



2016

*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4301

№ 3



**ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ**

**МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЯ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ**

**МОНИТОРИНГ
АНТРОПОГЕННЫХ
И НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ**

**ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА**

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

**ХРОНИКА
СОБЫТИЙ
И МЕРОПРИЯТИЙ**

ОБЩЕСТВЕННО-НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ



**Теоретическая
и прикладная
ЭКОЛОГИЯ**
№ 3, 2016
<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 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: ecolab2@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 15.10.2016. Тираж 1150 экз. Заказ № 832.

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

ПРЕДСЕДАТЕЛЬ РЕДАКЦИОННЫХ СОВЕТОВ ИД «КАМЕРТОН»

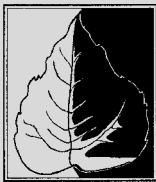
Н.П. Лавёров – председатель межведомственной комиссии при Совете безопасности РФ, академик РАН

ПРЕЗИДИУМ РЕДАКЦИОННОГО СОВЕТА:

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

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
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. Лажнецов – 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 Цзилыньского 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. Сысуюев – д.т.н., академик РАН, директор Зонального научно-исследовательского института сельского хозяйства Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
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

№ 3, 2016

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 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 Dynamoskiy 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 CHAIRPERSON OF THE EDITORIAL BOARDS OF THE PUBLISHING HOUSE «KAMERTON»

N.P. Laverov The Chairperson of Interdepartmental Commission of the Security Council of the Russian Federation, PRESIONM, Academician of RAS

OF THE EDITORIAL BOARD:

V.A. Grachev Doctor in Technical Sciences, Professor, corresponding member of RAS, Chairperson of the Social Council of the Federal Service for Ecological, Technological, and Atomic Supervision
V.I. Kholstov Doctor in Chemistry, Professor, Director of the Conventional Obligations Implementation Department of the Industry and Trade Ministry of the Russian Federation
V.G. Ilitskiy Doctor in Economics, Director of Ltd Research Project Institute «Kirovproect»

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
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 Professor, 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
M.Kh. Husseyin Doctor in Biology, Professor of University of Assiut (Egypt)
V.T. Yungblyud Doctor in History, Professor of Vyatka State University

СОДЕРЖАНИЕ

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ

И. Г. Широких, Я. И. Назарова, А. В. Бакулина Оценка и мониторинг воздействия генетически модифицированных растений на почвенные микроорганизмы в агроэкосистемах 4

МЕТОДОЛОГИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ. МОДЕЛИ И ПРОГНОЗЫ

Ф. Г. Агаев, М. М. Байрамова Свёрточно-параметрический метод измерения концентрации хлорофилла *a* в морской воде 14

В. П. Усольцев, С. И. Юран Достоверность санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод при большом количестве случайных воздействий и отсутствии доминирующего фактора 19

Д. В. Иванов, И. И. Зиганшин, Р. Р. Сафин, Д. Р. Гайнуллина Применение компьютерной рентгеновской томографии для исследования процессов осадконакопления в озёрах Республики Татарстан 25

Е. В. Добровольская, И. А. Соловьёв, Е. Н. Прошкина, А. А. Москалёв Влияние сверхактивации генов циркадных ритмов в различных тканях на стрессоустойчивость и продолжительность жизни *Drosophila melanogaster* 32

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННЫХ И НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

И. Д. Свистова, Н. М. Кувшинова, Н. Н. Назаренко Микробно-растительные ассоциации нетрадиционных сахароносов и продуцентов натуральных подсластителей 41

Е. Е. Минчёнков, Н. А. Пахомова Оценка состояния городских водных экосистем по гидробиологическим показателям 48

Е. В. Дабах Редкоземельные элементы в почвах природных и техногенных ландшафтов Кировской области 56

Л. В. Кондакова, О. С. Пирогова, Т. Я. Ашихмина Сравнительный анализ альгофлоры пойменных биогеоценозов реки Вятки на территории ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова 68

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА

В. Д. Казмирук, Т. Н. Казмирук Современные тенденции использования фитотехнологий для очистки и охраны вод 76

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

М. В. Аниськина, Е. В. Яковлева Особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в водной среде 82

В. С. Симакова, Л. И. Домрачева, С. Ю. Огородникова, А. И. Фокина, Т. Я. Ашихмина Влияние фосфорсодержащих автошампуней на развитие почвенных цианобактерий 89

ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ

Н. И. Шишкина, Н. П. Савиных Структура ценопопуляций *Centaurea sumensis* Kalen. на северо-восточной границе ареала 95

CONTENTS

THEORETICAL PROBLEMS OF ECOLOGY

- I. G. Shirokikh, Ya. I. Nazarova, A. V. Bakulina* Evaluation and monitoring of the impact of genetically modified plants on soil microorganisms in agroecosystems 4

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS

- F. G. Agayev, M. M. Bayramova* Convolution-parametric method of measuring concentration of chlorophyll *a* in sea water 14
- V. P. Usoltcev, S. I. Yuran* Reliability of sanitary and epidemiologic analysis of sewage at a large number of casual impacts and absence the dominating factor 19
- D. V. Ivanov, I. I. Ziganshin, R. R. Safin, D. R. Gaynullina* Application of X-ray computer tomography for researching sediment processes in lakes of the Republic of Tatarstan 25
- E. V. Dobrovol'skaya, I. A. Solovyov, E. N. Proshkina, A. A. Moskalev* Effects of inducible genes overactivation of circadian rhythms in different tissues to stress resistance and longevity of *Drosophila melanogaster* 32

MONITORING OF ANTHROPO- GENICALLY DISTURBED AREAS

- I. D. Svistova, N. M. Kuvshinova, N. N. Nazarenko* Plant-microbe associations of the non-traditional sugar plants and the producers of natural sweeteners 41
- E. E. Minchenok, N. A. Pakhomova* Assessment of urban water ecosystems using hydrobiological indicator 48
- E. V. Dabakh* Rare earth elements in soil of natural and technogenic landscapes of Kirov region 56
- L. V. Kondakova, O. S. Pirogova, T. Ya. Ashikhmina* Comparative analysis of algal flora of the floodplain ecosystems of the Vyatka river on the territory of the State Nature Reserve «Nurgush» and in Zarechny Park in Kirov 68

ECOLOGIZATION OF PRODUCTION

- V. D. Kazmiruk, T. N. Kazmiruk* Phytotechnology: current trends of wastewater treatment and water quality protection 76

ECOTOXICOLOGY

- M. V. Aniskina, E. V. Yakovleva* Benz[a]pyrene destruction by *Elodea canadensis* L. in water 82
- V. S. Simakova, L. I. Domracheva, S. Yu. Ogorodnikova, A. I. Fokina, T. Ya. Ashikhmina* Effect of phosphorus autoshampoos on the development of soil cyanobacteria 89

POPULATION ECOLOGY

- N. I. Shishkina, N. P. Savinykh* Coenopopulation structure of *Centaurea sumensis* Kalen. on the northeastern boundary of its areal 95

Оценка и мониторинг воздействия генетически модифицированных растений на почвенные микроорганизмы в агроэкосистемах

© 2016. И. Г. Широких^{1,3}, д. б. н., в. н. с., профессор,
 Я. И. Назарова^{2,3}, м. н. с., магистрант, А. В. Бакулина^{2,3}, м. н. с., магистрант,
¹ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
 167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
² Зональный НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
 610007, Россия, г. Киров, ул. Ленина, 166 а,
³ Вятский государственный университет,
 610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
 e-mail: irgenal@mail.ru

Статистические данные 2015 г. о распространении генетически модифицированных (ГМ) сельскохозяйственных культур в производственных посевах 28 стран свидетельствуют о том, что создание и использование трансгенных растений стало международной агроэкологической проблемой. Представлен обзор зарубежной литературы по вопросу оценки экологических рисков выращивания ГМ растений для почвенной микробной системы. Обсуждаются вопросы сохранения биологического разнообразия, горизонтального переноса генов, неконтролируемого повышения конкурентоспособности отдельных видов грибов и бактерий, в том числе фитопатогенных, роли рекомбинантных бактерий в эволюционных процессах. Особое внимание уделено эффектам ГМ сортов, несущих гены устойчивости к гербициду раундап (RR-растения) и насекомым-вредителям (Bt-растения) в связи с их широким распространением, а также экскрецией ими новых трансгенных белков в ризосферу. Значительные успехи в изучении микробной экологии ГМ культур принесло использование, в дополнение к традиционным, методов, основанных на ДНК-технологиях. Генетическое профилирование ризосферных микроорганизмов в большинстве случаев показывает, что изменения, обусловленные чужеродной вставкой ДНК, нестабильны и пренебрежимо малы, по сравнению с изменчивостью, связанной с причинами естественного характера. Большинство эффектов ГМ культур для почвы являются следствием индуцируемых изменений в стратегии межорганизменных взаимодействий, а не результатом прямого влияния специфических черт ГМ растений. Тем не менее, для выявления возможных опасных последствий выращивания ГМ культур для агроэкосистем необходима система мониторинга почвенных микробных сообществ.

