P. 25–30 (in Russian).

10. Doroshkevich S.G., Ubugunov L.L. Influence of organic-mineral fertilizer mixtures on the basis of sewage sludge and zeolite on agrochemical properties of sod alluvial soils // *Agrokhimiya*. 2002. № 4. P. 5–10 (in Russian).

11. Kulikova A.H., Kulikova A.K., Zakharov N.G., Vandyshov I.A., Shaykin S.V., Karpov A.V. The problem of disposal of wastewater sludge (WWS) as fertilizer in agricultural crops // *Vestnik Ulyanovskoy selskokhozyaystvennoy akademii*. 2007. № 1 (4). P. 8–18 (in Russian).

12. Dogadina M.A., Mitrenko D.A. Amazing silicon. Orel: Izd-vo Orel GAU, 2008. 136 p. (in Russian).

13. Varlamova L.D., Titova V.I., Gribova M.N. The effect of doses of sewage sludge on the parameters of the soil when fertilizing crops // *Agrokhimicheskiy vestnik*. 2009. № 4. P. 19–21 (in Russian).

14. Fedorovskaya L.A., Uglov V.A., Boroday E.V. Agro-ecological evaluation of sewage sludge at the waste treatment facilities of the city of Novosibirsk // *Mezhdunarodnyy zhurnal prikladnykh i fundamentalnykh issledovaniy*. 2015. № 4. P. 275–279 (in Russian).

15. Savich V.I., Parahin N.V., Sychev V.G., Stepanova L.P., Lobkov T.V., Amerguzhin H.A., Shcherbakov A.Y., Affair E.A. Soil ecology. Orel: Izd-vo Orel GAU, 2002. 546 p. (in Russian).

16. Titova V.I., Shafronov O.D., Varlamova L.D. Phosphorus in agriculture in Nizhny Novgorod region. N. Novgorod: Izd-vo VVAGS, 2005. 219 p. (in Russian).

Видовое разнообразие членистоногих галлообразователей урбанизированной среды г. Сыктывкара

© 2017. Е. В. Юркина¹, д. б. н., профессор,
Пестов С. В.^{2,3}, к. б. н., доцент, н. с.,
¹Сыктывкарский лесной институт,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Ленина, 39,
²Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
³Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
e-mail: evjur@yandex.ru, pestov@ib.komisc.ru

Дана характеристика видового состава галлообразующих членистоногих урбанизированных экосистем г. Сыктывкара. Выявлено 50 видов галлообразователей, относящихся к двум классам, шести отрядам и 9 семействам. Клещи относятся к отряду Acariformes. Изученный энтомокомплекс включает восемь семейств из отрядов Homoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera. Различные отряды различались по уровню видового богатства. Изученные галлообразующие членистоногие трофически связаны с 13 древесно-кустарниковыми и четырьмя травянистыми видами растений. Больше всего галлообразующих видов отмечено на различных представителях рода *Salix* (ивы). Только на лесных территориях, входящих в состав региональных особо охраняемых природных территорий, присутствовали виды *Petrova resinella*. Виды галлообразователей, которые связаны с растениями, интродуцированными в городскую среду, присутствуют только в жилой зоне. Примерами являются липовые клещики *Eriophyes leiosoma*, *E. tiliae*, грушевый клещик *Eriophyes pyri* и боярышниковая тля *Dysaphis crataegi*.

Ключевые слова: членистоногие галлообразователи, урбанизированная среда, биоразнообразие.

Biodiversity of gall-forming arthropods in the urban environment of the city of Syktyvkar

E. V. Yurkina¹, S. V. Pestov^{2,3},
¹Syktyvkar Forest Institute,
39 Lenin St., Syktyvkar, Russia, 167982,
²Vyatka State University,
36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000
³Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: evjur@yandex.ru, pestov@ib.komisc.ru

The characteristic of species composition of gall-forming arthropods in urban ecosystems of the city of Syktyvkar is presented. 50 species of gall are identified, they belong to two classes, six orders and 9 families. Mites belong to Acariformes. The studied entomological complexes includes eight families of five orders Homoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera. Just discovered nine families. In different groups they differed by degree of species content. The studied gall-forming arthropods inhabiting arthropods are characterized by trophic associations with 13 species of woody shrubs and four herbaceous plant species. Arthropods are the most numerous registered on various representatives of willow (*Salix*). The needles and buds of gymnosperms damage woolly conifer aphids (*Aphrastasia pectinata* and *Adelges laricis*), weevils (*Brachonyx pineti*) and midge (*Thecodiplosis brachyntera*). Many identified species are monophages. Only mites of *Aceria varia* and *A. dispar* are narrow oligophages of plants of the genus *Populus*. The blackcurrant gall mite (*Cecidophyopsis ribis*) was registered on the territories of urban horticultural systems. The pine resin-gall moth (*Petrova resinella*) attended only forest land included in the regional protected areas. Species of gall, which are associated with plants introduced into the urban environment, are present only in the residential zone. The examples are linden mites *Eriophyes leiosoma*, *E. tiliae*, pear mites *Eriophyes pyri*, and hawthorn aphid *Dysaphis crataegi*. The mass reproduction of the hawthorn-carrot aphid (*Dysaphis crataegi*) on hawthorn and *Pontania proxima* on different species of willow were identified at a high level of anthropogenic impact in urban areas. The greatest number in the residential part of the city has five species of gall invertebrates: *Acalitus longisetosus*, *Eriophyes laevis*, *E. tiliae* *Aceria varia*, *Harmandiola tremulae*.

Keywords: gall-forming arthropods, urban environment, biodiversity.

Города являются сравнительно новой бурно развивающейся средой обитания живых организмов. Она весьма специфична по всем своим параметрам. Поэтому достаточную значимость приобретает задача её всестороннего изучения. Многих животных привлекает своеобразие урбанизированной среды. Среди таких – обитатели растительных тканей из группы членистоногих, формирующих галлы и тераты. Отличие между ними заключается в характере воздействий на растительный организм. Последствия процесса галлообразования сказываются локально, а тератоформирующие виды оказывают влияние в целом на растение.

Многие галлообразователи приносят ущерб лесному и сельскому хозяйству. Большое количество галлов на дубе, иве, клёне, розах. Общее представление по данной группе можно получить из ряда источников [1–5]. Классификация типов галлов представлена в ряде работ [1–2]. Большое число возбудителей новообразований встречается в группе галлообразующих клещей. У насекомых они многочисленны в семействах галлиц, орехотворок и тлей. Их распространение крайне тесно приурочено к ареалам кормовых растений. К настоящему времени с разной степенью точности установлено зональное распределение многих видов [2].

Большинство этих представителей имеют микроскопические размеры. Фаунистические комплексы галлообразующих видов не остаются неизменными при трансформации среды обитания. Вследствие этого в условиях роста городов весьма перспективным становится изучение урботолерантности образующих галлы представителей членистоногих. Их выявление поможет установлению городских зон с разным уровнем благополучия окружающей природной среды. В перспективе появится возможность их использования в качестве биоиндикаторов экосистем разной степени нарушенности.

В ландшафтной архитектуре галлообразователи изучают среди объектов, снижающих декоративность посадок. Изучение сопряжённого развития растений и членистоногих – важная проблема, рассматриваемая в эволюционной теории. Процессы тератогенеза имеют следствием разнообразные нарушения их роста и развития растений, снижение их жизнеспособности и декоративности. При этом потеря растениями декоративности носит долговременный характер и, как правило, не может быть преодолена в текущем вегетационном сезоне, поскольку

применение после выявления присутствия вредителя, например химических средств защиты растений, позволяет частично устранить членистоногих-тератогенов, но не сформированные ими галлы [6].

Целью настоящей работы была оценка видового разнообразия и биотопической приуроченности галлообразующих членистоногих, оценка возможности использования полученных сведений при диагностике параметров состояния урбоэкосистем.

Материалы и методы

Материалы собраны в пределах границ г. Сыктывкар в 2008–2015 гг. Используемые методики включали общепринятые [7] и специальные, применённые для данной группы [1–8]. Листья на растениях собирали вручную или с деревьев при помощи секатора по 200 листьев из различных частей кроны. Основные сборы биологического материала проводили в течение всего вегетационного периода. Интервал между отдельными сборами составлял 10–15 дней. Дополнительно осенью и зимой собирали лиственный опад и пустые галлы.

Сыктывкар – столица Республики Коми, крупный административный, научный и культурный центр. По итогам Всероссийской переписи населения 2010 года, в Сыктывкаре проживали 250,9 тыс. человек. Общая площадь города составляет 152 км². В настоящее время в городскую черту входит довольно обширная территория, вытянувшаяся в меридиональном направлении почти на 30 км. Площадь территории г. Сыктывкара – 733 км² [9]. Характерной особенностью планировочной структуры города является расчленённость его территории на отдельные районы, значительно удалённые друг от друга. Структура улично-дорожной сети в центральной части города представляет собой радиально-кольцевую систему, на окраинах – преимущественно прямоугольную. Общая характеристика природных условий города описана в известных источниках [9–10].

В структуре озеленения Сыктывкара среди аборигенных видов доминируют виды берёз (*Betula pendula* Roth и *B. pubescens* Ehrh.), осина (*Populus tremula* L.), ольхи (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia* L.) и черёмуха обыкновенная (*Padus avium* Mill.). В городских внутриворотовых насаждениях, простых уличных посадках присутствует липа мелколистная (*Tilia cordata* Mill.), произрастают несколько видов ив: *Salix*

alba L., *S. hastate* L., *S. acutifolia* Willd., *S. rosmarinifolia* L. Среди интродуцированных видов тополей доминирует тополь бальзамический (*Populus balsamifera* L.). В исторической части города нередко виды боярышника (*Crataegus*), карагана (*Caragana arborescens* Lam.), яблони (*Malus*). Среди хвойных присутствуют виды елей (*Picea*), сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*), на незначительной площади – кедр (*Pinus sibirica* Du Tour) и лиственница (*Larix sibirica* Ledeb.) искусственного происхождения. Всего в озеленительных посадках Сыктывкара используется около 70 видов древесных растений, из них 30 видов являются представителями местной флоры и 40 видов – интродуцентами [11]. Для Сыктывкара характерно значительное отставание темпов озеленения от темпов строительства города. Художественно-архитектурный уровень планировки зелёных насаждений достаточно низкий и отмечено недостаточное использование интродуцированных древесных растений [12–15].

Результаты и их обсуждение

Все изученные виды членистоногих галлообразователей связаны с наземной средой жизни. На урбанизированных территориях города Сыктывкара нами выявлено 50 видов галлообразователей, относящихся к двум классам, шести отрядам и 9 семействам, что расширяет имеющиеся региональные сведения [16–18]. Это представители класса Arachnida (20 видов) и класса Insecta (30 видов). Клещи принадлежат отряду Acariformes. Изученный энтомокомплекс включает отряды Homoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Diptera. Всего обнаружено девять семейств. В различных отрядах они отличались степенью видового разнообразия (табл. 1).

Хотя галлы формируются на всех без исключения органах растений, мы установили их на листьях и хвое, почках, побегах, ветвях, шишках, сережках, а у травянистых – на стеблях, цветоножках и листьях. Во всех изученных экотопах доминируют дендрофиллофаги (33 вида). Большая часть видов приурочена к старовозрастным древесным растениям (40–120 лет). Среди выявленных членистоногих только единичные виды поражают почки. Например, почки смородины чёрной заселяет смородиновый почковый клещ (*Cecidophyopsis ribis*). Это самый серьёзный вредитель, влияющий на перспективы использования смородины в условиях её искусственного культивирования. Хвою и почки

голосеменных растений повреждают хермесы (*Aphrastasia pectinata* и *Adelges laricis*), долгоносики (*Brachonyx pineti*) и галлица (*Thecodiplosis brachyntera*). Патологические преобразования генеративных органов елей инициирует галлица *Kaltenbachiola strobi*. Основная часть выявленных видов являются монофагами. Только клещики *Aceria varia* и *A. dispar* являются узкими олигофагами растений рода *Populus*. Они способны поражать листья осины и тополя. Однако в условиях Сыктывкара на тополе бальзамическом мы этих представителей не выявили.

Из изученных растений трофически связаны с галлообразующими членистоногими 13 древесно-кустарниковых и четыре травянистых вида растений. Галловые клещи приурочены к семейству *Betulaceae* и *Salicaceae*. Больше всего галлообразующих видов клещей и насекомых на различных представителях рода *Salix*, на втором месте находится *Populus tremula*. На хвойных деревьях присутствуют исключительно насекомые.

Далеко не все галлообразующие членистоногие приспособлены к обитанию в условиях городской среды. Только на лесных территориях, входящих в состав региональных особо охраняемых природных территорий (заказник «Белоборский»), присутствовал побеговьюн смолёвщик (*Petrova resinella*). Обилие разнообразной растительности способствует развитию здесь самого многочисленного комплекса галлообразующих видов. Среди них имеются достаточно вредоносные виды, например, клещик *Phyllocoptes sorbeus*.

В рекреационной зоне (агробиостанция Института педагогики и психологии Сыктывкарского государственного университета, спортивная база «Динамо») галлообразующие членистоногие формируют полноценный комплекс. Из вредоносных видов присутствовала орехотворка *Diplolepis mayri*. Так, на территориях городских садоводческих комплексов среди немногих галлообразующих видов присутствует смородиновый почковый клещ (*Cecidophyopsis ribis*).