Ключевые слова: трансгенные растения, микроорганизмы почвы, биологическое разнообразие, горизонтальный перенос генов, рекомбинантные бактерии, экологический риск, мониторинг.

Evaluation and monitoring of the impact of genetically modified plants on soil microorganisms in agro-ecosystems

I. G. Shirokikh^{1,3}, Ya. I. Nazarova^{2,3}, A. V. Bakulina^{2,3},
¹ Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
 28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
² N. V. Rudnitskiy Zonal North-East Agricultural Research Institute,
 166 a Lenin St., Kirov, Russia, 610007,
³ Vyatka State University,
 36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
 e-mail: irgenal@mail.ru

In 2015 the statistical data on distribution of genetically modified (GM) crops in industrial crops of 28 countries show that creation and use of transgenic plants has become an international agro-ecological problem. The review of foreign literature on the environmental risk assessment of GM plants for soil microbial systems is presented. They discuss the issues of biodiversity conservation, horizontal gene transfer, uncontrolled increase of competitiveness of certain types of fungi and bacteria, including pathogenic ones, recombinant bacteria in the role of evolutionary processes. Particular attention is paid to the effects of GM cultivars carrying resistance genes to the herbicide Roundup (RR-plant) and insect (Bt-plants) due to their wide distribution, as well as excretion of new transgenic proteins in the rhizosphere. Significant advances in the study of microbial ecology of GM crops caused working out methods based on DNA technology, in addition to the traditional ones. Genetic profiling rhizosphere microorganisms in most cases indicates that the changes caused by

insertion of foreign DNA are unstable and are negligible as compared with variability caused by natural reasons. Most of the effects of GM crops on soil take place due to induced changes in strategy of interorganismal interactions, rather than result from the direct effect of specific features of GM plants. However, to identify possible dangerous consequences for agro-ecosystems in growing GM crops requires a whole system of monitoring of soil microbial communities.

Keywords: transgenic plants, soil microorganisms, biological diversity, horizontal gene transfer, recombinant bacteria, environmental risk, monitoring.

С тех пор, как в 1996 г. началось коммерческое выращивание генетически модифицированных (ГМ) культур, засеиваемые ими площади непрерывно увеличивались и составили в 2015 г. уже около 180 миллионов гектаров. Ежегодно до 18 миллионов фермерских хозяйств выращивают ГМ культуры в 28 странах, причем 90% этих хозяйств находится в развивающихся странах (табл.).

Около 90% площади, засеваемой ГМ культурами (как пищевыми, так кормовыми и

техническими), принадлежит пяти странам (США, Бразилия, Аргентина, Индия и Канада). Посевные площади, занятые под трансгенными сортами сои, кукурузы, хлопчатника, сахарной свёклы, картофеля, рапса, льна увеличиваются примерно на 10% ежегодно. Основной ГМ культурой на настоящий момент является соя, после которой по объёму выращивания следуют хлопчатник, кукуруза и рапс. От всех площадей под каждой из культур трансгенный хлопчатник занимал 75%,

Таблица

Общая площадь ГМ культур в 2015 г.: по странам (по [1])

№ п/п	Страна	Площадь (млн га)	Генетически модифицированные культуры
1	США	70,9	Кукуруза, соя, хлопок, рапс, сахарная свёкла, люцерна, папайя, тыква, картофель
2	Бразилия	44,2	Соя, кукуруза, хлопок
3	Аргентина	24,5	Соя, кукуруза, хлопок
4	Индия	11,6	Хлопок
5	Канада	11,0	Рапс, кукуруза, соя, сахарная свёкла
6	Китай	3,7	Хлопок, папайя, тополь
7	Парагвай	3,6	Соя, кукуруза, хлопок
8	Пакистан	2,9	Хлопок
9	ЮАР	2,7	Кукуруза, соя, хлопок
10	Уругвай	1,4	Соя, кукуруза
11	Боливия	1,1	Соя
12	Филиппины	0,7	Кукуруза
13	Австралия	0,7	Хлопок, рапс
14	Буркина-Фасо	0,4	Хлопок
15	Мьянма	0,3	Хлопок
16	Мексика	0,1	Хлопок, соя
17	Испания	0,1	Кукуруза
18	Колумбия	0,1	Хлопок, кукуруза
19	Судан	0,1	Хлопок
20	Гондурас	<0,1	Кукуруза
21	Чили	<0,1	Кукуруза, соя, рапс
22	Португалия	<0,1	Кукуруза
23	Вьетнам	<0,1	Кукуруза
24	Чешская Республика	<0,1	Кукуруза
25	Словакия	<0,1	Кукуруза
26	Коста-Рика	<0,1	Хлопок, соя
27	Бангладеш	<0,1	Баклажан
28	Румыния	<0,1	Кукуруза
	Всего	179,7	

кукуруза – 29%, рапс – 24%, соответственно. К числу наиболее популярных изменений генома относятся устойчивость к гербицидам и/или защита от насекомых-вредителей.

Наряду с формированием новых хозяйственно ценных свойств, генно-инженерное вмешательство создаёт для растений вероятность приобретения новых качеств, обусловленных как свойствами самой встроеной конструкции, так и её плейотропным действием, в том числе её нестабильностью и регуляторным действием на соседние гены. Из-за нарушений в эндогенных путях первичного метаболизма плейотропные эффекты могут повлечь изменения в корневой экскреции трансгенных растений и, как следствие, изменения в почвенной микробной системе [2]. В то время как медико-биологическая безопасность ГМ растений и продуктов из них стала предметом горячих дискуссий в международном сообществе, вопросам потенциальных рисков трансгенов для окружающей среды и процессов эволюции до сих пор уделялось гораздо меньшее внимание.

В связи со стократным увеличением во всём мире площадей (с 1,7 млн га в 1996 г. до 180 млн га в 2015 г.), занятых генетически модифицированными сельскохозяйственными культурами, необходима оценка экологических рисков их возможного воздействия на окружающую среду, в частности, на устойчивость почвенной микробной системы.

Почвенные микробные сообщества осуществляют важнейшие биосферные функции, играя роль связующего звена биологического и геологического круговоротов веществ на планете. В силу высокой скорости эволюции микроорганизмы наиболее оперативно реагируют на изменение окружающей среды, поэтому изучение природных микробных сообществ позволяет достаточно быстро оценить влияние изменений окружающей среды на сохранение биологического разнообразия [3]. Особый интерес представляют микроорганизмы ризосферы – той части почвы, которая примыкает непосредственно к поверхности корня растения. С ризосферными микроорганизмами связаны, помимо их участия в круговороте питательных веществ, и другие важные функции, в частности, защита растения от фитопатогенов, антагонистические взаимодействия и фиторегуляторная активность, обеспечивающие, в конечном итоге, продуктивность сельскохозяйственных культур. Из-за сложности структуры и функционирования почвенной системы связями между растительным и микробным её компонентами часто пренебрегают. Одна-

ко в связи с широкомасштабным распространением в агроэкосистемах ГМ культур такие исследования приобретают в последние годы всё большее значение.

В документах, регламентирующих безопасность производства и применения генетически модифицированных растений (ГМР) в производственных посевах, отмечается, что при оценке экологической безопасности необходимо проводить оценку риска поражения нецелевых организмов, в частности, выявлять изменения численности и видового состава ризосферных микроорганизмов [4]. Несмотря на это, влияние ГМР на почвенные и ризосферные микроорганизмы остаётся одним из наименее изученных аспектов [2, 5–8]. Исследование ризосферных микробных комплексов представляет особый интерес, поскольку они играют важную роль не только в связи с процессами роста и развития растения, но и участвуют в поддержании почвенного гомеостаза в целом, обеспечивая реализацию почвой своих экологических функций. Сегодня предпринимаются попытки к выяснению того, существуют ли специфические ответы со стороны ризосферной микрофлоры на различные категории ГМ растений, разработанных на сегодняшний день, с учётом конкретной технологии и использованной генетической конструкции [2].

Получение трансгенных сельскохозяйственных культур с устойчивостью к гербицидам представляет собой радикально новый подход к управлению засорённостью посевов сорняками. Благодаря внедрению ГМ культур стало возможным перейти от дорогостоящих комбинаций гербицидов к использованию одного из средств широкого действия, таких как глифосат и глюфосинат, традиционно считающихся наименее токсичными как для человека, так и для окружающей среды. Кроме того, выращивание устойчивых к гербицидам ГМ культур часто облегчает переход к противоэрозийным методам обработки почвы, предотвращающим деградацию почвенного покрова.

Устойчивые к гербициду раундап (Roundup Ready или сокращённо RR) растения содержат ген энолпирувиллицикатфосфатсинтетазы (EPSP-синтетазы), выделенный из почвенной бактерии *Agrobacterium* sp. CP4. Глифосат ингибирует рост растения, блокируя работу фермента EPSP-синтазы, участвующего в выработке некоторых аминокислот и других веществ. Повышенное в результате экспрессии гетерологичного гена количество

EPSP-синтазы позволяет растению противостоять действию глифосата [9]. RR соя GTS_40-3-2 получила широкое распространение в сельском хозяйстве ряда стран Южной Америки. Широкомасштабное выращивание ГМ культур и использование одного класса гербицидов обусловили пристальный интерес к их экологическим последствиям в агроэкосистемах. В то время, как трансгенные растения при обработке посевов для уничтожения сорняков устойчивы к глифосату, почвенные микроорганизмы оказались чувствительны к нему. Обнаружено [10–12], что применение глифосата задерживает образование клубеньков и азотфиксацию у RR сои, что связывают с ингибированием глифосатом роста бактерии *Bradyrhizobium japonicum*. Исследования показали, что в тканях растений разлагается лишь незначительная часть глифосата, а большая его часть транслочируется в клубеньки, корни и выделяется с корневыми экссудатами. После обработки глифосатом посевов RR сои и кукурузы в штате Миссури (США) увеличилось, по сравнению с нетрансгенными растениями, поражение корней этих растений почвенными грибами родов *Pythium* и *Fusarium* [13–15]. Предполагают, что корневая экскреция глифосата стимулирует в ризосфере прорастание спорангиев грибов.

Экосистемные эффекты трансгенного растения в данном случае можно расценивать как косвенное воздействие, поскольку изменения в микробной системе, а также в устойчивости растений к фитопатогенам, происходили в силу изменения корневой экскреции, которая обеспечивала преимущество отдельным видам фитопатогенов или, наоборот, ингибировала развитие их антагонистов.

Поскольку глифосат способен ингибировать EPSP-синтазу не только в растениях, но и в различных микроорганизмах, высказывались опасения, что его применение может привести к изменениям в составе и разнообразии ризосферных микробных сообществ почв, задействованных в сельском хозяйстве. Сравнение ризосферных сообществ трансгенной и нетрансгенной сои с помощью анализа нуклеотидных последовательностей 16S рРНК показало, что бактериальное разнообразие на корнях RR сои не только не снизилось, но даже стимулировалось после применения глифосата [8]. В посевах трансгенной (BRS245) и нетрансгенной (BRS133) сои в Бразилии на протяжении двух вегетационных периодов (2011–2012 гг.) сравнивали базальное дыхание почвы, содержание углерода микробной

биомассы почвы, количество спор эндомикоризных и прочих грибов, и оценивали бактериальную биомассу в почве с использованием эпитлуоресцентной микроскопии. В почве, где выращивалась трансгенная соя с устойчивостью к имидазолиновому гербициду, было установлено более высокое содержание бактериальной биомассы по сравнению с контролем [16].

В целом, сверхэкспрессия в растениях гена EPSP-синтазы, по данным исследований, проведённых в крупнейших странах-производителях RR сои (Аргентина, Бразилия, Европейский Союз), существенно не влияла на почвенные микроорганизмы и биологическую фиксацию азота. Фактором, достоверно определяющим варьирование этих показателей в почвах, являлось применение глифосата в посевах трансгенных культур [17].

При сравнении данных, полученных в двадцати полевых опытах, заложенных в шести штатах и федеральном округе Бразилии, было сделано заключение, что выращивание трансгенной сои с устойчивостью к гербицидам не оказало никакого влияния на микробную биомассу и 16S РНК-ДГГЭ-профили [18]. Ранее эти же авторы сообщали, что микробные сообщества, связанные с ризосферой трансгенных растений, отличаются от сообществ нетрансформированных растений, но эти изменения были кратковременными [19]. Аналогичные выводы были сделаны в отношении устойчивой к гербициду глюфосинату кукурузы, в ризосфере которой бактериальные сообщества сравнивали с помощью секвенирования гена 16S рРНК [20].

Существует ещё ряд работ, посвящённых изучению влияния устойчивых к гербицидам культур на состав и свойства ризосферных микроорганизмов, в которых эффекты ГМ культур часто проявлялись, но обычно они не перекрывали варьирование, обусловленное «нормальными» источниками вариации [21–23].

Другой группой трансгенных культур, получивших широкое распространение в аграрном производстве многих стран, стали растения Bt-защищённые от насекомых-вредителей. Инсектицидные растения были созданы введением в них гена дельта-эндотоксина *Bacillus thuringiensis* (Bt). Кроме преимуществ экологического характера, связанных со снижением побочных токсических эффектов и загрязнения пестицидами водных ресурсов, к числу преимуществ Bt-культур относят улучшение состояния здоровья фермеров

в развивающихся странах, обусловленное отказом от распыления на хлопковых полях химических инсектицидов. Однако есть мнение, что устойчивые к насекомым-вредителям ГМ культуры, экспрессирующие Cry-белки, изначально принадлежащие бактериям, могут нанести ущерб каким-либо безвредным или даже полезным почвенным организмам. Vt-токсин попадает в почву преимущественно через корневые выделения и растительные остатки [24, 25], которые утилизируются микроорганизмами в качестве ростового субстрата [26]. Это доказано и иммунологически, и тестированием токсического действия эксудатов на личинках чувствительных насекомых. Скорость деградации и инактивации Vt-токсина зависит от почвенно-климатических условий. Процесс деградации происходит достаточно быстро, но небольшое количество токсина (менее 2%) может сохраняться в почве по окончании вегетационного периода. Vt-токсин связывается с органоминеральными коллоидами и илистыми частицами почвы, что защищает его от биodeградации. Однако при прошествии нескольких лет выращивания Vt-культур аккумуляции токсинов в почве не происходит благодаря активной микробной деградации [27].

Ни лабораторные, ни полевые испытания не выявили летальных или сублетальных эффектов Vt-токсина в отношении почвенной мезофауны: дождевых червей, ногохвосток, клещей, мокриц и нематод. Отмечены, однако, некоторые изменения в общем количестве и популяционной структуре почвенных микроорганизмов [28]. Сообщалось о влиянии Vt-хлопчатника на количественные показатели и разнообразие аборигенных популяций бактерий и микроскопических грибов в почве [29]. В то же время, Vt-защищённые растения кукурузы [30] и риса [31] не оказывали негативного воздействия на бактериальные и грибные сообщества почвы. В микробных комплексах ризосферы Vt-риса были обнаружены отличия от ризосферных сообществ изогенного нетрансгенного риса [32]. Исследования микрoфлоры почвы посредством физиологического профилирования бактериальных и грибных сообществ (community level physiological profiling – CLPP) под Vt-кукурузой выявили значимые различия между трансгенными и нетрансгенными растениями [33].

Vt-защита растений может приводить к побочным биохимическим эффектам у растения-трансформанта, в частности, вызывать увеличение содержания в его органах

гликоалкалоидов и повышать синтез лигнина (на 33–97%) у кукурузы, в результате чего интенсивность микробной биodeградации растительных остатков в почве будет затруднена, а общая метаболическая активность почвы существенно снизится [4]. Кроме того, длительное присутствие в почве неразлагаемых остатков Vt-защищённой кукурузы будет способствовать селекции устойчивых к Vt-токсину форм нецелевых организмов [34]. Поэтому оценка функциональных характеристик почвы, определяющих её плодородие, представляет ещё одну важную задачу при определении регламента выпуска трансгенных растений в агросферу.

В ряде регионов Китая в течение многих лет широко применяется устойчивый к насекомым-вредителям трансгенный хлопчатник SGK321, несущий гены CryIAc и CPТI. В двухлетних полевых исследованиях на севере Китая изучали его воздействие на дегидрогеназную, уреазную и фосфатазную активность в ризосферной почве. Показано, что в разные фазы развития растений имелись существенные различия в активности ферментов. Однако метод главных компонент не выявил значимых различий между исходным сортом и трансгенной формой SGK321. Таким образом, по сравнению с межфазной изменчивостью активности дегидрогеназы, уреазы и фосфатазы, трансгенный хлопчатник не оказал заметного влияния на изменение активности этих ферментов в ризосфере [35].