В селитебной зоне присутствуют виды, которые связаны с интродуцированными растениями. В середине XX века в жилых массивах г. Сыктывкара, на придворовых территориях, были высажены липы мелколистные. Липа находится в подзоне средней тайги на северной границе ареала и имеет низкую численность. Для селитебной зоны г. Сыктывкара характерны липовые клещики *Eriophyes leiosoma* и *E. tiliae*. Приспособление к неблагоприятным

условиям городской среды выражается в быстром размножении, способности уходить от воздействия агрессивной среды вглубь листовых тканей. В городе не встречены представители семейства Adelgidae, многочисленные в городских лесах и вообще на лесных территориях. Наибольшее значение в селитебной части города имеют пять видов галлообразователей: *Acalitus longisetosus*, *Eriophyes laevis*, *E. tiliae*, *Aceria varia*, *Harmandiola tremulae*. Степень повреждения растений отдельными видами галлообразователей в разные годы варьирует в широких пределах (табл. 2).

Комплекс видов, малочувствительных к воздействию транспортных выбросов, немногочисленный. Это встречающиеся в линейных рядовых посадках массовые вредители боярышника тля *Dysaphis crataegi*. Выполняя барьерные функции, данные насаждения испытывают высокий уровень техногенной нагрузки. Снижение иммунитета растений приводит к потере их устойчивости по отношению к отдельным галлообразующим видам. В промышленной зоне выявлены только единичные виды. Это пилильщики *Pontania proxima* (Hymenoptera, Tenthredinidae), образующие на побегах ив деревянистые галлы.

Таблица 1

Таксономический состав галлообразующих членистоногих г. Сыктывкара

№	Семейство	Общее число видов	Характерные виды галлообразующих членистоногих
КЛАСС ARACHNIDA – ПАЗУКООБРАЗНЫЕ			
ОТРЯД ACARIFORMES – АКАРИФОРМНЫЕ КЛЕЩИ			
1	Eriophyidae – галловые клещи	20	<i>Acalitus brevitarsus</i> (Fockeu), <i>A. longisetosus</i> (Nalepa), <i>A. rudis</i> (Canestrini), <i>Aceria varia</i> (Nalepa), <i>A. dispar</i> (Nalepa), <i>Aculus tetanothrix</i> (Nalepa), <i>Aculus gemmarum</i> (Nalepa), <i>Cecidophyopsis ribis</i> (Westwood), <i>Eriophyes distinguendus</i> (Kieffer), <i>E. diversipunctatus</i> (Nalepa), <i>E. laevis</i> (Nalepa), <i>E. leionotus</i> (Nalepa), <i>E. leiosoma</i> (Nalepa), <i>E. paderineus</i> (Nalepa), <i>E. padi</i> (Nalepa), <i>E. sorbus</i> (Nalepa), <i>E. tiliae</i> (Pagenstecher), <i>E. triradiatus</i> (Nalepa), <i>Phyllocoptes populi</i> (Nalepa), <i>Ph. sorbeus</i> (Nalepa)
КЛАСС INSECTA – НАСЕКОМЫЕ			
ОТРЯД НОМОПТЕРА РАВНОКРЫЛЫЕ			
2	Aphididae – настоящие тли	4	<i>Aphis grossulariae</i> (Kaltenbach), <i>Cryptomyzus ribis</i> (L.), <i>Dysaphis crataegi</i> (Kaltenbach), <i>D. sorbi</i> (Kaltenbach)
3	Adelgidae – хермесы	2	<i>Adelges laricis</i> (Vallot), <i>Aphrastasia pectinata</i> (Cholodkovsky, 1888)
ОТРЯД COLEOPTERA – ЖЕСТКОКРЫЛЫЕ			
4	Curculionidae – долгоносики	4	<i>Archarius crux</i> (F.), <i>Cryptorhynchus lapathi</i> (L.), <i>Brachonyx pineti</i> (Paykull), <i>Perapion violaceum</i> (Kirby)
ОТРЯД LEPIDOPTERA – ЧЕШУЕКРЫЛЫЕ			
5	Tortricidae – листовёртки	1	<i>Petrova resinella</i> (L.)
ОТРЯД НУМЕНОПТЕРА – ПЕРЕПОНЧАТОКРЫЛЫЕ			
6	Tenthredinidae – настоящие пилильщики	2	<i>Pontania proxima</i> (Serville) и <i>Pontania viminalis</i> (L.)
7	Cynipidae – орехотворки	3	<i>Diplolepis rosarum</i> (Giraud), <i>D. eglanteriae</i> (Hartig), <i>D. Mayri</i> (Schlechtendal)
ОТРЯД DIPTERA – ДВУКРЫЛЫЕ			
8	Cecidomyiidae – галлицы	13	<i>Contarinia petioli</i> (Kieffer), <i>Dasineura marginemtorquens</i> (Brem), <i>D. rosaria</i> (Lw), <i>D. saliciperda</i> (Dufour), <i>D. salicis</i> (Schrank), <i>D. sisymbrii</i> (Schrank), <i>D. tiliae</i> (Schrank), <i>D. ulmaria</i> (Bremi), <i>Harmandiola cavernosa</i> (Rübs.), <i>H. tremulae</i> (Winnertz), <i>Kaltenbachiola strobi</i> (Winnertz), <i>Massalongia ruber</i> (Kieffer), <i>Thecodiplosis brachyntera</i> (Schwägrichen)
9	Tephritidae – пестрокрылки	1	<i>Urophora cardui</i> (L.)
	Всего	50	

Таблица 2

Интенсивность повреждения (%) листьев древесных растений галлообразователями в селитебной зоне г. Сыктывкара

№ п/п	Виды галлообразователей	2008 г.	2009 г.	2010 г.	Повреждаемые породы
1	<i>Acalitus longisetosus</i>	9,4	11,4	9,6	берёза
2	<i>A. brevitarsus</i>	–	5,8	3,6	ольха
3	<i>Aceria varia</i>	14,3	9,5	8,7	осина
4	<i>Aculus tetanothrix</i>	1,4	2,2	0,3	ива
5	<i>Dasineura marginemtorquens</i>	2,6	2,4	0,5	ива
6	<i>Eriophyes diversipunctatus</i>	1,2	1,0	1,5	осина
7	<i>E. laevis</i>	3,4	22,7	19,3	ольха
8	<i>E. leiosoma</i>	–	+	–	липа
9	<i>E. padi</i>	–	8,5	5,6	черёмуха
10	<i>E. sorbi</i>	–	2,8	0,6	рябина
11	<i>E. tiliae</i>	35,0	6,0	26,0	липа
12	<i>Phyllocoptes populi</i>	+	–	–	осина
13	<i>Harmandiola tremulae</i>	10,8	0,1	11,6	осина
14	<i>Massalongia ruber</i>	+	–	–	берёза
15	<i>Pontania proxima</i>	–	0,2	0,8	ива
16	<i>P. viminalis</i>	1,2	–	0,3	ива

Примечание: «+» обозначены единично встреченные виды.

В приложении 3 к Приказу Рослесхоза от 29 декабря 2007 г. № 523 в число контролируемых при фитопатологическом мониторинге галлообразующих видов входят четыре из числа обнаруженных нами: *Adelges laricis*, *Aphrastasia pectinata*, *Diplolepis mayri*, *Harmandiola cavernosa*. На городских особо охраняемых природных территориях поврежденность деревьев и кустарников хермесом *Adelges laricis* варьировала от 25 до 50%, а *Aphrastasia pectinata* – от 51 до 75%. В рекреационной зоне орехотворка *Diplolepis mayri* повреждала в среднем 25% растений шиповника. В транспортной и промышленной зонах поврежденность галлицей *Harmandiola cavernosa* не превышала 25%.

Среди комплекса галлообразующих видов индифферентными к факторам урбанизированной среды можно считать таких представителей, как *Acalitus longisetosus*, *A. rudis*, *Aceria varia*, *Aculus tetanothrix*, *Eriophyes distinguendus*, *E. diversipunctatus*, *Phyllocoptes populi*, *Brachonyx pineti*, *Petrova resinella*. В зоне умеренной антропогенной нагрузки обычны *Acalitus brevitarsus*, *A. rudis*, *Eriophyes leionotus*, *Aphis grossulariae*. При наличии высокого уровня нагрузки в городских насаждениях выявлялись очаги массового размножения *Dysaphis crataegi* на боярышнике и *Pontania proxima* – на различных видах ив. Именно данная группа как нельзя больше подходит для поставленной в данной работе цели – вы-

явление индикаторных представителей среди галлообразующих видов. На этом основании можно составить шкалу комплексов галлообразующих видов, которые способны характеризовать параметры урбоэкосистемы.

Заключение

Таким образом, полученные результаты положили начало инвентаризации региональной фауны галлообразующих видов членистоногих и разработки их биоиндикационных возможностей. Обосновано влияние экологических характеристик биотопов на формирование комплекса галлообразующих видов. К их числу можно отнести степень антропогенной нагрузки и особенности внутриландшафтных процессов, способствующих трансформации (ослаблению или усилению) антропогенного воздействия. В пределах города выделено пять относительно однородных по природным особенностям и техногенной нагрузке участков. На их территории среди галлообразователей просматриваются две эколого-трофические группировки, приуроченные к городским нарушенным территориям, сохранённым городским лесам и пригородным зонам. Для первых характерна заметная обеднёность видового состава, массовое размножение единичных видов (*Eriophyes triradiatus* и *Dasineura rosaria*), присутствие элементов, связанных с интродуцированными видами (*Dysaphis*

crataegi – боярышниковая красногалловая тля, *Eriophyes pyri* – грушевый галловый клещ). Экологические группировки эндобионтных представителей, формирующих галлы, в формациях темнохвойной тайги включают коренной фаунистический комплекс (*Adelges laricis*, *Aphrastasia pectinata*) и виды, экологически связанные со светлохвойными лесами (*Brachonyx pineti* и *Petrova resinella*). Галлообразующие виды можно рассматривать в качестве биоиндикаторов состояния природной среды. Они могут быть использованы в системе мониторинга урбоэкосистем.

Литература

1. Слепян Э.И. Патологические новообразования и их возбудители у растений. Л.: Наука, 1973. 511 с.
2. Ковалев О.В. К фауне и экологии галлообразующих насекомых юга Дальнего Востока СССР, с описанием новых видов галлиц (Diptera, Cecidomyiidae) // Вредные и полезные насекомые Дальнего Востока СССР. Л., 1967. С. 80–136.
3. Белов Д.А. Особенности комплекса галлообразующих членистоногих в городских насаждениях Москвы // Вестник МГУЛ: Лесной вестник. 2008. № 1 (58). С. 73–79.
4. Стручаев В.В. Скрытоживущие членистоногие-филлофаги деревьев и кустарников, интродуцированных на юге Среднерусской возвышенности: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Белгород, 2013. 19 с.
5. Ехонина О.Б. Дендробионтные филлофаги городских зелёных насаждений (на примере г. Москвы): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2004. 19 с.
6. Петров Д.Л., Сауткин Ф.В. Насекомые-галлообразователи – вредители кустарниковых растений зелёных насаждений Беларуси // Вестник БГУ Сер. 2 Химия. Биология. География. 2013. № 1. С. 65–71.
7. Мониторинг состояния лесных и городских экосистем / Под ред. В.С. Шалаева, Е.Г. Мозолевской. М.: МГУЛ, 2004. 235 с.
8. Мамаев Б.М. Галлицы, биологи и хозяйственное значение, М.: Издательство АН СССР, 1962. 72 с.
9. Республика Коми: энциклопедия. Т. 1. Сыктывкар: Коми книжное издательство, 1997. 575 с.
10. Сыктывкар и окрестностей / Под ред. М.А. Витязевой. Сыктывкар: Коми кн. изд-во, 1972. 160 с.
11. Мингалева Н.А. Жизненное состояние зелёных насаждений в урбанизированной среде (на примере г. Сыктывкар). Автореф. дис... канд. биол. наук., Сыктывкар, 2012. 20 с.
12. Шушпанникова Г.С. Синантропное изменение флоры города Сыктывкара // Экология. 2001. № 2. С. 147–151.
13. Мартынов Л.Г. Интродуцированные древесные растения в озеленительных посадках Коми АССР // Осо-

бенности роста и развития интродуцентов на Севере. Сыктывкар, 1987. С. 107–115. (Тр. Коми фил. АН СССР. № 87).

14. Мартынов Л.Г. Ассортимент древесных растений для озеленения населённых мест Республики Коми. Сыктывкар, 1992. 32 с. (Сер. Науч. рекомендации народному хозяйству. Вып. 105. Коми НЦ УрО РАН).

15. Мартынов Л.Г., Скупченко Л.А., Вокуева А.В. Проблемы озеленения города Сыктывкара в Республике Коми // Вестник ИрГСХА. 2011. Т. 5. № 44. С. 55–63.

16. Юркина Е.В., Пестов С.В. Разнообразие и характеристика насекомых в условиях крупных городов северных территорий России (на примере г. Сыктывкара). Санкт-Петербург СПбГЛТУ, 2015. 192 с.

17. Юркина Е.В., Пестов С.В. Специфика регионального энтомомониторинга в условиях крупного северного города Европейской России // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 1. С. 64–72.

18. Mingaleva N.A., Pestov S.V., Zagirova S.V. Health status and biological damage to tree leaves in green areas of Syktyvkar // Contemporary Problems of Ecology. 2011. V. 4. № 3. P. 310–318.

References

1. Slepian E.I. Pathological neoplasms and their pathogens in plants. L.: Nauka, 1973. 511 p. (in Russian).
2. Kovalev O.V. On the fauna and ecology of gall-forming insects the south of the Soviet Far East, with description of new species of gall-midges (Diptera, Russian) // Vrednye i poleznye nasekomye Dalnego Vostoka SSSR. L., 1967. P. 80–136 (in Russian).
3. Belov D.A. Specific of the complex arthropods in the urban spaces of Moscow // Vestnik MGUL. Lesnoy vestnik. 2008. № 1 (58). P. 73–79 (in Russian).
4. Struchaev V.V. Secretive arthropods-phylophagous of trees and shrubs introduced in the south of Central Russian upland: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Belgorod, 2013. 19 p. (in Russian)
5. Ekhonina O.B. The phyllophags of trees in urban green spaces (by the example of Moscow): Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. M., 2004. 19 p. (in Russian).
6. Petrov D.L., Sautkin F.V. Insects (gall formers) – pests of shrubs in the green spaces of Belarus // Vestnik BGU Ser. 2. Himiya. Biologiya. Geografiya. 2013. № 1. P. 65–71 (in Russian).
7. Monitoring of forest and urban ecosystems / Eds. V.S. Shalaev, E.G. Mozolevskaya. Moskva: MSU, 2004. 235 p. (in Russian).
8. Mamaev B.M. Midge, biology and economic importance. M.: Izd-vo AN SSSR, 1962. 72 p. (in Russian).
9. Komi Republic: encyclopedia. V. 1. Syktyvkar: Komi knizhnoe izd-vo, 1997. 575 p. (in Russian).
10. Nature of Syktyvkar and the surrounding area / Ed. M.A Vityazeva. Komi knizhnoe izd-vo, 1972. 160 p. (in Russian).

11. Mingaleva N.A. The vital status of green spaces in the urban environment (by the example of Syktyvkar): Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk., Syktyvkar, 2012. 20 p. (in Russian).
12. Shushpannikova G.S. Synanthropic changes in the flora of Syktyvkar // *Ecologiya*. 2001. T. 32. № 2. С. 130–134 (in Russian).
13. Martynov L.G. Introduced woody plants in landscaping plantings of the Komi ASSR // *Osobennosti rosta i razvitiya introducentov na Severe*. Syktyvkar, 1987. P. 107–115 (Tr. Komi fil. AN SSSR. № 87) (in Russian).
14. Martynov L.G. Range of woody plants for landscape gardening of settlements in the Republic of Komi. Syktyvkar, 1992. 32 p. (Ser. Nauch. rekomendatsii narodnomu hozyaystvu. V. 105. Komi NTs UrO RAN) (in Russian).
15. Martynov L.G., Skupchenko L.A., Vokueva F.V. The problems of insufficient planting of trees and shrubs in Syktyvkar, Komi Republic // *Vestnik IrGSHA*, 2011. V. 5. № 44. P. 55–63 (in Russian).
16. Yurkina E.V., Pestov S.V. Variety and characteristics of insects in large cities in the northern territories of Russia (by the example of Syktyvkar). St. Petersburg, 2015. 192 p. (in Russian)
17. Yurkina E.V., Pestov S.V. The specificity of regional entomological monitoring in a large Northern town of European Russia // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2016. № 1. P. 64–72 (in Russian).
18. Mingaleva N.A., Pestov S.V., Zagirova S.V. Health status and biological damage to tree leaves in green areas of Syktyvkar // *Contemporary Problems of Ecology*. 2011. V. 4. № 3. P. 310–318.

УДК 631.46:58.051

Оценка совместного действия цианобактерии *Fischerella muscicola* и стрептомицетов на растения в модельном опыте

© 2017. Е. В. Товстик^{1,2,3}, к. б. н., доцент, магистрант, н. с.,
И. Г. Широких^{1,3,4}, д. б. н., профессор, зав. лабораторией, в. н. с.,
Л. И. Домрачева^{2,4}, д. б. н., профессор, в. н. с.,

¹Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,

²Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, 133,

³Зональный научно-исследовательский институт сельского хозяйства
Северо-Востока имени Н. В. Рудницкого,
610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, 166 а,

⁴Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
e-mail: tovstik@inbox.ru

Изучали способность двух культур почвенных стрептомицетов *Streptomyces wedmorensis* 38.11 и *S. noursei* 75.5 в условиях симбиотического взаимодействия с цианобактерией *Fischerella muscicola* 300 и по отдельности оказывать фиторегуляторное и биоконтрольное действие на проростки пшеницы в модельном опыте. Показано изменение направленности действия двухкомпонентных симбиотических ассоциаций на проростки по сравнению с монокультурами цианобактерии и стрептомицетов. В обычных условиях установлена стимуляция роста проростков в результате инокуляции семян смешанной культурой *S. wedmorensis* 38.11 + *F. muscicola* 300. На инфекционном фоне, созданном внесением в субстрат конидий фитопатогенного гриба *Fusarium avenaceum*, ростстимулирующее действие двухкомпонентных ассоциаций, как и монокультур исследованных микроорганизмов, не установлено. Характер взаимодействия искусственных ассоциаций стрептомицетов с *F. muscicola* на проростки пшеницы может изменяться в зависимости от условий выращивания растений и вида стрептомицета. Компоненты в составе модельных ассоциаций изменяют физиологию друг друга таким образом, что некоторые свойства отдельных культур в ассоциации могут утрачиваться либо появляться вновь.

Ключевые слова: стрептомицеты, цианобактерии, двухкомпонентные ассоциации, *Fusarium avenaceum*, инфекционный фон, проростки пшеницы, морфометрические показатели.

Effect of cyanobacteria *Fischerella muscicola* and streptomycetes on plants in the model experimentt

E. V. Tovstik^{1,2,3}, I. G. Shirokikh^{1,3,4}, L. I. Domracheva^{2,4},

¹ Vyatka State University,

36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

² Vyatka State Agricultural Academy,

133 Oktyabrskiy Prospect, Kirov, Russia, 610017,

³ N.V. Rudnitskiy Zonal North-East Agricultural Research Institute,

166 a Lenin St., Kirov, Russia, 610007,

⁴ Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,

28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

e-mail: tovstik2006@inbox.ru

In the model experiment the ability of two cultures of soil streptomycetes *Streptomyces wedmorensis* 38.11 and *S. noursei* 75.5 in symbiotic association both with the cyanobacteria *Fischerella muscicola* 300 and individually to make a growth regulatory and biocontrol effect on wheat seedlings of was studied. Morphometric parameters of seedlings varied in different ways depending on the variant of inoculation: monoculture or binary association. Under normal conditions stimulation of seedlings growth was shown as a result of inoculation by association of *S. wedmorensis* 38.11 + *F. muscicola* 300 and inhibition as a result of inoculation by association *S. wedmorensis* 38.11 + *S. noursei* 75.5. Monoculture of microorganisms and binary associations with *F. muscicola* 300 on the background of the infectious fungus *Fusarium avenacium* did not have a stimulatory effect on wheat seedlings. Decrease in root length of plants in infectious conditions was stated as compared with the plants which have been grown up in usual conditions: in the control by 47%, and at processing with the artificial association *S. wedmorensis* + *F. muscicola* – by 67%. The character of interaction between microorganisms and wheat seedlings can vary depending on growing conditions of the plant and the species of streptomycetes. A positive effect of seeds processing of was stated in conditions of absence of infection and for the mixed culture *S. wedmorensis* 38.11 + *F. muscicola* 300, whereas the influence of other artificial association *S. noursei* 75.5 + *F. muscicola* was accompanied with the opposite effect. Components in model association alter physiology to each other in such a way that some of the properties of individual cultures in association may be lost, or reappear.

Keywords: streptomycetes, cyanobacteria, binary association, *Fusarium avenacium*, infectious background, wheat seedlings, morphometric parameters.

Внедрение в сельское хозяйство биологических препаратов на основе высокоэффективных штаммов микроорганизмов является действенной альтернативой использованию химических пестицидов, позволяя получать экологически безопасную растениеводческую продукцию, исключая при этом загрязнение почвы. Метаболиты микробов-продуцентов применяемых биопрепаратов, являясь природными соединениями, не аккумулируются в окружающей среде и легко подвергаются деградации [1].

В настоящее время значительная доля урожая многих сельскохозяйственных культур гибнет вследствие поражения посевов фитопатогенными грибами [2]. Наиболее вредоносные среди них – грибы рода *Fusarium*. Помимо потерь, обусловленных грибными инфекциями, употребление пищевых продуктов, изготовленных на основе инфицированного сырья, может вызывать у человека фузариотоксикозы [3].

Для борьбы с грибными заболеваниями растений предложен широкий спектр фунги-

цидов, однако значительную долю среди них составляют химические средства (Амистар Экстра, Суми-8 и др.). Немногочисленные биопрепараты для защиты растений производятся преимущественно на основе антагонистически активных бактериальных культур родов *Bacillus* (Фитоспорин-М, Алирин-Б, Гамаир и др.) и *Pseudomonas* (Псевдобактерин-2, Ризоплан и др.), а также грибов рода *Trichoderma* (Триходермин, Глиокладин, Стернифаг и др.). Биопестицидов на основе искусственных ассоциаций актиномицетов и цианобактерий (ЦБ) до сих пор не зарегистрировано [4].

Идея создания биопрепарата на основе консорциума актиномицета и ЦБ базируется на основе широкого распространения в природе сообществ, структурными компонентами которых являются ЦБ. Примером служат такие симбиотические ассоциации, как альго-цианобактериальные маты, биоплёнки и лишайники. В местах первичного почвообразования на осадочных карбонатных породах обнаружены альго-бактериальные ассоциации (актинолишайники), в которых

актиномицеты составляют доминирующий компонент прокариотного сообщества [5–7].

В экспериментальных условиях ассоциации и симбиозы с участием актиномицетов сильно различаются характером воздействия партнёров друг на друга, значимостью и степенью изученности. В наших предыдущих исследованиях был выявлен положительный синергический эффект от совместной инокуляции проростков пшеницы культурами *Nostoc linckia* и *Streptomyces luteogriseus* – изолята из ризосферы овса с антифузариозной активностью [8]. При исследовании возможности повышения антифузариозной активности вступающих в ассоциацию с ностоками почвенных актиномицетов были получены отрицательные результаты [9]. Среди причин снижения антагонистической активности актиномицетов в изученных комбинациях с ЦБ предполагается, что продукция антибиотиков может становиться для них излишней в условиях ассоциативного роста [10].

Выделение в альгологически чистую культуру ЦБ *Fischerella muscicola* и тестирование её биологической активности *in vitro* и *in vivo* показало, что данный вид обладает комплексом агрономически полезных свойств: стимулирует рост различных сельскохозяйственных культур, подавляет развитие фитопатогенов, повышает степень нодуляции у бобовых растений при бинарной инокуляции семян совместно с ризобиями [11].

Цель данной работы – выяснить направленность действия на проростки пшеницы смешанных стрептомицетно-цианобактериальных культур на основе *Fischerella muscicola* в обычных условиях и на искусственном инфекционном фоне для оценки возможности создания биопрепаратов фиторегуляторного и биоконтрольного действия.

Объекты и методы исследования

В модельном опыте изучали действие предпосевной обработки семян пшеницы сорта Приокская жидкими культурами почвенных стрептомицетов *Streptomyces wedmorensis* 38.11 и *S. noursei* 75.5 (из коллекции лаборатории биотехнологии растений и микроорганизмов НИИСХ Северо-Востока), ЦБ *Fischerella muscicola* (Thur.) Gom. 300 (из коллекции кафедры биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии Вятской государственной сельскохозяйственной академии), а также двухкомпонентными смешанными ассоциациями этих микроор-

ганизмов, на морфометрические показатели проростков.

Монокультуры стрептомицетов выращивали в течение 14 сут в жидкой питательной среде Гаузе 1 [16] на качалке (120 об./мин), цианобактерий – на среде Громова № 6 без азота на свету, а затем те и другие в жидкой минеральной среде ВГ-11 [12]. Смешанные двухкомпонентные культуры получали путём попарного объединения в 50 мл минеральной среды ВГ-11 по 1 мл чистых культур стрептомицета и ЦБ. Культивировали искусственные ассоциации на свету до появления видимых нитей ЦБ и глобул стрептомицетов.

Растения выращивали в обычных условиях и на искусственном инфекционном фоне. Сосуды объёмом 200 мл заполняли стерильным кварцевым песком (100 г/сосуд), увлажнённым раствором Кнопа. Инфекционный фон создавали путём внесения в песок споровой суспензии фитопатогенного гриба *Fusarium avenaceum* 7/2 в количестве 12–14 пропагул/г песчаного субстрата.

Семена пшеницы замачивали на 24 час в жидких монокультурах и в смешанных двухкомпонентных ассоциациях, используя их разведения дистиллированной водой в соотношении 1:100. В контроле для замачивания семян использовали среду ВГ-11 в том же разведении. Набухшие семена высаживали в сосуды. Полив растений осуществляли раствором Кнопа [12]. Каждый вариант опыта закладывали в трёх повторениях. Сосуды с семенами помещали в световую камеру с фотопериодом 16 час. Спустя 27 сут после начала опыта проростки извлекали из песка, отмывали, определяли длину корня и побега. Затем растения высушивали до постоянного веса и определяли воздушно-сухую массу растений.

Полученные данные обрабатывали стандартным методом двухфакторного дисперсионного анализа [13].

Результаты и их обсуждение

Сравнение показателей линейного роста проростков пшеницы с предпосевной инокуляцией семян монокультурами и искусственными ассоциациями исследуемых микроорганизмов выявило широкую вариабельность, характеризующую различный характер откликов растений, выращенных на инфекционном и неинфекционном фоне. Отмечено достоверное снижение длины корня растений на инфекционном фоне по сравнению с растениями, выращенными в обычных условиях:

в контроле на 47%, а при инокуляции искусственной ассоциацией *S. wedmorensis* + *F. muscicola* – на 67% (рис.).