Структуру микробных сообществ в ризосфере Vt-хлопчатника Монсанто NC 33B исследовали в полевых условиях с помощью метода PCR-DGGE. Результаты трёхлетних полевых наблюдений показали, что на количество и таксономическую структуру эубактерий, актиномицетов и грибов в ризосферной почве заметно влияют естественные изменения в окружающей среде, связанные с фазами развития хлопчатника. В то же время, не было обнаружено никаких существенных различий между линией NC 33B и его изогенной нетрансгенной формой [36].

Для сравнения генетической изменчивости в популяциях бактерий, изолированных из ризосферы генетически модифицированной кукурузы MON810, несущей ген cry1Ab, и контрольными растениями проведены исследования образцов ризосферы, собранных в Словакии в течение двух лет. Различий в количестве терминальных рестрикционных фрагментов между контролем и ГМ гибридами кукурузы не обнаружено [37].

Генетическая модификация баклажана, в связи с масштабным поражением этой культуры многими вредными насекомыми, особенно *Leucinoides orbonalis*, не оказала значительного влияния на грибные сообщества ризосферы Bt-защищённых растений, несмотря на имеющиеся различия в численности и характере распределения микромицетов. Изменчивость, связанная с ростом и развитием растений, оказалась более значимой по сравнению с изменчивостью, обусловленной генетической модификацией [38].

Таким образом, многочисленными исследованиями Bt-защищённых культур показано, что корневая экскреция трансгенного белка CryIAc хотя и вызывает определённые сдвиги в количественном и качественном составе, физиологической активности почвенной и ризосферной микрофлоры, но эти изменения нестабильны и пренебрежимо малы по сравнению с изменчивостью, не связанной с наличием в растительном геноме гетерологичной вставки. Размер и структура популяций почвенных микроорганизмов сильно подвержены как сезонным изменениям, так и колебаниям, связанным с типом почвы, фазами развития и генотипами растений. Согласно исследованиям, эффекты генетической модификации растений на почвенные микробные сообщества нестабильны. В разных частях одного и того же поля ризосферные микробные сообщества могут изменяться по-разному и в разной степени, также эти изменения неодинаковы в разные сезоны [39].

Создание растений с повышенной защитой от фитопатогенов стало новой актуальной задачей генной инженерии. При этом предполагается получение устойчивых сортов с изменённой экспрессией собственных защитных генов или же перенесение чужеродных генов из растений и даже фагов [40]. Так, были получены трансгенные растения картофеля, экспрессирующие ген лизоцима фага T4, который обеспечивал устойчивость растений к фитопатогенным энтеробактериям, в частности, *Erwinia carotovora*. Методом флуоресцентной микроскопии было показано, что лизоцим высвобождается из клеток эпидермы и активно участвует в создании жидкой плёнки на поверхности корней ГМ картофеля [41]. Трансгенный картофель, синтезирующий лизоцим бактериофага T4, тщательно проверяли в двух независимых лабораторных и полевых исследованиях на способность поражать ризосферные бактерии *Pseudomonas putida* QC14-3-8 и *Serratia grimesii* L16-3-3.

Разницы в составе и численности популяций ризобактерий трансгенных и контрольных растений не выявлено [42].

Сверхэкспрессия гена MСM6, придающего растениям табака солеустойчивость, не сопровождалась изменениями в микробных популяциях почвы, её ферментативной активности (дегидрогеназ и кислых фосфатаз) или функциональном разнообразии микробного сообщества ризосферной почвы, как при солевом стрессе, так и в обычных условиях [43].

Иногда по поводу ГМ культур высказывают опасения, что они могут оказывать на почвенную микрофлору давление, благодаря продукции в ризосферу специфических соединений, которые создадут селективное преимущество микроорганизмам, способным их утилизировать. Действительно, лядвенец рогатый, продуцирующий низкомолекулярные опины, синтез которых кодируется Ti-плазмидами *Agrobacterium tumefaciens*, оказывал существенное влияние на конкурентные отношения двух ризосферных штаммов *Pseudomonas fluorescens*. Способный катаболизировать опины штамм вытеснял из ризосферы штамм, к этому не способный. Это указывает на то, что трансгенное растение (ТР) может обеспечивать селективное преимущество тем микроорганизмам, которые способны утилизировать продукты, синтез которых вызван трансгенами [44, 45].

Иногда неожиданные эффекты ГМ культур бывают обусловлены явлением плейотропии. Вставка чужеродных генов в геномный контекст может приводить, например, к увеличению или уменьшению содержания продуктов вторичного метаболизма в растении, изменению его химического состава, не связанных напрямую с конкретным введённым геном, но которые могут повлиять, прямо или косвенно, на микробиоту почвы [46, 47].

Итак, за редким исключением, результаты приведённых работ показывают, что трансгенные растения не вызывают изменений ни в микробном разнообразии почвы, ни в физиологической активности микробного сообщества. По этой причине оценка экологических рисков ГМ культур далее сосредоточилась в основном на возможности горизонтального переноса генов (horizontal gene transfer-HGT) [48]. Было высказано предположение, что ризосфера генетически трансформированных растений может изменяться благодаря дрейфу генов от ГМ растений к аборигенным почвенным микроорганизмам [49]. В связи с этим особую озабоченность Всемирной

организации здравоохранения вызывает возможность утечки в окружающую среду генов устойчивости к антибиотикам [50]. Попав в ризосферу растений, они могут передаваться от ризобактерий патогенным видам бактерий, что повлечёт повышение резистентности к антибиотикам возбудителей инфекций человека и животных [51].

Перенос генов от бактерий растениям хорошо известен, многократно описан и используется на практике для получения ТР путём их трансформации Ti-плазмидами *Agrobacterium tumefaciens*. Осуществить обратный перенос ДНК из растений в геном бактерий пока экспериментально не удалось, хотя в природных условиях этот процесс, по-видимому, происходит. Теоретически это возможно, если ДНК, высвободившаяся в почве из остатков ТР, будет способна к трансформации почвенных бактерий, и если бактерии в почве будут, в свою очередь, пребывать в компетентном для трансформации состоянии. Во многих работах показано, что ДНК может находиться в почве в стабильном, способном к трансформации состоянии. Например, при мониторинге физической и биологической деградации ДНК внутри тканей разлагающихся растений ГМ табака прямая визуализация ДНК на агарозном геле указывала на то, что большая часть ДНК остаётся внутри растительных клеток. Вместе с тем, некоторая доля сохранившейся ДНК ГМ растений поступала в почву и, следовательно, была способна к трансформации находящихся в ней бактерий [52]. Изучена стабильность ДНК в листовом опаде трансгенных растений сахарной свёклы, устойчивых к ризомании, и возможность горизонтального переноса ДНК от растений к бактериям. Трансгенные растения несли NPTII и bar гены. Показана длительная сохранность растительной ДНК в почве [4]. В реальных природных условиях почвенные бактерии могут находиться в состоянии компетенции к поглощению чужеродной ДНК в довольно редких случаях. Исследована возможность переноса генов от RR сои к *Bradyrhizobium japonicum* в моделируемых условиях, воспроизводящих реальные условия фермерского хозяйства. Как и следовало ожидать, присутствие трансгенной EPSP-синтазы было обнаружено в тканях клубеньков, тогда как в бактериоидах, которые были выделены из клубеньков, а затем культивировались в течение нескольких пассажей в присутствии высоких концентраций глифосата, ген EPSP-синтазы не был обнаружен. Сделан вывод об отсутствии стабиль-

ной передачи гена EPSP-синтазы в полевых условиях [53].

В другой работе [54] была определена частота возможной трансформации почвенной бактерии *Acinetobacter calcoaceticus* BD413 ДНК трансгенных растений с геном *nptII*. Бактериальные трансформанты при использовании ДНК трансгенных растений не обнаружены, что предполагает частоту трансформации ниже 10^{-13} трансформантов на реципиент в оптимальных условиях. В условиях почвы, при снижении концентрации ДНК, доступной бактериям, эта частота может снизиться до 10^{-16} . Учитывая данные об ограниченном времени сохранения хромосомной ДНК и невозможности определения детектируемой компетентности клеток *A. calcoaceticus* в почвенных условиях, авторы делают вывод о неопределяемой частоте возможного поглощения растительной ДНК этим почвенным микроорганизмом в естественных условиях [54]. Авторы отмечают, что особый интерес в отношении горизонтального переноса генов представляют бактерии из семейства Rhizobiaceae, потому что природная трансформация растений происходит благодаря Ti-плазмидам из *Agrobacterium* sp., и они могут перемещаться обратно, используя механизмы гомологичной рекомбинации.