В обычных условиях, без внесения в субстрат спорангий гриба *F. avenaceum*, монокультура *F. muscicola* не оказала достоверного влияния на корни проростков, а монокультуры стрептомицетов *S. wedmorensis* и *S. noursei* способствовали снижению этого показателя, тогда как инокуляция семян смешанной культурой *S. wedmorensis* + *F. muscicola*, напротив, привела к увеличению длины корня на 27% по сравнению с контролем. В то же время инокуляция семян искусственной ассоциацией *S. noursei* + *F. muscicola* угнетала корневую систему, снизив по сравнению с контролем длину корня на 49%. В условиях инфекционного фона достоверных отличий в длине корней между вариантами предпосевной обработки семян не выявлено.

В отличие от развития корневой системы средняя по вариантам предпосевной обработки длина побегов у проростков пшеницы на инфекционном и неинфекционном фоне различалась несущественно (рис.). В обычных условиях отмечали стимулирующее (на 22%) действие на рост побега предпосевной обработки *S. wedmorensis* + *F. muscicola*. Составляющие

эту искусственную ассоциацию компоненты в той же степени способствовали увеличению длины побега: *S. wedmorensis* – на 21%, *F. muscicola* – на 22%.

При выращивании инокулированных проростков на инфекционном фоне существенных различий между вариантами по длине побегов, как и в случае с корневой системой, не выявлено.

Стимулирующий эффект предпосевной инокуляции семян в некоторых вариантах не сопровождался увеличением биомассы проростков. Напротив, этот показатель снизился как в обычных условиях, так и на инфекционном фоне (рис.). В контроле без инокуляции биомасса, по сравнению с растениями, выращенными в обычных условиях, снизилась на инфекционном фоне на 30%, а в результате предпосевной обработки *S. wedmorensis* + *F. muscicola* только на 20%. Еще сильнее снизилась, по сравнению с контролем, биомасса растений в результате обработки семян монокультурами: *F. muscicola* (на 36%), *S. wedmorensis* (39%), *S. noursei* (на 51%) без фузариозной инфекции. На инфекционном фоне биомасса проростков по вариантам опыта, так же как и линейные показатели, изменялась не существенно.

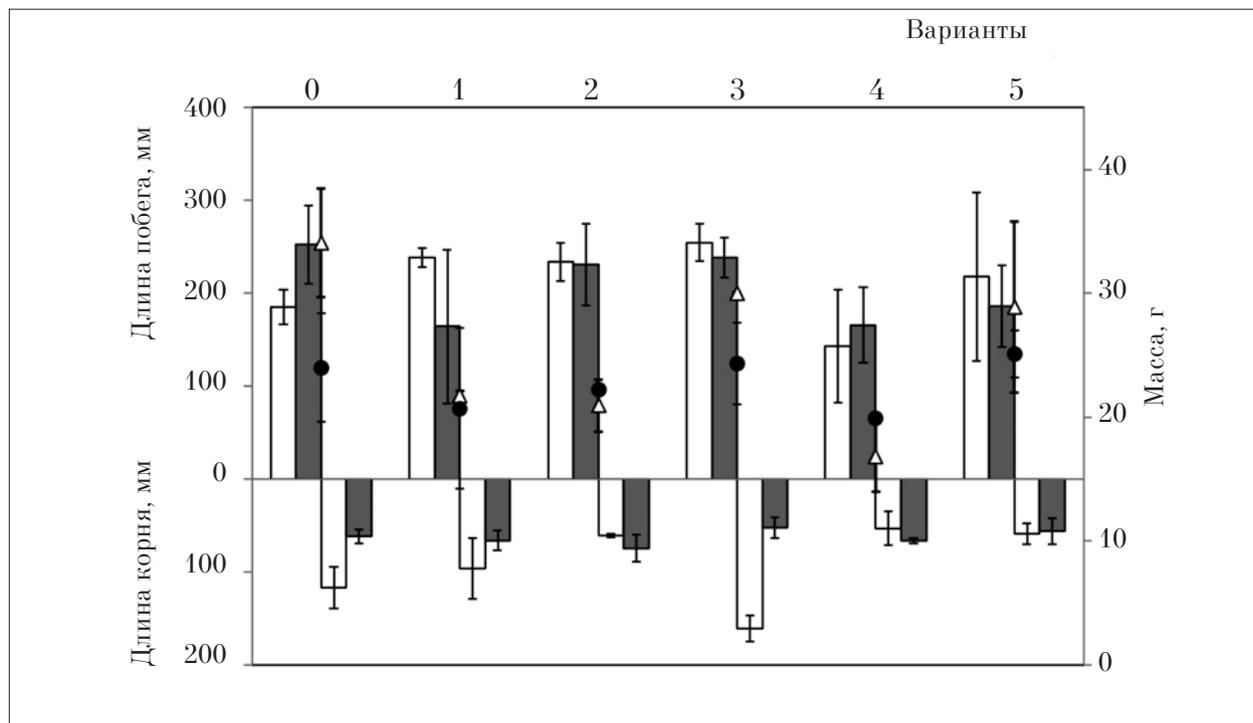


Рис. Длина побегов и корней (по левой оси: белый столбик – неинфекционный фон, серый – инфекционный фон), масса проростков (по правой оси: белый треугольник – неинфекционный фон, чёрный кружок – инфекционный фон) в зависимости от варианта предпосевной обработки семян: 0 – контроль, 1 – *F. muscicola*, 2 – *S. wedmorensis* 38.11, 3 – *S. wedmorensis* 38.11 + *F. muscicola*, 4 – *S. noursei* 75.5, 5 – *S. noursei* 75.5 + *F. muscicola*

Таблица

Оценка степени влияния факторов на рост проростков

Фактор	Сумма квадратов	Число степеней свободы	Критерий Фишера	Уровень значимости
Длина корня				
Фон	66,86	1	11,48	0,0018*
Инокуляция	35,64	3	2,04	0,1262
Взаимодействие факторов Фон × Инокуляция	74,15	3	4,24	0,0117*
Случайное варьирование	203,85	35	–	
Общее варьирование	349,16	42		
Длина побега				
Фон	0,55	1	0,02	0,8841
Инокуляция	55,95	3	0,73	0,5401
Взаимодействие факторов Фон × Инокуляция	202,09	3	2,64	0,0645*
Случайное варьирование	892,19	35	–	
Общее варьирование	1164,35	42		

Примечание: * – достоверно отличается от контроля, прочерк обозначает, что показатель не рассчитывали.

Для разграничения влияния различных факторов на варьирование морфометрических показателей проростков пшеницы был проведён двухфакторный дисперсионный анализ (табл.). Оценивали влияние факторов: инокуляция семян (градации: контроль, ЦБ, стрептомицет, стрептомицет + ЦБ); фон, на котором выращивали растения (градации: обычные условия и фузариозный инфекционный фон).

Результаты показали, что на варьирование показателя биомассы проростков ни один из факторов не оказал существенного влияния. На показатели линейного роста проростков (длину корня и побега) достоверное влияние оказало взаимодействие факторов Фон – Инокуляция. Наиболее сильным в опыте оказалось влияние на варьирование длины корня фактора Фон.

Заключение

Таким образом, результаты проведённых исследований показывают, что характер воздействия искусственных ассоциаций стрептомицетов с ЦБ *F. muscicola* на проростки пшеницы может изменяться в зависимости от условий роста растений и вида стрептомицетного компонента. Положительный эффект от инокуляции семян прослеживался лишь в условиях отсутствия фузариозной инфекции и для смешанной культуры *S. wedmorensis* 38.11 + *F. muscicola* 300, тогда как влияние другой искусственной ассоциации *S. noursei* 75.5 + *F. muscicola* сопровождалось противоположным эффектом. Компоненты в составе модельных актиномицетно-цианобактериальных

ассоциаций, по-видимому, изменяют физиологию друг друга таким образом, что некоторые свойства отдельных культур в ассоциации могут утрачиваться либо появляться вновь. Особый интерес в связи с этим вызывает изучение особенностей взаимоотношений микроорганизмов не только в двухкомпонентных надорганизменных системах «стрептомицет-цианобактерия», но и в условиях трёхкомпонентных ассоциаций «стрептомицет-цианобактерия-фитопатогенный микромицет». Возможной практической перспективой таких исследований может явиться не только создание фитостимулирующих и биоконтрольных препаратов, но и разработка биогербицидов.

Литература

1. Дятлова К.Д. Микробные препараты в растениеводстве // Соросовский образовательный журнал. 2001. Т. 7. № 5. С. 17–22.
2. Монастырский О.А., Першакова Т.В., Кузнецова Е.В. Вредоносность возбудителей фузариоза зерна пшеницы // Защита и карантин растений. 2009. № 7. С. 16–17.
3. Овсянкина А.В. Фузариозные микотоксины, загрязняющие зерно и вызывающие болезни животных и человека // Теория и практика паразитарных болезней животных. 2013. № 14. С. 281–284.
4. Справочник пестицидов и агрохимикатов, разрешённых к применению на территории Российской Федерации. М.: Агрорус, 2015. 731 с.
5. Заварзин Г.А. Избранные труды. М.: МАКС Пресс, 2015. 512 с.
6. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов: монография. М.: ГЕОС, 2001. 257 с.

7. Raven J.A. Evolution of cyanobacterial symbioses // Cyanobacteria in symbiosis. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 2002. P. 329–346.

8. Домрачева Л.И., Широких И.Г. Фокина А.И. Антифузариозное действие цианобактерий и актиномицетов в почве и ризосфере // Микология и фитопатология. 2009. Т. 43. Вып. 2. С. 157–165.

9. Широких И.Г., Зиновьева Д.А., Огородникова С.Ю., Широких А.А. Экспериментальное получение симбиотических ассоциаций почвенных стрептомицетов с цианобактериями // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 1. С. 101–106.

10. Широких И.Г., Домрачева Л.И. Особенности взаимодействия цианобактерий с ризосферными и почвенными стрептомицетами // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. II Междунар. научно-практ. конф., посвящённой 105-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2015. С. 305–308.

11. Домрачева Л.И., Трефилова Л.В., Ковина А.Л., Горностаева Е.А., Малыгина О.Н., Новокшонова Н.В. Влияние способов предпосевной обработки семян люцерны рогатого (*Lotus corniculatus* L.) на всхожесть и интенсивность образования клубеньков // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 67–72.

12. Практикум по микробиологии. М.: Изд. центр «Академия», 2005. 608 с.

13. Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.

References

1. Dyatlova K.D. Microbial preparations in crop // Sorosovskiy obrazovatelnyy zhurnal. 2001. Т. 7. № 5. P. 17–22 (in Russian).

2. Monastyrskiy O.A., Pershakova T.V, Kuznetsova E.V. The harmfulness of Fusarium pathogens of wheat // Zashita i karantin rasteniy. 2009. № 7. P. 16–17 (in Russian).

3. Ovsyankina A.V. *Fusarium mycotoxins* contaminating the grain and causing diseases of animals and humans // Theoriya and praktika parazitarnykh bolezney zhivotnykh. 2013. № 14. P. 281–284 (in Russian).

4. Reference of pesticides and agrochemicals permitted for use in the Russian Federation. М.: Agrorus, 2015. 731 p. (in Russian).

5. Zavarzin G.A. Selected works. М.: MAKS Press, 2015. 512 p. (in Russian).

6. Zvyagintsev D.G., Zenova G.M. Ecology of actinomycetes. М.: GEOS, 2001. 257 p. (in Russian).

7. Raven J.A. Evolution of cyanobacterial symbioses // Cyanobacteria in symbiosis. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 2002. P. 329–346.

8. Domracheva L.I., Shirokikh I.G., Fokina A.I. Anti-Fusarium effects of cyanobacteria and actinomycetes in soil and rhizosphere // Mycologiya i phytopatologiya. 2009. V. 43. № 2. P. 157–165 (in Russian).

9. Shirokikh I.G., Zinovieva D.A., Ogorodnikova S.Y., Shirokikh A.A. Experimental obtaining symbiotic associations of cyanobacteria with soil streptomycetes // Theoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2013. № 1. P. 101–106 (in Russian).

10. Shirokikh I.G., Domracheva L.I. Features of interaction of cyanobacteria and soil streptomycetes from the rhizosphere // Algae and cyanobacteria in natural and agricultural ecosystems: Mater. II mezhdunar. nauch.-pract. konferentsii posvyashchennoy 105-letiyu so dnya rozhdeniya Emilii Adrianoyny Shtinoy. Kirov. 2015. P. 305–308 (in Russian).

11. Domracheva L.I., Trefilova L.V, Kovina A.L., Gornostaeva E.A., Malygina O.N., Novokshonova N.V. Influence of the ways of pretreatment of seeds of lotus horned (*Lotus corniculatus* L.) on germination rate and nodulation intensity // Theoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2014. № 3. P. 67–72. (in Russian).

12. Workshop on microbiology. М.: Academiya, 2005. 168 p. (In Russian).

13. Lakin G.F. Biometrics. М.: Vysshaya schkola, 1990. 352 p.

Экологические аспекты влияния различной степени очистки воды на организм крыс линии Wistar

© 2017. Х. Б. Юнусов, доцент, декан биолого-химического факультета,
Московский государственный областной университет,
141014, Россия, Московская область, г. Мытищи, ул. Веры Волошиной, 24,
e-mail: office@mgou.ru

Работа посвящена исследованию влияния степени очистки питьевой воды на гематологические показатели и изменения, происходящие в печени млекопитающих на примере крыс линии Wistar. Эксперименты с животными проведены с соблюдением всех правил и норм работы с лабораторными животными. Использованы образцы воды из поверхностных источников с различным содержанием загрязняющих веществ. В основном загрязнение воды происходит за счёт антропогенных факторов, включая попадание неочищенных и недостаточно очищенных стоков различных производств. Проведено изучение влияния загрязняющих компонентов воды на состояние здоровья экспериментальных животных при употреблении ими воды внутрь. Животные в эксперименте были разделены на три группы, в зависимости от того, какую воду получали. В качестве контроля использовали исходные значения гематологических параметров экспериментальных животных на начало опыта. Результаты опытов показали, что недостаточно чистая водопроводная вода при употреблении животными внутрь оказывает угнетающее действие на организм животных, хотя в краткосрочном периоде резко выраженного отрицательного влияния не наблюдалось. Неочищенная вода оказывает отрицательное влияние на организм животных, что выразилось изменениями в печени крыс и их гематологических параметров. Вместе с тем вода, очищенная БЭХ методом, по сравнению с водопроводной и неочищенной водой из реки Яуза, оказала на организм крыс положительное влияние. Подтверждён вывод о необходимости употребления в пищу только очищенной воды, что способствует оптимальному развитию животных, а следовательно, и человека, на протяжении всего жизненного цикла.

Ключевые слова: токсиканты, очистка воды, крысы линии Wistar, гематологические показатели, дистрофия печени.

Ecological effects of different water purification on the organism of Wistar rats

Kh. B. Yunusov,
Moscow State Regional University,
24 V. Voloshina St., Mytisch, Russia, 141014,
e-mail: office@mgou.ru

The work deals with the influence of the degree of purification of drinking water on hematological indices and the changes occurring in the liver of mammals by the example of Wistar rats. Animal experiments was conducted in compliance with all rules and regulations of work with laboratory animals. Water samples from surface sources with different content of pollutants were used. Basically, water pollution is due to anthropogenic factors, including ingress of untreated and inadequately treated wastewater of various industries. The study was carried out of the impact of water contaminants on the state of health of experimental animals drinking this water. The animals in the experiment were divided into three groups, depending on the kind of water they had. As a control, the original values of hematological parameters in experimental animals at the beginning of the experience were used. The results showed that tap water is not clean enough to be drunk by animals, it had a depressing effect on the body of animals, although in the short term a pronounced negative effect was not observed. Non-purified, untreated water had a negative impact on the animal organisms, it was reflected by changes in the liver of rats and in their hematological parameters. However, water purified by BEH (baroelectrochemical method), as compared with untreated water and water from the Jauza river, had a positive effect on rats. The conclusion is proved that it is necessary to use only purified water contributing to optimal development of animals, and, consequently, of humans throughout the whole life cycle.

Keywords: toxicants, water purification, Wistar rats, hematology, liver degeneration.

Устойчивое развитие современного общества часто сопровождается ухудшением состояния окружающей среды. В частности, сточные воды, попадая в поверхностные водоёмы, загрязняют их различными химическими токсикантами и создают угрозу развитию всего живого, включая человека. Необходимо использование комплексных мер по недопущению дальнейшего загрязнения компонентов среды и улучшению очистки вод различного назначения. Особенно важно добиться полной очистки стоков перед их сбросом и повторным использованием. Научные исследования показывают тесную зависимость качества жизни и здоровья человека от качества и доступности чистой питьевой воды [1–3]. Очевидно, что информацию о влиянии токсикантов на живой организм мы получаем, прежде всего, через исследования, проводимые на экспериментальных животных.

Известно, что многие физиологические процессы в организме млекопитающих протекают с участием печени, которая выполняет защитную функцию [2–4]. Поэтому незначительные нарушения функции печени могут привести к опасным и тяжёлым последствиям [3–5]. Влияние каждого токсического вещества приводит к негативным последствиям и отклонениям от нормы отдельного органа и организма в целом [6–8].

Установлено, что кровь, кроветворные системы, как и ткани печени, находятся в сильной зависимости от качества питьевой воды и также могут повреждаться при токсическом воздействии (нарушение кровоснабжения, функциональная недостаточность и т. д.) [2–8]. Однако детальные последствия влияния различных загрязнителей, содержащихся в питьевой воде, в настоящее время ещё недостаточно изучены.

Целью данной работы является исследование гематологических показателей и изменений, происходящих в печени крыс в результате употребления ими для питья воды разной степени очистки от загрязняющих веществ.

Материалы и методы

В эксперименте участвовали три группы крыс линии Wistar, по 50 особей в каждой группе.

Первая группа животных употребляла воду из централизованной водопроводной системы. Животные второй группы получали воду из реки Яуза. Третью группу животных поили водой, очищенной бароэлектрохимиче-

ским (БЭХ) методом [9]. Режим подачи воды был свободным: для каждой группы животных установили поилки, которые наполнялись водой автоматически из резервуара по мере уменьшения уровня воды в поилке.

Питание подопытных животных по вариантам не рассчитывалось. Световой режим – 12/12 ч день/ночь, температура содержания животных находилась в пределах 30 ± 2 °С. При проведении экспериментов соблюдали принципы биоэтики и гуманного обращения с животными [10–13].

Эксперименты проводили в течение двух лет, каждый месяц брали образцы крови на анализ. Для выполнения общего анализа крови использовали гематологический анализатор Abacus Junior 30, который позволяет проводить диагностику по 18 гематологическим параметрам в автоматическом режиме, используя при этом минимальное количество крови (25 мкл) [14]. Химический анализ образцов воды выполнен в лаборатории Московского государственного областного университета (МГОУ), в стационарных условиях. Микробиологический анализ осуществляли в Московском городском центре дезинфекции. В целях исключения заболеваний животных, вызванных с микроорганизмами, вода подвергалась кипячению. Статистический анализ выполнен с использованием однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA). Статистическая разница средних ($\pm SD$) определена с использованием t-критерия Стьюдента.

Результаты

Результаты химического анализа воды из реки Яуза, централизованного водопровода и воды, полученной БЭХ методом, приведены в таблице 1.

Водопроводная вода по большинству параметров соответствовала или незначительно превышала нормы [15] по содержанию некоторых загрязнителей. Вода из реки Яуза, напротив, по ряду основных параметров (содержание нитритов, ионов меди, марганца, никеля) не соответствует нормам, установленным СанПиН [15]. После очистки БЭХ методом речная вода имела показатели загрязнения существенно ниже (по многим параметрам в 2–3 раза, а по некоторым на порядок), чем допускают нормы СанПиН [15].

В зависимости от качества употребляемой для питья воды были выявлены изменения гематологических параметров у крыс разных групп (табл. 2).

Таблица 1

Некоторые параметры, характеризующие качество воды из различных источников

Параметры качества воды	СанПиН 2.1.4.1074-01	Источники воды		
		водопровод (1 группа)	река Яуза (2 группа)	БЭХ модуль (3 группа)
Жёсткость воды (мг/л)	7,0	3,0	5,0	0,05
Общая минерализация, мг/дм ³	1000	221	425	18
pH	6–9	7,2	8,26	7,16
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	45	7	6	3
Cl ⁻ , мг/дм ³	35	64	27	10
F ⁻ , мг/дм ³	1,2	0,53	0,1	0,02
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	3,0	2	18,6	0,02
Fe (общее), мкг/дм ³	0,3	1,8	0,8	0,07
Be, мкг/дм ³	0,3	0,02	0,03	0,001
Cu ²⁺ , мкг/дм ³	1,0	1,9	2,7	0,03
Zn ²⁺ , мкг/дм ³	5,0	1,57	2,7	0,01
Cr ³⁺ , мкг/дм ³	0,3	0,6	0,4	0,03
Mn ²⁺ , мкг/дм ³	0,1	0,8	1,9	0,003
Ni ²⁺ , мкг/дм ³	1,0	2,4	3,6	0,005
Pb ²⁺ , мкг/дм ³	0,03	0,05	0,1	0,001

Таблица 2

Изменения в гематологических параметрах крыс
в зависимости от употребления воды различного качества

Параметры	Исходные значения (начало эксперимента)	Группы животных		
		I	II	III
Эритроциты, 10 ¹² кл/л	7,53±0,35	7,41±0,25*	4,84±0,36*	7,00±0,12*
Средний объём эритроцитов, мкм ³	53,8±0,6	55,0±1,1	51,1±2,4	54,1±0,7
Гематокрит, %	46,3±2,0	42,1±3,1*	26,3±2,8*	47,8±2,8*
Гемоглобин, г/л	149±6	151±6	139,0±3,2	149±9
Среднее содержание гемоглобина в эритроците, пг	20,3±1,0	17,8±1,1*	34,8±1,0*	21,3±2,1*
Средняя концентрация гемоглобина в эритроцитах, г/л	376±15	369±14	386±19	380±14
Лейкоциты, 10 ⁹ кл/л	8,3±0,7	8,3±0,5	14,1±0,6*	8,4±0,6*
Лимфоциты, 10 ⁹ кл/л	4,18±0,11	4,23±0,18	4,82±0,31	4,10±0,10
Лимфоциты, %	52,4±1,9	51,5±2,0	66,0±1,8	50,3±2,6
Нейтрофильные гранулоциты, 10 ⁹ кл/л	3,1±0,5	3,0±0,5	3,8±0,9	3,0±0,4
Нейтрофильные гранулоциты, %	35,1±1,8	34,1±2,6	40±9	36,7±3,3
Абсолютный показатель средних клеток, 10 ⁹ кл/л	0,99±0,07	1,00±0,05	1,8±0,7	1,00±0,08
Соотношение средних клеток в организме, %	12,5±0,5	13,5±0,9	15,2±1,9	11,50±0,38
Тромбоциты, 10 ⁹ кл/л	850±90	860±80	1940±120*	950±90*
Тромбокрит, %	1,5±0,6	0,60±0,09	2,3±0,4	0,8±0,6
Средний объём тромбоцитов, мкм ³	7,22±0,08	7,20±0,04*	6,8±0,1	7,42±0,08

Примечание: * – наиболее значимые различия в показателях изменения компонентов крови при $P \geq 0,95$.

Наиболее значительные отклонения от нормы, по большинству гематологических показателей, зафиксированы у животных второй группы, которые пили неочищенную воду из реки Яуза (табл. 2). Близкими значениями гематологических параметров по отношению к исходным данным отличались животные, употреблявшие для питья водопроводную воду.

Отмечено снижение в гематокрите (средний уровень лейкоцитов, эритроцитов и тромбоцитов в крови) у животных первой и второй групп, тогда как показатели третьей группы были оптимальными. Изменение уровня гемоглобина в эритроците имело такую же тенденцию.

Изменения гематологических показателей крови по различным экспериментальным группам животных: критически низкий уровень гематокрита (ниже в 2 раза) во второй группе, а в третьей группе – наиболее близкий к оптимальному значению возрастной группы; по эритроцитам – почти двукратное снижение показателей у второй группы испытуемых животных, а в третьей группе – оптимальные; среднее содержание гемоглобина в эритроците

в третьей группе в оптимуме, в первой группе – в пределах нормы, но во второй группе испытуемых животных – превышение в 1,5 раза.

Наряду с гематологическими параметрами в эксперименте оценивали состояние печени подопытных крыс. Патоморфологические наблюдения печени показали, что у животных первой группы наблюдалось несколько случаев дистрофических изменений печёночной ткани: начальная стадия гранулированной дистрофии гепатоцитов и жировая дистрофия ткани. По-видимому, наличие некоторого количества гепатотоксических веществ в водопроводной воде явилось причиной выявленных отклонений.

У животных второй группы также обнаружены существенные отклонения от нормы. А именно: изменение цвета печени (иногда красный и жёлтый с коричневым оттенком), около 20% ткани печени у крыс этой группы характеризовались пятнистостью, дистрофией печёночных лучей, гепатоцитов слегка раздутой формы, мутной цитоплазмой. Границы клеток печени животных из второй группы нечёткие, ядра также раздуты, заметны изме-

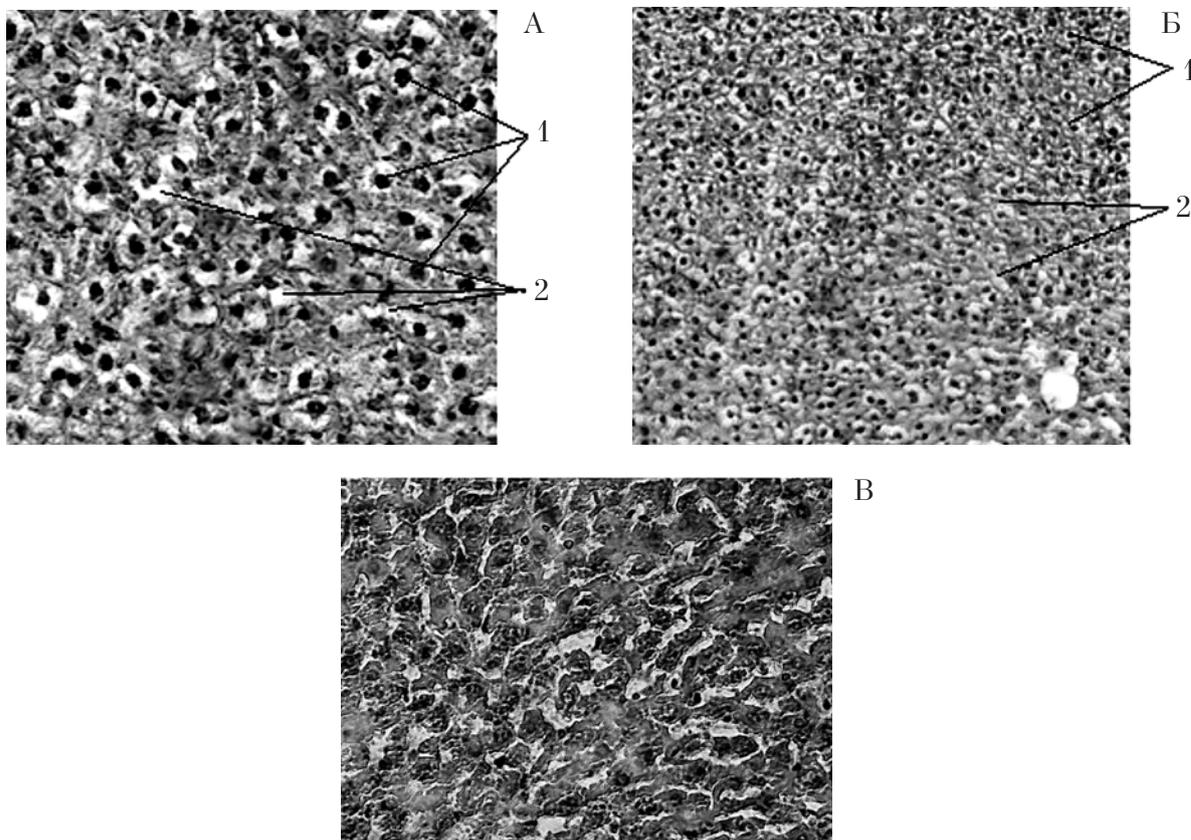


Рис. 1. Сравнение морфологических изменений в печени крыс I и II групп с нормой III группа: 1 – синусоидальные капилляры; 2 – печёночные балки (А – II группа; Б – I группа; В – III группа)

нения структуры сосудов печени, и в некоторых частях наблюдается просачивание крови (кровоизлияние).