Таким образом, в настоящее время прогнозировать вероятность передачи генов от растения в бактериальный геном не представляется возможным, но можно предполагать, что она очень мала [49]. Несмотря на это, масштабы промышленного производства ГМ культур уже делают подобные риски правдоподобными. Переносу генов в условиях природной среды способствует много различных видов векторов, включая вирусы. Разнообразие путей передачи и векторов, а также большое число геномов, которые могли бы служить в качестве временного или постоянного места локализации для трансгенов (или их части), дают основание полагать, что приведённые здесь умозрительные расчёты малой вероятности горизонтального переноса генов весьма консервативны [55]. Известно, что очень редкие события могут иметь самые тяжкие последствия. В данном случае в результате захвата бактериями функциональных трансгенов ТР может произойти повышение конкурентоспособности бактериальных трансформантов и благодаря реализации нового свойства появиться способность к колонизации новых экологических ниш, возникнуть негативные экологические последствия в результате взаимодействия генно-

модифицированных бактерий с организмами-консортиями [4]. Попадание чужеродных генетических конструкций в природные микробные сообщества – так называемый горизонтальный перенос генов – неминуемо приведёт к существенному ускорению эволюции микроорганизмов, появлению новых форм с новыми генетическими признаками.

В связи с этим необходимо разрабатывать новые и совершенствовать имеющиеся подходы и методы для применения в области мониторинга окружающей среды с целью определения масштаба распространения трансгенных организмов. В дополнение к традиционным методам количественного определения микробной биомассы и ферментативной активности почвы, методы, основанные на ДНК-технологиях, принесли значительные успехи в изучении микробной экологии. Среди этих методов важное значение имеет оценка микробного сообщества по данным денатурирующего градиентного гель-электрофореза (ДГГЭ) после профилирования амплифицированных рибосомальных генов при выделении тотальной почвенной ДНК. 16S рРНК-ДГГЭ является эффективным способом диагностирования изменений в ризосфере и может быть применён в исследованиях и мониторинге экологических рисков, связанных с распространением трансгенных культур [56].

Большинство эффектов ГМ культур в агроэкосистемах носят косвенный характер и являются результатом индуцируемых изменений в стратегии межорганизменных взаимодействий, а не следствием прямого влияния специфических черт ГМ растений. Вместе с тем, нельзя сбрасывать со счетов возможность негативного влияния на почвенные микробные сообщества последствий плейотропных эффектов генно-инженерных манипуляций с растительным геномом.

Противоречивые результаты, касающиеся урожайности сельскохозяйственных культур и их воздействия на почвенные микроорганизмы, отчасти связаны с тем, что в исследованиях используются методы с разной разрешающей способностью или, наоборот, одни и те же методы, но в различных экологических контекстах. В целом, существует мало доказательств того, что применение ГМ культур оказывает на агроэкосистемы более сильное влияние, чем сорта, созданные с помощью обычных методов [57].

Имеющиеся на сегодня экспериментальные данные относительно влияния трансгенных растений на различные компоненты

почвенной микробной системы, как правило, упускают из виду естественную изменчивость микробных комплексов, которая возникает среди различных видов и сортов культурных растений. Трансгенное растение, как правило, сравнивается с нетрансгенным, поскольку это находится в соответствии с главным требованием при государственной регистрации ГМ культур – максимальное сходство с исходной изогенной формой, относительно которой существует полная уверенность, что она безопасна [4]. При этом остаётся открытым вопрос о том, превосходят ли выявленные различия тот диапазон, который имеется между обычными сортами?

Для достижения лучшего понимания реального воздействия трансгенных культур на почвенные микроорганизмы как обязательного компонента оценки экологического риска в будущем должна быть разработана эффективная методология его оценки. Новые данные должны быть получены с использованием надлежащим образом разработанных и стандартизированных тестов, методов отбора проб и статистического анализа. Исследования не должны ограничиваться кратковременными лабораторными или вегетационными экспериментами. Необходимы долгосрочные и систематические полевые испытания и наблюдения. Особое внимание следует уделять мониторингу чувствительности ключевых функциональных групп микроорганизмов, имеющих фундаментальное значение для сохранения плодородия почвы, питания растений и реализации почвой своих экосферных функций.

Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенных в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.

References

1. Clive J. Executive summary brief 51 20 th Anniversary of the Global Commercialization of Biotech Crops (1996 to 2015) and Biotech Crop Highlights in 2015. [Electronic resource] [http:// www.isaaa.org/resources/publications/51/executivesummary/pdf/B51-ExecSum-English.pdf](http://www.isaaa.org/resources/publications/51/executivesummary/pdf/B51-ExecSum-English.pdf)
2. Turrini A., Sbrana C., Giovannetti M. Belowground environmental effects of transgenic crops: a soil microbial perspective // Research in microbiology. 2015. V. 166 (3). P. 121–131.

3. The role of soil in formation and preservation of biological diversity / Eds. G.V. Dobrovolskiy, I.Yu. Chernov. M.: Tovarishestvo nauchnykh issledovaniy KMK, 2011. 275 p. (in Russian). [Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия / Под ред. Г.В. Добровольского, И.Ю. Чернова. М.: Товарищество научных исследований КМК, 2011. 275 с.].
4. Velkov V.V., Sokolov M.S., Medvinskiy A.B. Problems of state regulation of production of transgenic plants // Vestnik zashchity rasteniy. 2003. № 3. P. 3–16 (in Russian). [Вельков В.В., Соколов М.С., Медвинский А.Б. Проблемы государственного регулирования производства трансгенных растений // Вестник защиты растений. 2003. № 3. С. 3–16].
5. Bruinsma M., Kowalchuk G.A., van Veen J.A. Effects of genetically modified plants on microbial communities and processes in soil // Biol Fertil Soils. 2003. V. 37. P. 329–337.
6. Filion M. Do transgenic plants affect rhizobacteria populations? // Microb. Biotechnol. 2008. V. 1. P. 463.
7. Ki-Jong Lee, Sung-Dug Oh, Soo-In Sohn, Tae-Hun Ryu, Jong-Sug Park, Jang-Yong Lee, Hyun-Suk Cho Byung-Ohg Ahn The Effects of Genetically Modified Crops on Soil Microbial Community // Korean J Environ Agric. 2012. V. 31. № 2. P. 192–199.
8. Arango L., Buddrus-Schiemann K., Opelt K., Lueders T., Haesler F., Schmid M, Ernst D., Hartmann A. Effects of glyphosate on the bacterial community associated with roots of transgenic Roundup Ready® soybean // European Journal of Soil Biology. 2014. [Electronic resource] <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2014.05/005>
9. Funke T., Han H., Healy-Fried M.L., Fischer M., Schonbrunn E., Molecular basis for the herbicide resistance of Roundup Ready crops // Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 2006. V. 103. P. 13010–13015.
10. King A.C., Purcell L.C., Vories E.D. Plant growth and nitrogenase activity of glyphosate-tolerant soybean in response to glyphosate applications // Agron. J. 2001. V. 93. P. 179–186.
11. Zablotowicz R.M., Reddy K.N. Impact of glyphosate on the *Bradyrhizobium japonicum* symbiosis with glyphosate-resistant transgenic soybean: a minireview // Journal Environmental Quality. Madison. 2004. V. 33. P. 825–831.
12. Zablotowicz R.M.; Reddy K.N. Nitrogenase activity, nitrogen content, and yield responses to glyphosate in glyphosate-resistant soybean // Crop Protection. 2007. V. 26. P. 370–376.
13. Meriles J. M., Vargas Gil, S., Haro R. J., March G. J., Guzman C. A. Glyphosate and previous crop residue effect on deleterious and beneficial soil-borne fungi from a peanut–corn–soybean rotations // Journal of phytopathology. 2006. V. 154 (5). P. 309–316.
14. Kremer R.J., Means N.E. Glyphosate and glyphosate-resistant crop interactions with rhizosphere microorganisms // Europ. J. Agron. 2009. V. 31. P. 153–161.
15. Sanogo S., Yang X.B., Scherm H. Effects of herbicides on *Fusarium solani* f. sp. glycines and development of sudden death syndrome in glyphosate-tolerant soybean // Phytopathology. 2000. V. 90. P. 57–66.
16. Vilvert R. M., Aguiar D., Gimenes R. M. T., Alberton O. Residual effect of transgenic soybean in soil microbiota // African Journal of Agricultural Research. 2014. V. 9 (30). P. 2369–2376.
17. Bohm G.M.B., Rombaldi C.V. Transformação genética e aplicação de glifosato na microbiota solo, fixação biológica de nitrogênio, qualidade e segurança d gerãos de soja geneticamente modificada // Ciência Rural. 2010. V. 40. P. 213–221.
18. Dunfield K.E., Germida J.J. Impact of genetically modified crops on soil- and plant-associated microbial communities // J. Environ Qual. 2004. V. 38. P. 806–815.
19. Dunfield K.E., Germida J.J. Seasonal changes in the rhizosphere microbial communities associated with eldgrown genetically modified canola (*Brassica napus*) // Appl. Environ. Microbiol. 2003. V. 69. P. 7310–7318.
20. Kowalchuk G.A., Bruinsma M., van Veen J.A. Assessing responses of soil microorganisms to GM plants // Trends Ecol Evol. 2003. V. 18. P. 403–410.
21. Gyamfi S., Pfeifer U., Stierschneider M., Sessitsch A. Effects of transgenic glufosinate-tolerant oilseed rape (*Brassica napus*) and the associated herbicide application on eubacterial and *Pseudomonas* communities in the rhizosphere // FEMS Microbiol Ecol. 2002. V. 41. P. 181–190.
22. Bruinsma M., Kowalchuk G.A., van Veen J.A. Effects of genetically modified plants on microbial communities and processes in soil // Biol Fertil Soils. 2003. V. 37. P. 329–337.
23. Yong-Eok Lee, Sun Hwa Lee, Gil-Do Ryu, Hong-Gyu Kang, Yong-Ik Kwon, Hyeon-Jin Sun, Kee Woong Park, Bumkyu Lee, In-Ja Song, Pyung-Ok Lim, Hyo-Yeon Lee. Investigation into effects of transgenic glufosinate-resistant *Zoysia grasses* with herbicide application on bacterial communities under field conditions // Journal of Plant Biology. 2015. V. 58. № 5. P. 303.
24. Saxena D., Flores S., Stotzky G. Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn // Nature. 1999. V. 402. P. 480.
25. Saxena D., Stotzky G. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn in vitro and in situ // FEMS Microbiol Ecol. 2000. V. 33. P. 35.
26. Baumgarte S., Tebbe C. C. Field studies on the environmental fate of the Cry1Ab Bt-toxin produced by transgenic maize (MON810) and its effect on bacterial communities in the maize rhizosphere // Molecular Ecology. 2005. V. 14. P. 2539–2551.
27. Valldor P., Miethling-Graff R., Martens R., Tebbe C.C. Fate of the insecticidal Cry1Ab protein of GM crops in two agricultural soils as revealed by 14C-tracer studies // Applied Microbiology and Biotechnology. 2015. V. 99. Is. 17. P. 7333–7341.
28. Saxena D., Stotzky G. *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin released from root exudates and biomass of Bt corn has no apparent effect on earthworms, nematodes, protozoa, bacteria, and fungi in soil // Soil Biol. Biochem. 2001. V. 33. P. 1225–1230.
29. Donegan K.K., Palm C.J., Fieland V.J., Porteous L.A., Ganis L.M., Scheller, D.L., Seidler R.J. Changes in levels, species, and DNA fingerprints of soil micro-organisms associated with cotton expressing the *Bacillus thuringiensis* is var. Kurstaki endotoxin // Appl. Soil Ecol. 1995. № 2. P. 111–124.

30. Wei L., Hao H.L., Weixiang W., Qi K.W., Ying X.C., Janice E.T., Devare M.H., Jones C.M., Thies J.E. Effect of Cry3Bb transgenic corn and tefluthrin on the soil microbial community: biomass, activity and diversity // *J. Environ Qual.* 2004. V. 33. P. 837–843.
31. Liu W., Lu H.H., Wu W.X., Wei Q.K., Chen Y.X., Thies J.E. Transgenic Bt rice does not affect enzyme activities and microbial composition in the rhizosphere during crop development // *Soil Biol. Biochem.* 2008. V. 40. P. 475–486.
32. Wu W.X., Ye Q.F., Min H. Effect of straws from Bt-transgenic rice on selected biological activities in water-flooded soil // *Eur. J. Soil Biol.* 2004. V. 40. P. 15–22.
33. Blackwood C.B., Buyer J.S. Soil microbial communities associated with Bt and non-Bt corn in three soils // *J. Environ. Qual.* 2004. V. 33. P. 832–836.
34. Saxena D., Stotzky G. Bt corn has a higher lignin content than non-Bt corn // *American Journal of Botany.* 2001. V. 88. P. 1704–1706.
35. Zhang Y.J., Xie M., Li C.Y., Wu G., Peng D.L. Impacts of the transgenic CryIAc and CpTI insect-resistant cotton SGK321 on selected soil enzyme activities in the rhizosphere // *Plant Soil Environ.* 2014. V. 60. № 9. P. 401–406.
36. Zhang Y.J., Xie M., Wu G., Peng D.L., Yu W.-B. A 3-year field investigation of impacts of Monsanto's transgenic Bt-cotton NC 33B on rhizosphere microbial communities in northern China // *Applied Soil Ecology.* 2015. V. 89. P. 18–24.
37. Ondřejčková R., Daniel Mihálik D., Andrej Ficek A., Martina Hudcovicová M., Kraic J., Drahovská H. Impact of genetically modified maize on the genetic diversity of rhizosphere bacteria: a two-year study in Slovakia // *Polish Journal of Ecology.* 2014. V. 62. Is. 1. P. 67–76.
38. Singh A.K., Singh M., Dubey, S.K. Rhizospheric fungal community structure of a *Bt* brinjal and a near isogenic variety // *Journal of Applied Microbiology.* 2014. V. 117. P. 750–765.
39. Conner A.J., Glare T.R., Nap J. The release of genetically modified crops into the environment // *The Plant J.* 2003. V. 33. Part 1. P. 19–46.
40. Clausen M., Kräuten R., Schachermayr G., Potrykus I., Sautter C. Antifungal activity of a virally encoded gene in transgenic wheat // *Nature Biotech.* 2000. V. 18. P. 446–449.
41. Heuer H., Kroppenstedt R. M., Lottmann J., Berg G., Smalla K. Effects of T4 lysozyme release from transgenic potato roots on bacterial rhizosphere communities are negligible relative to natural factors // *Applied and Environmental Microbiology.* 2002. V. 68 (3). P. 1325–1335.
42. Lottmann J., Heuer H., Vries J., Mahn A., Düring K., Wackernagel W., Smalla K., Berg G. Establishment of introduced antagonistic bacteria in the rhizosphere of transgenic potatoes and their effect on the bacterial community // *FEMS Microbiology Ecology.* 2000. V. 33. P. 41–49.
43. Chaudhry V., Dang H.Q., Tran N.Q., Mishra A., Chauhan P.S., Gill S.S., Nautiyal C.S., Tuteja N. Impact of salinity-tolerant MCM6 transgenic tobacco on soil enzymatic activities and the functional diversity of rhizosphere microbial communities // *Res. Microbiol.* 2012. V. 163. P. 511–517.
44. Oger P., Mansouri H., Dessaux Y. Effect of crop rotation and soil cover on the alteration of the soil microflora generated by the culture of transgenic plants producing opines // *Mol. Ecol.* 2000. V. 9. P. 881–890.
45. Mondy S., Lenglet A., Beury-Cirou A., Libanga C., Ratet P., Faure D., Dessaux Y. An increasing opine carbon bias in artificial exudation systems and genetically modified plant rhizospheres leads to an increasing reshaping of bacterial populations // *Molecular Ecology.* 2014. P. 4846–4861.
46. Finn R.D., Jones C.G. Secondary metabolism and the risks of GMOs // *Nature.* 1999. V. 400. P. 14–50.
47. Poerschmann J., Gathmann A., Augustin J., Langer U., Gorecki T. Molecular composition of leaves and stems of genetically modified Bt and near-isogenic non-Bt Maize – characterization of lignin patterns // *J. Environ Qual.* 2005. V. 34. P. 1508–1518.
48. Nielsen K.M., van Elsas J.D., Smalla K. Dynamics, horizontal transfer and selection of novel DNA in bacterial populations in the phytosphere of transgenic plants // *Annals of Microbiology.* 2001. V. 51. P. 79–94.
49. Lynch J.M., Benedetti A., Insam H., Nuti M.P., Smalla K., Torsvik V., Nannipieri P. Microbial diversity in soil: ecological theories, the contribution of molecular techniques and the impact of transgenic plants and transgenic microorganisms // *Biol. Fert. Soils.* 2004. V. 40. P. 363–385.
50. WHO. Health aspects of markers genes in genetically modified plants. Workshop Report. Copenhagen, Denmark: WHO; 21–24 September 1993.
51. Cytryn E. The soil resistome: the anthropogenic, the native, and the unknown // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 63. P. 18–23.
52. Ceccherini M.T., Poté J., Kay E., Van V.T., Maréchal J., Pietramellara G., Nannipieri P., Vogel T.M., Simonet P. Degradation and transformability of DNA from transgenic leaves // *Appl. Environ. Microbiol.* 2003. V. 69 P. 673–678.
53. Wagner T., Arango Isaza L.M., Grundmann S., Dörfler U., Schroll R., Schloter M., Hartmann A., Sander mann H., Ernst D. The probability of a horizontal gene transfer from roundup Ready® soybean to root symbiotic bacteria: a risk assessment study on the GSF lysimeter station // *Water Air Soil Pollut: Focus.* 2008. V. 8. P. 155.
54. de Vries J., Wackernagel W. Integration of foreign DNA during natural transformation of *Acinetobacter* sp. by homology-facilitated illegitimate recombination // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA.* 2002. V. 99. P. 2094–2099.
55. Heinemann J.A., Traavik T. Problems in monitoring horizontal gene transfer in field trials of transgenic plants // *Nature Biotechnology.* 2004. V. 22. P. 1105–1109.
56. Ki-Jong Lee, Sung-Dug Oh, Soo-In Sohn, Tae-Hun Ryu, Jong-Sug Park, Jang-Yong Lee, Hyun-Suk Cho Byung-Ohg Ahn The Effects of Genetically Modified Crops on Soil Microbial Community // *Korean J. Environ. Agric.* 2012. V. 31. № 2. P. 192–199.
57. Kolseth A.K., D'Hertefeldt T., Emmerich M., Forabosco F., Marklund S., Cheeke T. E., Hallin S., Weih M. Influence of genetically modified organisms on agro-ecosystem processes // *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 2015. V. 214. P. 96–106.