Содержание лейкоцитов-макрофагов в клетках увеличено, паренхима печени содержит большое количество вакуолей, некоторые клетки сильно увеличены в размерах, стенки синусоидальных капилляров утончены, печёночные балки размыты. У животных, получавших воду из реки Яуза, наблюдаются утолщение печёночных балок и неравномерные дефекты синусоидальных капилляров (рис. 1 Б).

У животных второй группы, в подавляющем количестве препаратов печёночной ткани (более 60%), обнаружены очаги некроза, некоторые клетки потеряли целостность, что привело к утрате структуры ткани печени.

Животные, употреблявшие очищенную БЭХ методом воду (третья группа), по всем наблюдаемым параметрам имели оптимальные значения показателей, а именно: печень розоватого цвета, соответствует нормам возрастной категории животных, без повреждений, наблюдается отсутствие дистрофии и дисфункции.

Заключение

В выполненном эксперименте показано отрицательное влияние неочищенной воды на печень крыс линии Wistar и их гематологические параметры. Установлено более благоприятное влияние воды, очищенной БЭХ методом, по сравнению с водопроводной и неочищенной водой из реки Яуза, на организм млекопитающих животных на примере крыс.

Недостаточно чистая водопроводная вода при употреблении внутрь оказывает угнетающее действие на организм животных, хотя в краткосрочном периоде резко выраженного отрицательного влияния не выявлено. Подтверждён вывод о необходимости употребления для питья только очищенной воды, что способствует оптимальному развитию животных, а следовательно, и человека, на протяжении всего жизненного цикла.

Литература

1. Трифонова Т.А., Мищенко Н.В. Экология человека. Владимир: Изд-во ВлГУ, 2007. 154 с.
2. Adedara I.A., Awogbindin I.O., Adesina A.A., Oyebiyi O.O., Lawal T.A., Farombi E.O. Municipal landfill leachate-induced testicular oxidative damage is associated with biometal accumulation and endocrine

disruption in rats // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2012. P. 288–294.

3. Leonard R., Ruben Z. Hematology reference values for peripheral blood of laboratory rats // Lab. Anim. Sci. 1986. V. 36 (3). P. 77–81.

4. Schriks M., Heringa M.B., van der Kooi M.M., de Voogt P., van Wezel A.P. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality // Water Res. 2010. V. 44 (2). P. 461–476.

5. Sinčak P. Artificial intelligence in public health prevention of legionellosis in drinking water systems // Sci. Total Environ. 2014. V. 500–501. P. 139–146.

6. Fong T.T., Lipp E.K. Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality // Microbiology and molecular biology reviews. 2005. V. 69. № 2. P. 1092–2172.

7. Yunusov Kh.B., Syomin I.A., Kozlova M.A., Areshidze D.A. Influence of the water cleared in the different ways on some hematologic indicators of mammals // Bothalia Journal, Pretoria, South Africa. Sep. 2014. P. 195–201.

8. Yunusov Kh.B., Syomin I.A., Kozlova M.A., Areshidze D. A. Influence of the water cleared in the different ways on a condition of tissue of liver and on blood condition of mammals // Wulfenia Journal Klagenfurt. 2014. V. 21. № 11. P. 293–300.

9. Yunusov Kh.B. Improvement of ecological parameters of sewage by integration of various methods of cleaning // Chemical and oil-and-gas mechanical engineering. 2014. V. 21. № 112. P. 31–35.

10. ГОСТ Р 53434-2009. Принципы надлежащей лабораторной практики. Технические требования. М.: Стандартиформ, 2010. 11 с.

11. Денков В.М. Лабораторни животни. София: Изд-во на Бълг. акад. на науките, 1990. 170 с.

12. Руководство по лабораторным животным и альтернативным моделям в биомедицинских технологиях / Под ред. Н.Н. Каркищенко и С.В. Грачёва. Москва, 2010. 344 с.

13. Требования по защите лабораторных животных. Директива 86/609/ЕЕС Совета от 24 ноября 1986 г. [Электронный ресурс] http://www.bio.msu.ru/res/DOC365/Dir_2010_63_Rus-LASA.pdf (Дата обращения 21.01.2017).

14. Гематологический анализатор. Руководство пользователя Abacus junior 30 [Электронный ресурс] http://smirnov-med.ru/data/documents/Abacus-Junior30_UM_rev1.1-ru.pdf (Дата обращения 21.01.2017).

15. СанПиН 2.1.4.1074-01. Санитарные правила и нормы по обеспечению населения чистой питьевой водой в России. М.: Минздрав России, 2002. 62 с.

References

1. Trifonova T.A., Mishchenko N.V. Human ecology. Vladimir: Izd-vo VIGU, 2007. 154 p. (in Russian).

2. Adedara I.A., Awogbindin I.O., Adesina A.A., Oyebiyi O.O., Lawal T.A., Farombi E.O. Municipal landfill leachate-induced testicular oxidative damage is associated with biometal accumulation and endocrine disruption in rats // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2012. P. 288–294.
3. Leonard R., Ruben Z. Hematology reference values for peripheral blood of laboratory rats // *Lab. Anim. Sci.* 1986. V. 36 (3). P. 77–81.
4. Schriks M., Heringa M.B., van der Kooi M.M., de Voogt P., van Wezel A.P. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality // *Water Res.* 2010. V. 44 (2). P. 461–476.
5. Sin ak P. Artificial intelligence in public health prevention of legionellosis in drinking water systems // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 500–501. P. 139–146.
6. Fong T.T., Lipp E.K. Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality // *Microbiology and molecular biology reviews.* 2005. V. 69. № 2. P. 1092–2172.
7. Yunusov Kh.B., Syomin I.A., Kozlova M. A., Areshidze D.A. Influence of the water cleared in the different ways on some hematologic indicators of mammals // *Bothalia Journal*, Pretoria, South Africa. Sep. 2014. P. 195–201.
8. Yunusov Kh.B., Syomin I.A., Kozlova M. A., Areshidze D. A. Influence of the water cleared in the different ways on a condition of tissue of liver and on blood condition of mammals // *Wulfenia Journal* Klagenfurt. 2014. V. 21. № 11. P. 293–300.
9. Yunusov Kh.B. Improvement of ecological parameters of sewage by integration of various methods of cleaning // *Chemical and oil-and-gas mechanical engineering.* 2014. V. 21. № 112. P. 31–35.
10. GOST R 53434-2009. Principles of good laboratory practice. Technical requirements. M.: Standartinform, 2010. 11 p. (in Russian).
11. Denkov V.M. Laboratory animals. Sofiya: Izd-vo na Blg. akad. na naukite, 1990. 170 p. (in Bulgarian).
12. Manual for laboratory animals and alternative models in biomedical technology / Eds. N.N. Karkishchenko, S.V. Grachev. Moskva, 2010. 344 p. (in Russian).
13. The requirements for the protection of laboratory animals. Directive 86/609/EEC of the Council of 24 November 1986 [Electronic resource] http://www.bio.msu.ru/res/DOC365/Dir_2010_63_Rus-LASA.pdf (Date of the application 21.01.2017) (in Russian).
14. Hematology Analyzer. Abacus junior User's Manual 30 [Electronic resource] http://smirnov-med.ru/data/documents/Abacus-Junior30_UM_rev1.1-ru.pdf (Date of the application 21.01.2017) (in Russian).
15. SanPiN 2.1.4.1074-01. Sanitary rules and norms to provide the population with clean drinking water in Russia. M.: Minzdrav Rossii, 2002. 62 p. (in Russian).

Рекреационная ёмкость как показатель эколого-туристского потенциала особо охраняемых озёр Республики Татарстан

© 2017. И. И. Зиганшин, к. г. н., доцент, с. н. с.,
Д. В. Иванов, к. б. н., зам. директора по научной работе,
Институт проблем экологии и недропользования
Академии наук Республики Татарстан,
420087, Россия, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Даурская, 28,
e-mail: Irek.Ziganshin@tatar.ru, water-rf@mail.ru

Возрастающая потребность населения в качественном и безопасном отдыхе вблизи мест проживания ведёт к увеличению спроса на пространство и усиливает давление на природные территории, включая категории особо охраняемых объектов, которые, в силу особого статуса, сохранили уникальный природный потенциал и ландшафтную привлекательность. Рекреационное воздействие выступает мощным и практически нерегулируемым антропогенным фактором, трансформирующим их экосистемы. Решение проблемы упорядочивания рекреационных потоков на особо охраняемые природные территории должно базироваться на нормировании рекреационных нагрузок, основой для которого является определение величин рекреационной ёмкости. В статье приводятся результаты сравнительной оценки рекреационной ёмкости и фактической рекреационной нагрузки для 32 особо охраняемых водоёмов Республики Татарстан. Для оценки рекреационной ёмкости использовались методики бонитировки рекреационного потенциала озёр И. П. Шамардиной и С. Э. Йоргенсена, базирующиеся на учёте площадей водного зеркала и объёмов воды. По методике Йоргенсена охраняемые водоёмы республики были разделены на четыре группы: с рекреационной ёмкостью более 20000 чел./год, от 10000 до 20000, от 5000 до 10000 и менее 5000 чел./год. Установлено, что максимальная рекреационная ёмкость (более 20000 человек в год) характерна для крупнейших озёр республики – Архиерейского, Ковалинского, Саламыковского, Щучьего и Юргушинского. Эти популярные для отдыха населения водоёмы обладают всеми условиями для развития широкого спектра видов водного туризма и рекреации без ущерба экологическому состоянию. Для большей части особо охраняемых озёр Татарстана рекреационная ёмкость не превышает 5000 человек в год. Здесь рекомендуется организация устойчивых видов туристско-рекреационной деятельности. Показано, что величины фактических рекреационных нагрузок на охраняемые озёра в весенне-летний период не превышают расчётных нормативных значений. Существует потенциальная возможность использования этих объектов в целях рекреации и туризма, однако организация любых видов деятельности в акватории и прибрежной зоне водоёмов должна строго контролироваться и ограничиваться по видам рекреационного использования.

Ключевые слова: рекреационная нагрузка, рекреационная ёмкость, особо охраняемые природные территории, эколого-туристский потенциал, озёра, Республика Татарстан.

Recreation capacity as an indicator of environmental and tourist potential of protected lakes of the Republic of Tatarstan

I. I. Ziganshin, D. V. Ivanov,
Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use
of Tatarstan Academy of Sciences,
28 Daur'skaya St., Kazan, Russia, 420087,
e-mail: Irek.Ziganshin@tatar.ru, water-rf@mail.ru

The growing need of population in having a safe rest of good quality not far from where they live causes demand of space and increasing load on nature, including the natural protected territories which due to their status have kept a unique potential and beautiful natural landscapes. Recreational load is a huge non-regulated anthropogenic factor that transforms their ecosystems. Solving the problem of putting recreational flows in order requires limiting recreational load, and there is a need in determining a unit of recreational capacity. The article presents the results of comparative estimation of recreational load for 32 specially protected water reservoirs of the Republic of Tatarstan. For assessing recreational load, the methods by I.P. Shamardina and S.E. Jorgenson of evaluating recreational potential of lakes was used which are based on assessing water surface area and water volumes. According to Jorgenson method the protected water objects of the republic were divided into four groups: with recreational capacity over 20000 people per year, from 10000 to 20000 people per year, from 5000 to 10000 people per year and less than 5000 people per year. It is stated that the maximal recreational capacity (over 20000 people per year) is characteristic for the biggest lakes in the republic: Arkhiyereyskoye Lake, Kovalinskoye Lake, Salamykovskoye Lake, Shchuchye Lake, and Yurtushinskoye Lake. These popular recreational lakes offer all the conditions for developing a wide range of water tourism and recreation without

any harm to ecology. The recreational capacity of the most part of protected water basins in Tatarstan is 5000 people per year or less. There it is recommended to organize tourist-recreational activity. It was shown that the volume of actual recreational load on the protected lakes in spring and summer does not exceed over the norm. There is a potential possibility to use these objects for recreation and tourism on condition that any activity within the basins should be strictly controlled and it should be restricted to certain types of recreational use.

Keywords: recreation, recreational load, recreational capacity, natural protected territories, environmental and tourist potential, lakes, Republic of Tatarstan.

В настоящее время, как в Российской Федерации в целом, так и в отдельных её регионах отмечаются ускоренные темпы развития внутреннего туризма. Растущая потребность в отдыхе, с одной стороны, определяет увеличение количества и размеров рекреационных зон, с другой – остро ставит вопрос об их устойчивом использовании, при котором природные комплексы сохраняют способность к самовосстановлению в условиях рекреационного воздействия. Различные виды воздействия рекреантов на природные экосистемы приводят к негативным последствиям, которые в последние годы многократно усилились в связи с общим ухудшением санитарно-эпидемиологической и экологической обстановки.

Заметную роль в рекреационной привлекательности ландшафтов имеют водные объекты, являющиеся мощными центрами притяжения отдыхающих. Бурное развитие рекреационной деятельности на водных объектах привело к тому, что остро встал вопрос о негативных экологических последствиях рекреационного водопользования. Резкое ухудшение состояния береговых зон и акваторий, снижение их функциональных возможностей является достаточно устойчивой тенденцией последних десятилетий. Вопросы сохранения водоёмов особенно остры в регионах страны с высокой плотностью населения, таких как Республика Татарстан. Здесь, при современной рекреационной нагрузке организованного и неорганизованного туризма на водные экосистемы, существует угроза их ускоренной деградации вплоть до полного исчезновения. Отмечаемые в настоящее время на многих водоёмах Республики Татарстан процессы рекреационной дигрессии могут стать необратимыми [1–3].

Водные объекты являются важнейшей частью туристско-рекреационного потенциала Республики Татарстан. В республике насчитывается около 8000 водоёмов природного (озёра различного генезиса) и искусственного (водохранилища, пруды, копани) происхождения [4], значительная часть которых активно используется для кратковременного неорганизованного отдыха и организации различных видов туризма (приключенческого,

лечебно-оздоровительного и познавательного, охоты и рыбной ловли, купания и катания на лодках, проведения спортивных мероприятий и прогулок вдоль берегов) [5–6]. Акватории и прибрежные зоны водоёмов ежегодно подвергаются массовому наплыву отдыхающих. Этому способствует как наличие значимого рекреационного потенциала, позволяющего развивать на их акватории и прилегающей территории большинство направлений водного туризма и рекреации, так и транспортная доступность и высокий уровень автомобилизации населения. Указанные факторы вызывают существенное увеличение нерегулируемой рекреационной нагрузки на водоёмы Республики Татарстан. Последняя в большей степени проявляется в изменении прибрежных ландшафтов (строительство дач, замусоривание, забор воды, обрушение берегов и пр.), но также оказывает влияние и на химический состав воды. Купающиеся являются заметным источником обогащения озёр биогенными элементами, что приводит к усилению эвтрофикации. Деградация прибрежных ландшафтов сопровождается увеличением объёма поверхностного стока, проявлением плоскостной эрозии и изменением режима выноса химических элементов на отдельных участках водосбора, что в конечном итоге сказывается на качестве воды и водности озёр. Вследствие этого проблема упорядочивания рекреационных потоков на водоёмах республики является одной из важнейших природоохранных задач регионального и местного уровня.

Данную проблему невозможно решить без регулирования рекреационных нагрузок, основой для которого является определение рекреационной ёмкости территории. Под рекреационной ёмкостью понимается способность рекреационной территории (акватории) обеспечивать необходимые условия для отдыха определённого количества людей без возникновения процессов дигрессии природной среды или её отдельных компонентов [7–8]. Выражается она в количестве людей или человеко-дней, приходящихся на единицу площади или на весь рекреационный объект за определённый промежуток времени.

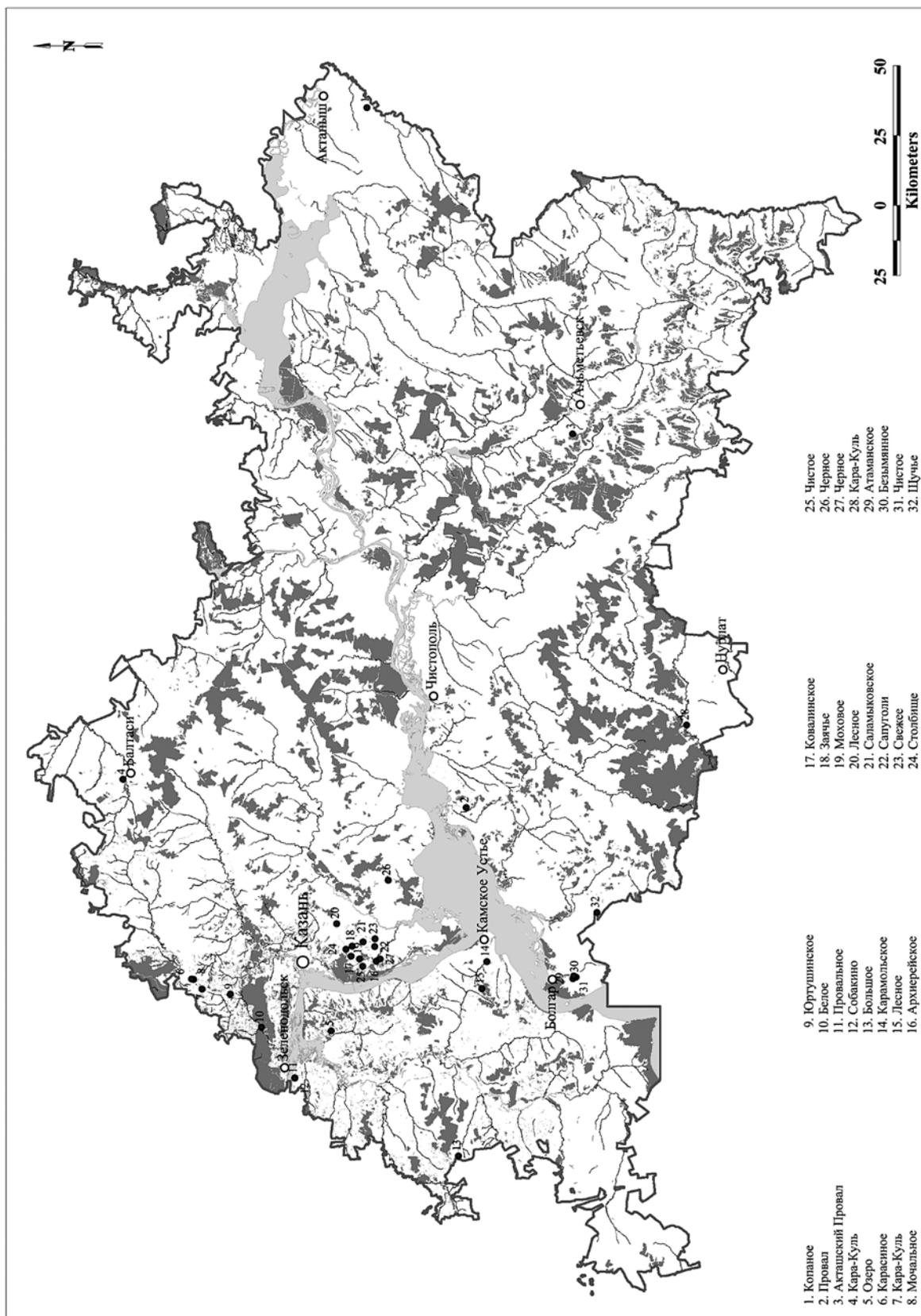


Рис. Карта расположения особо охраняемых озёр на территории Республики Татарстан

Следует отметить, что в России до настоящего времени не выработана и не утверждена единая методика нормирования рекреационных нагрузок на природные экосистемы, включая водные. Установление предельно допустимых объёмов и режима рекреационного использования той или иной территории или акватории необходимо для их устойчивого функционирования.

Объекты и методы

Объектами исследования послужили 32 озера, имеющих статус особо охраняемых природных территорий (ООПТ) регионального значения [9], для которых установлен режим особой охраны территории (акватории). По происхождению озёрной котловины в основном это небольшие карстовые водоёмы, территориально расположенные в западной части республики недалеко от г. Казани (рис.). Их большая часть имеет площади водного зеркала от 1 до 20 га, при средней глубине 5–10 м и значительной вариации объёмов воды (от 0,10 до 0,50 млн м³).

Натурные полевые исследования озёр проведены в летний период 2016 г. и включали батиметрические измерения, определение органолептических свойств воды, визуальную оценку пригодности водного объекта для организации пляжно-купального отдыха и водных видов туризма. Морфометрические характеристики водоёмов (площадь водного зеркала, длина и ширина, длина береговой линии) получены на основе данных дистанционного зондирования.

Для оценки рекреационной ёмкости озёр применялись методики бонитировки рекреационного потенциала [10–11]. Согласно [10] рекреационная ёмкость водоёмов зависит от площади их зеркала и выражается в количестве отдыхающих в тёплый сезон года (расчётное значение 100 дней), которых может принять водоём без нарушения своего экологического равновесия. Площадь поверхности водоёма, приходящаяся на одного купальщика, должна быть не меньше 160–200 м² из расчёта на купальный сезон продолжительностью 100 дней. В наших расчётах, с учётом статуса ООПТ у исследуемых объектов, использовалось значение 200 м².

По методике [11] рекреационная ёмкость водоёма находится в зависимости от объёма содержащейся в нём воды. На одного купальщика должно приходиться 10–20 м³/год. В работе также с учётом особого природоох-

ранного статуса объектов принято значение, равное 20 м³.

Для оценки фактической рекреационной нагрузки на акватории и прибрежные зоны озёр использовался метод учёта (почасового среза) рекреантов (учёт проводился по сезонам года, в выходные и будние дни).

При анализе ретроспективного состояния озёр, имеющих статус ООПТ, использованы литературные данные, картографические и фондовые материалы Института проблем экологии и недропользования Академии наук Республики Татарстан.

Результаты и обсуждение

Сводные данные по расчётам рекреационной ёмкости изученных объектов, выполненные по методикам [10–11], представлены в таблице 1. Следует отметить, показатели рекреационной ёмкости, полученные по методике [11], на большей части исследованных объектов превышают значения, рассчитанные по методике [10] в 10 и более раз. На наш взгляд, подход [11], связанный с объёмом водоёма, более подходит для глубоководных озёр, так как процессы утилизации поступивших веществ и процессы самоочищения в них зависят от объёма воды, в которой эти вещества растворены. Определение рекреационной ёмкости по методике [10] целесообразно использовать для небольших мелководных водоёмов.

Рекреационная ёмкость, рассчитанная по методике [10], позволила разделить особо охраняемые озёра Республики Татарстан на две группы: с рекреационной ёмкостью более 1000 чел./сезон и менее 1000 чел./сезон. К первой группе относятся три наиболее крупных по площади озера республики – Архирейское, Ковалинское и Щучье, где можно развивать без ущерба для их экологического состояния все виды массового прогулочного отдыха и водного туризма.

Большая часть исследуемых водоёмов отнесена ко второй группе, их рекреационная ёмкость не превышает 1000 чел./сезон. Рекреационное использование этих озёр должно быть строго ограничено по количеству посещающих. Рекомендуется организация только устойчивых видов туристско-рекреационной деятельности, что позволит не только обеспечить необходимые условия для отдыха и оздоровления населения, но и сохранить эти уникальные природные объекты.

По методике [11] водоёмы республики были разделены на четыре группы: с ре-

Таблица 1

Рекреационная ёмкость особо охраняемых озёр Республики Татарстан

№	Озёра	Площадь, га	Объём, тыс. м ³	Рекреационная ёмкость, чел./год (сезон)	
				по объёму	по площади
1	Акташский Провал	0,03	4	200	2
2	Архиерейское	70,5	4231	211550	3526
3	Атаманское	12,1	112	5600	605
4	Безымянное	10,1	30	1500	507
5	Белое	4,9	72	3600	243
6	Большое	1,8	74	3700	93
7	Заячье	15,5	232	11600	774
8	Карасиное	9,5	284	14200	474
9	Карамольское	3,5	35	1750	176
10	Кара-Куль (Балтасинский р-н)	2,3	181	9050	113
11	Кара-Куль (Высокогорский р-н)	9,8	391	19550	489
12	Кара-Куль (Нурлатский р-н)	1,5	44	2200	74
13	Ковалинское	118,3	3549	177450	5915
14	Копаное	1,0	4	200	52
15	Лесное (Кайбицкий р-н)	0,14	0,7	35	7
16	Лесное (Лаишевский р-н)	1,2	48	2400	61
17	Мочальное	6,1	184	9200	307
18	Моховое	6,4	383	19150	320
19	Озеро	0,06	0,7	35	3
20	Провал	0,28	10	500	14
21	Провальное	0,17	8	400	9
22	Саламыковское	17,2	689	34450	860
23	Сапуголи	6,3	62	3100	313
24	Свежее	0,95	37	1850	47
25	Собакино	0,18	4	200	9
26	Столбище	4,9	49	2450	246
27	Чёрное (у с. Среднее Девятово)	4,7	189	945	236
28	Чёрное (у с. Никольское)	3,2	65	3250	162
29	Чистое (Лаишевский район)	5,4	162	8100	271
30	Чистое (Спасский район)	9,4	141	7050	471
31	Щучье	22,0	989	49450	1100
32	Юртушинское	8,6	688	34400	430

рекреационной ёмкостью более 20000 чел./год, от 10000 до 20000, от 5000 до 10000 и менее 5000 чел./год.