УДК 519.9

Свёрточно-параметрический метод измерения концентрации хлорофилла *a* в морской воде

© 2016. Ф. Г. Агаев, д. т. н., профессор, М. М. Байрамова, диссертант, Национальное аэрокосмическое агентство, Азербайджан, г. Баку, AZ 1106, ул. С. С. Ахундова, 1, e-mail: bayramovamm@rambler.ru

Критический анализ широко используемых методов измерения концентрации хлорофилла в поверхностном слое морской воды показал, что методы, базирующиеся на анализе спектра отражения водной поверхности, основываются на отношении двух отсчётов спектра отражения на фиксированных длинах волн. В статье предлагается метод вычисления концентрации хлорофилла с использованием отсчётов спектра отражения водной поверхности на четырёх фиксированных длинах волн. Также предлагается свёрточно-параметрический метод измерения концентрации хлорофилла в поверхностном слое воды. Работоспособность предложенного метода подтверждена проведёнными модельными исследованиями. Для реализации предлагаемого метода могут быть применены не только способы, использующие в качестве основы спектры отражённого сигнала, но и флуоресцентные методы, базирующиеся на анализе флуоресцентного спектра.

Ключевые слова: хлорофилл, флуоресцентная спектроскопия, спектр отражения, модельные исследования, водная поверхность.

Convolution-parametric method of measuring concentration of chlorophyll *a* in sea water

F. G. Agayev, M. M. Bayramova,
National Aerospace Agency,
1 S. S. Akhundov St., Baku, AZ1106, Azerbaijan Republic,
e-mail: bayramovamm@rambler.ru

The article is devoted to development of scientific-methodical basics of the suggested new method of parametric assessment of chlorophyll concentration in sea water. The critical analysis of widely used methods for chlorophyll concentration measurement in water surface does show that the methods based on reflection spectrum of water surface use the ratio of results of measurements at two wavelengths of reflection spectrum. The aim of this research is to develop a inverse-combined parametric method for determination of chlorophyll concentration in sea water. A new method for measuring chlorophyll concentration at the four fixed wavelength of water surface reflection spectrum is suggested. Also a convolution-parametric method for measuring water surface chlorophyll concentration is suggested. The suggested convolution-parametric method for measuring chlorophyll concentration in sea water differs from the methods already known, it isn't based on calculating ratio of the measured spectral amplitudes. In the suggested method the feature of the weighted linear scalar convolution composed of anti-phase changing components to reach the extremum is used. The functional capability of the suggested method is confirmed by a theoretical-model research. During the model research the possibilities of using the suggested method for measuring chlorophyll concentration in sea water were analyzed. For realization of the suggested method one can use the methods based on reflection spectrum, as well as fluorescent methods based on fluorescent spectrum analysis. The model research has shown the operational capability of the suggested convolution-parametric method for measuring chlorophyll concentration in sea water.

Keywords: chlorophyll, fluorescent spectroscopy, reflection spectrum, model researches, water surface.

Хорошо известно, что хлорофилл, содержащийся в фитопланктоне, обитающем в морской среде, имеет большое значение при изучении оптических свойств морской воды, а также при решении вопросов рыбоводства. Хлорофилл является одним из оптически активных компонентов морской воды, к каковым обычно относят также органические растворённые в воде вещества и минеральные взвешенные частицы. Оценка концентрации хлорофилла в морской воде важна для изучения динамики морской экосистемы, для моделирования производства морской продукции, а также для оценки влияния изменений в окружающей среде. Наиболее важные оптически активные компоненты морской среды делятся на три категории:

1. Фитопланктон – группа свободно плавающих фотосинтетических организмов, включая другие микроскопические организмы, которые имеют незначительное влияние на оптические свойства морской воды (зоопланктон, гетеротрофные бактерии и т. д.).

2. Неводорослевые частицы (NAP), взвешенные органические и неорганические частицы.

3. Растворённое органическое вещество в воде.

Основным пигментом фитопланктона является хлорофилл *a*, который имеет максимальные линии поглощения в синей и красной области видимого спектра. Коэффициент обратного рассеяния фитопланктона имеет очень малое значение. Коэффициент поглощения взвешенных частиц имеет экспоненциально спадающий вид с максимумом в синей зоне. Эти частицы являются основным источником обратного рассеяния оптического излучения, попадающего на морскую воду. Спектр поглощения растворённого органического вещества имеет спадающий характер по длине волны, однако обратное рассеяние этого вещества ничтожно мало.

Настоящая статья посвящена разработке научно-методических основ предлагаемого нового метода параметрического измерения концентрации хлорофилла *a* в морской воде. Предварительно рассмотрим основные нефлуоресцентные методы, наиболее часто используемые для измерения концентрации хлорофилла *a*.

1. Метод вычисления отношения значений коэффициента поглощения на двух длинах волн в спектре отражения морской воды. Например, в работе [1] предлагается проводить измерение отношения R_{440}/R_{550} в отражённом от морской воды сигнале, а в работе

[2] предлагается воспользоваться отношением R_{700}/R_{670} , измеренном в спектре отражения.

2. Метод базовой линии [3], согласно которому высота пика в спектре отражения, вычисленная относительно прямой линии, вычерченной через точки спектра при $\lambda_1 = 670$ нм и $\lambda_2 = 750$ нм, прямо пропорциональна концентрации хлорофилла *a* в воде.

3. Метод вычисления отношения:

$$x = \frac{[\max R_{rs}(695 \leq \lambda \leq 720) - R_{rs}(\lambda = 670)]}{\max R_{rs}(695 \leq \lambda \leq 720)} \quad (1),$$

где $R_{rs}(695 \leq \lambda \leq 720)$ и $R_{rs}(\lambda = 670)$ вычисляются по спектру отражения морской воды [4]. В работе [4] показано наличие хорошей корреляции между величиной *x* и концентрацией хлорофилла *a* в воде.

4. Метод логарифмически трансформированного максимального отношения диапазонов [5]. Согласно этому методу, концентрация хлорофилла в морской воде вычисляется как:

$$[chl] = 10^{c_0 + c_1 R + c_2 R^2 + c_3 R^3 + c_4 R^4} \quad (2),$$

$$\text{где } R = \log_{10} \left(\frac{\max(R_{rs}(443); R_{rs}(488))}{R_{rs} 547} \right) \quad (3).$$

5. Метод использования наличия прямой зависимости между концентрацией хлорофилла и коэффициентом поглощения фитопланктона [6]:

$$a_{ph}(\lambda) + A(\lambda) [chl]^{B(\lambda)} \quad (4),$$

где $A(\lambda)$ и $B(\lambda)$ – спектральные коэффициенты.