Водоёмы, объединённые в первую группу и имеющие рекреационную ёмкость, превышающую 20000 чел./год, представлены пятью объектами со значительными глубинами и развитой береговой линией. Абсолютным лидером является оз. Архиерейское, рекреационная ёмкость которого составляет 211550 чел./год. Второе место принадлежит самому крупному по площади водоёму Республики Татарстан – оз. Ковалинское, чья рекреационная ёмкость равна 177450 чел./год. Также к этой группе отнесены карстово-старичные озёра Саламы-

ковское (34450 чел./год) и Щучье (49450), также самый глубокий водоём Республики Татарстан – оз. Юртушинское (34400).

Вторая группа представлена четырьмя карстовыми озёрами, расположенными вблизи г. Казани: Кара-Куль в Высокогорском районе, Моховое, Карасиное и Заячье. Для данных водоёмов характерны достаточно большие показатели площади водного зеркала и глубин. Обладая благоприятными морфометрическими характеристиками, позволяющими развивать на их акватории большинство направлений водного туризма и рекреации, озёра и сегодня интенсивно используются населением в рекреационных целях.

Озёра и пруды, рекреационная ёмкость которых находится в пределах от 5000 до 10000 чел./год, включены в третью группу. К ним отнесены пять относительно небольших водоёмов карстового происхождения (Чистые озёра в Спасском и Лаишевском районах, озёра Атаманское, Мочальное и Кара-Куль (Балтасинский район)).

Наиболее многочисленной является четвёртая группа (озёра с рекреационной ёмкостью до 5000 чел./год). Она представлена 18 преимущественно небольшими и с незначительной глубиной объектами. Из

них наименьший рекреационный потенциал характерен для самых малых по площади особо охраняемых озёр Республики Татарстан – Лесное (Кайбицкий район) и Озеро (Верхнеуслонский район). Допустимый объём посещений для указанных объектов составляет не более 35 человек в год.

Данные о фактической рекреационной нагрузке свидетельствуют о большой вариабельности активности рекреационного посещения исследуемых водных объектов (табл. 2). Как и следовало ожидать, максимальные значения фактической рекреационной нагрузки

Таблица 2

Рекреационная нагрузка и характер рекреационного использования особо охраняемых озёр Республики Татарстан

№	Озёра	Характер рекреационного использования	Фактическая нагрузка, чел./год
1	Акташский Провал	отдых на берегу	65
2	Архиерейское	купание, яхтинг, рыбная ловля	37500
3	Атаманское	рыбная ловля, отдых на берегу	730
4	Безымянное	в целях рекреации не используется	–
5	Белое	рыбная ловля	940
6	Большое	рыбная ловля, отдых на берегу	1560
7	Заячье	купание, рыбная ловля	26000
8	Карасино	рыбная ловля, отдых на берегу	504
9	Карамольское	купание, рыбная ловля, охота	1200
10	Кара-Куль (Балтасинский район)	купание, рыбная ловля, отдых на берегу	3750
11	Кара-Куль (Высокогорский район)	рыбная ловля, отдых на берегу	960
12	Кара-Куль (Нурлатский район)	рыбная ловля, отдых на берегу	800
13	Ковалинское	купание, яхтинг, рыбная ловля, отдых на берегу	35000
14	Копаное	в целях рекреации не используется	–
15	Лесное (Кайбицкий район)	в целях рекреации не используется	–
16	Лесное (Лаишевский район)	рыбная ловля, отдых на берегу	450
17	Мочальное	рыбная ловля, отдых на берегу	520
18	Моховое	купание, рыбная ловля	1500
19	Озеро	в целях рекреации не используется	–
20	Провал	купание, рыбная ловля	400
21	Провальное	купание, рыбная ловля	1260
22	Саламыковское	купание, отдых на берегу, яхтинг, рыбная ловля	30000
23	Сапуголи	отдых на берегу	900
24	Свежее	купание, рыбная ловля	1400
25	Собакино	не используется	–
26	Столбище	отдых на берегу	780
27	Чёрное (у с. Среднее Девятово)	купание, рыбная ловля, отдых на берегу	2250
28	Чёрное (у с. Никольское)	в целях рекреации не используется	–
29	Чистое (Лаишевский район)	купание, рыбная ловля, отдых на берегу	2000
30	Чистое (Спасский район)	купание, рыбная ловля, отдых на берегу	1700
31	Щучье	рыбная ловля, отдых на берегу	600
32	Юртушинское	купание, яхтинг, рыбная ловля	6000

характерны для крупнейших озёр Республики Татарстан – Архиерейского и Ковалинского (в среднем 35000 и более человек в год). Если брать в расчёт показатели рекреационной ёмкости, рассчитанные по методике [11], фактические значения рекреационной нагрузки не превышают расчётные допустимые нагрузки ни для одного изученного водоёма. Обратная картина получается, если за основу принять значения рекреационной ёмкости, рассчитанные по методике [10]. В этом случае наблюдаются значимые превышения фактической рекреационной нагрузки над расчётными допустимыми нагрузками для всех изученных водоёмов. На наш взгляд, при определении экологической рекреационной ёмкости особо охраняемых водных объектов необходима выработка средних показателей, полученных на основе применения обеих методик. Следует отметить, что рекреационное использование ряда особо охраняемых водоёмов Республики Татарстан в силу неблагоприятных экологических и санитарно-гигиенических условий, характерных как для акватории, так и прибрежной зоны, в настоящее время невозможно.

Таким образом, полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что современные фактические рекреационные нагрузки на особо охраняемые водоёмы республики в целом не превышают предельно допустимые значения, что свидетельствует о возможности их использования как объектов рекреации и экологического туризма. При более детальных оценках эколого-туристского потенциала конкретного водного объекта также необходимо опираться на научный подход, основанный на тщательном изучении и оценке всех природных и антропогенных факторов.

Заключение

Нормирование рекреационных нагрузок на особо охраняемые природные территории в Российской Федерации является одним из наименее разработанных вопросов. Развитие экологического туризма на ООПТ, как и туризма вообще, определяют два важнейших фактора: туристско-рекреационный потенциал и рекреационная ёмкость туристских ресурсов. Наличие богатого туристско-рекреационного потенциала позволяет привлечь большое количество посетителей на территорию ООПТ. Однако обязательным условием при этом является определение рекреационной ёмкости объектов туристского показа. Статус охраняемого природного

объекта не только создает определённые предпосылки для сохранения водоёмов в первоначальном виде и одновременно для культивирования различных видов водного туризма и рекреации, но и предопределяет экологические ограничения в режиме рекреационного природопользования.

Установлено, что величины фактических рекреационных нагрузок на особо охраняемые озёра Татарстана в целом не превышают допустимых значений, что предоставляет потенциальную возможность их использования как объектов рекреации и экологического туризма. Наиболее благоприятные условия по рекреационной ёмкости (более 20000 чел. в год) сложились у крупных озёр республики – Архиерейском, Ковалинском, Саламыковском, Щучьем и Юртушинском. Эти традиционно популярные у населения живописные водоёмы обладают хорошими условиями для развития широкого спектра видов водного туризма и рекреации. Для большей части особо охраняемых озёр республики характерна незначительная рекреационная ёмкость. Допустимые рекреационные нагрузки на них не должны превышать 5000 чел./год, а организация рекреационной деятельности на акватории должна строго контролироваться и ограничиваться по видам рекреационного использования. Здесь рекомендуется организация устойчивых видов туристско-рекреационной деятельности, таких как проведение эколого-просветительских и научных экскурсий.

Публикация осуществлена при финансовой поддержке РГНФ и Правительства Республики Татарстан в рамках научного проекта №16-16-16012/16.

Литература

1. Горшкова А.Т., Урбанова О.Н., Валетдинов А.Р., Павлова О.В., Бортникова Н.В., Семанов Д.А. Морфометрические и экологические преобразования озёр – памятников природы // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. 2016. № 5. Ч. 3. С. 174–178.
2. Иванов Д.В., Зиганшин И.И. Анализ причин обмеления озёр в селе Три Озера (Республика Татарстан) // Российский журнал прикладной экологии. 2016. № 2. С. 8–12.
3. Иванов Д.В., Горшкова А.Т., Урбанова О.Н., Зиганшин И.И. Трансформация отдельных элементов гидрографической сети бассейна Куйбышевского водохранилища на территории Республики Татарстан // Чистая вода. Казань: Сб. тр. VII Междунар. конгресса. Казань, 2016. С. 45–48.

4. Водные объекты Республики Татарстан: Гидрографический справочник. Казань: Идел-пресс, 2006. 504 с.

5. Зиганшин И.И., Иванов Д.В., Осмелкин Е.В., Суин М.В., Карпеева А.А. Оценка рекреационной привлекательности и возможности использования для целей туризма и рекреации озёр Республики Татарстан // Гео-ресурсы. 2011. № 5. С. 35–40.

6. Зиганшин И.И., Иванов Д.В. Туристско-рекреационный потенциал особо охраняемых водоёмов Республики Татарстан // Российский журнал прикладной экологии. 2016. № 4. С. 47–54.

7. Временная методика определения рекреационных нагрузок на природные комплексы при организации туризма, экскурсий, массового повседневного отдыха и временные нормы этих нагрузок. М., 1987. 34 с.

8. Кусков А.С., Голубева В.Л., Одинцова Т.Н. Рекреационная география. Учебно-методический комплекс. М.: МПСИ, Флинта, 2005. 496 с.

9. Государственный реестр особо охраняемых природных территорий в Республике Татарстан. Казань: Изд-во «Идел-Пресс», 2007. 407 с.

10. Шамардина И.П. Борьба с антропогенной эвтрофикацией водоёмов // Общая экология. Биоценология. Гидробиология. 1975. Т. 2. С. 61–99.

11. Йоргенсен С.Э. Управление озёрными системами. М.: Агропромиздат, 1985. 160 с.

References

1. Gorshkova A.T., Urbanova O.N., Valetdinov A.R., Pavlova O.V., Bortnikova N.V., Semanov D.A. The system approach in researches of natural specially protected lakes status // Aktualnye problemy gumanitarnykh i estestvennykh nauk. 2016. № 5. Part 3. P. 174–178. (in Russian).

2. Ivanov D.V., Ziganshin I.I. Analysis of the lake shoaling causes in the village of Tri Ozera (Republic of Tatarstan) // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii. 2016. № 2. P. 8–12 (in Russian).

3. Ivanov D.V., Gorshkova A.T., Urbanova O.N., Ziganshin I.I. Transformation of the individual elements of the hydrographic network pool Kuibyshev reservoir in Tatarstan // Chistaya voda: Sb. tr. VII Mezhdunar. kongressa. Kazan, 2016. P. 45–48 (in Russian).

4. Water bodies of the Republic of Tatarstan: Hydrographic reference. Kazan, 2006. 504 p. (in Russian).

5. Ziganshin I.I., Ivanov D.V., Osmelkin E.V., Suin M.V., Karpeeva A.A. Evaluation of the recreational appeal and the possibility of using for the purposes of tourism and recreation lakes in the Republic of Tatarstan // Georesursy. 2011. № 5. P. 35–40 (in Russian).

6. Ziganshin I.I., Ivanov D.V. Ecotourist potential of lakes – natural protected areas of the Republic of Tatarstan // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii. 2016. № 4. P. 47–54 (in Russian).

7. Temporary method for determination of recreational pressure on natural systems in the organization of tourism, sightseeing, daily mass relaxation and time standards of these loads. М., 1987. 34 p. (in Russian).

8. Kuskov A.S., Golubeva V.L., Odintsova T.N. Recreational geography. Training and methodology complex. М., 2005. 496 p. (in Russian).

9. The state register of protected natural areas in the Republic of Tatarstan. Kazan, 2007. 407 p. (in Russian).

10. Shamardina I.P. The fight against anthropogenic eutrophication // Obshchaya ekologiya. Biotsenologiya. Gidrobiologiya. М., 1975. V. 2. P. 61–99 (in Russian).

11. Jorgensen S.Je. Management of the lake ecosystems. М.: Агропромиздат, 1985. 160 p. (in Russian).

Приглашаем Вас посетить официальный сайт журнала в интернете

На сайте можно найти много полезной информации о журнале «Теоретическая и прикладная экология», ознакомиться с публикациями и узнать о готовящихся мероприятиях, организуемых Институтом химии и экологии Вятского государственного университета.

<http://envjournal.ru>



Главная

■ **Главная** страница содержит краткую информацию о журнале, основные новости и информацию о трёх последних выпусках журнала.

О журнале

Редколлегия

■ **О журнале:** размещена информация о составе и структуре журнала, порядок рецензирования статей, обязанности рецензентов, редакторов и издательства.

Для авторов

Архив

Ссылки

■ **Редколлегия:** представлен состав редакционной коллегии, а также краткая информация о её членах.

Файлы

■ **Для авторов:** раздел содержит правила публикации статей, порядок их оформления.

Контакты

■ **Архив:** содержит основную информацию об опубликованных статьях по номерам. Представлен полный список выпусков. Часть публикаций доступна для загрузки.

■ **Ссылки** на сопутствующие сайты и полезные ресурсы.

■ **Файлы,** доступные на данный момент, для скачивания.

■ **Контакты:** адреса и телефоны редакции и учредителя журнала.

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004