При этом коэффициент поглощения фитопланктона определяется как:

$$a_{ph}(\lambda) = a_0(\lambda) + a_1(\lambda) \cdot \log_{10} \frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(490)} + a_2(\lambda) \cdot \left[\log_{10} \frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(490)} \right]^2 + a_3(\lambda) \cdot \left[\log_{10} \frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(490)} \right]^3 \quad (5),$$

где $a_1(\lambda)$, $a_2(\lambda)$ и $a_3(\lambda)$ – спектральные коэффициенты.

Вышеприведённый краткий обзор существующих нефлуоресцентных методов определения концентрации хлорофилла в морской воде с помощью вычисления отношений различных спектральных отсчётов показывает, что во всех

случаях используется только одна пара спектральных отсчётов, вычисленное отношение которых, в принципе, и определяет искомую концентрацию хлорофилла в морской воде. В то же время, вполне возможно использование в качестве базовой формулы для вычисления хлорофилла линейной скалярной свёртки двух различных функций отношений экспериментально определённых отсчётов.

Цель работы: разработка научно-методических основ предлагаемого инверсно-комбинированного параметрического метода определения концентрации хлорофилла в морской воде.

Задачами исследования являются: 1. Разработка обобщённого метода вычисления концентрации хлорофилла на основе двух отношений спектральных отсчётов на четырёх длинах волн в отражательном спектре. 2. Разработка свёрточно-параметрического метода измерения концентрации хлорофилла a в морской воде.

Решение задач исследования

Рассмотрим первую задачу исследования. Выражение (4) запишем в следующем виде:

$$[chl]^{B(\lambda)} = \frac{a_{ph}(\lambda)}{A(\lambda)} \tag{6}$$

Выражение (6) в обобщённом случае можно записать как:

$$F_1(chl) = f_1(ratio_1) \tag{7}$$

$$\text{где } ratio_1 = \frac{R_{rs}(\lambda_1)}{R_{rs}(\lambda_2)} \tag{8}$$

Из выражения (7) получим:

$$chl = F_1^{-1}[f_1(ratio_1)] \tag{9}$$

Как было отмечено выше, согласно работе [6], $\lambda_1 = 670$ нм; $\lambda_2 = 490$ нм. В соответствии с работой [7], для неглубоких водоёмов и береговых вод λ_1 может быть выбран из следующего множества: {412 нм; 443 нм; 490 нм; 510 нм} при $\lambda_2 = 555$ нм.

Можно показать, что любой из n количества вышеперечисленных методов, основывающихся на вычислении отношения двух спектральных отсчётов в спектре отражения, может быть представлен в обобщённой форме подобно выражению (9). В этом случае имеем:

$$chl = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n F_i^{-1}[f_i(ratio_{i_i})] \tag{10}$$

Таким образом, выражение (10) является математическим выражением предлагаемого обобщённого метода вычисления концентрации хлорофилла в морской воде.

Рассмотрим вторую задачу исследования. Предлагаемый свёрточно-параметрический метод измерения концентрации хлорофилла a в морской воде, в отличие от вышерассмотренных методов, не основан на вычислении отношений спектральных отсчётов. В предлагаемом методе используется экстремальное свойство взвешенной линейной скалярной свёртки, составленной из противофазно изменяющихся компонентов. Для пояснения сути предлагаемого метода воспользуемся результатами экспериментальных исследований, проведённых в береговой зоне [7]. На рисунке 1 приведены зависимости интенсив-

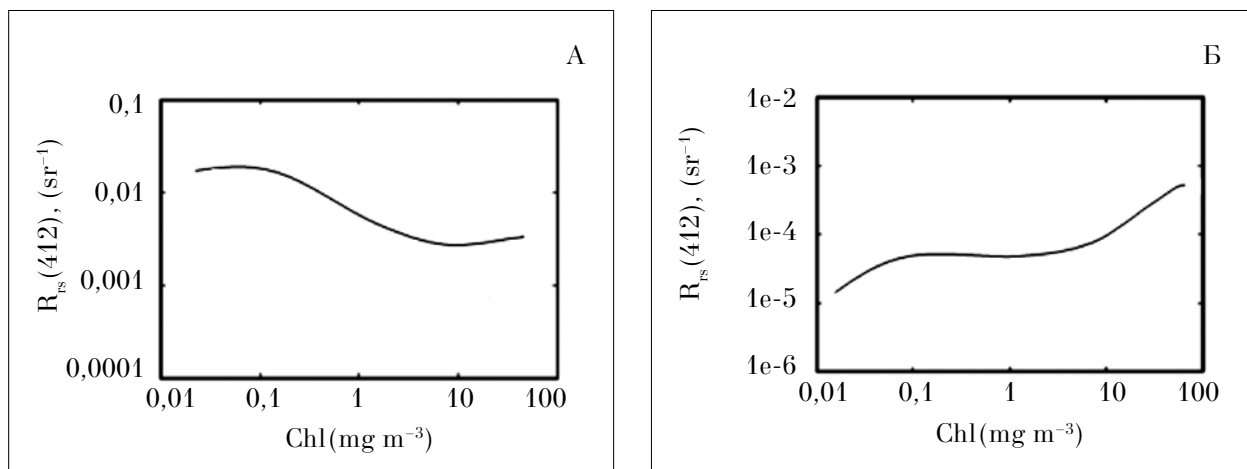


Рис. 1. Экспериментально полученные кривые зависимости интенсивности отраженного от морской воды сигнала от концентрации хлорофилла в воде. Кривые вычислены на базе экспериментальных данных с использованием алгоритма OC2 проекта SeaBAM [8]

ности отражённого от морской воды сигнала от концентрации хлорофилла при длинах волн $\lambda = 412$ нм и $\lambda = 670$ нм.

Как видно из графиков, приведённых на рисунке 1, соответствующие кривые на этих графиках могут быть отображены следующими функциями:

$$R_{rs}(412) + F_1(chl) \quad (11),$$

$$R_{rs}(670) + F_2(chl) \quad (12).$$

При этом функции F_1, F_2 являются монотонными функциями своих аргументов; функция F_1 является убывающей функцией своего аргумента, F_2 – возрастающей.

В этом случае возможно составление линейной скалярной свёртки:

$$F_0 = \alpha_1 \cdot F_1(chl) + (1 - \alpha_1) F_2(chl) \quad (13),$$

где α_1 – весовой коэффициент; $\alpha \leq 1$.

Согласно теории многокритериальной оптимизации для противофазных функций $F_1(chl)$ и $F_2(chl)$ скалярная свёртка в виде (13) имеет экстремум от аргумента chl . При этом величина chl , при которой F_0 достигает экстремума, и будет зависеть от значения коэффициента α_1 . С учётом вышеизложенного предлагается свёрточно-параметрический метод определения величины концентрации хлорофилла в морской воде, алгоритм реализации которого заключается в следующем:

1. Путём измерения определяются функции F_1 и F_2 .
2. Составляется свёртка (13).
3. Экспериментально определяется величина параметра α_1 в диапазоне $0 < \alpha \leq 1$, при которой фиксируется экстремум F_{0extr} .
4. Используя зависимость:

$$F_{0extr} = \alpha_1 \cdot F_1(chl_0) + (1 - \alpha_1) F_2(chl_0) \quad (14),$$

определяют искомую величину chl_0 .

Чтобы показать работоспособность предлагаемого метода, проведём теоретическое модельное исследование.

Модельные исследования

В ходе модельных исследований проведён анализ возможности использования предлагаемого метода определения концентрации хлорофилла в морской воде, а также анализ условий достижения свёрткой (13) экстремального значения.

Представим функции $F_1(chl)$ и $F_2(chl)$ в виде разложения в ряд Тейлора и оставим для упрощения выкладок первые три члена ряда:

$$F_1(chl) = F_{10} + F'_{10} \cdot chl + \frac{F''_{10} \cdot chl^2}{2} \quad (15),$$

$$F_2(chl) = F_{20} + F'_{20} \cdot chl + \frac{F''_{20} \cdot chl^2}{2} \quad (16).$$

С учётом выражений (13), (15), (16) получим:

$$F_0 = \alpha_1 (F_{10} + F'_{10} \cdot chl + \frac{F''_{10} \cdot chl^2}{2}) + (1 - \alpha_1) (F_{20} + F'_{20} \cdot chl + \frac{F''_{20} \cdot chl^2}{2}) \quad (17).$$

Исследуем выражение (17) на экстремум методом производных. Получаем:

$$\alpha_1 \cdot F'_{10} + \alpha_1 \cdot F''_{10} \cdot chl + (1 - \alpha_1) \cdot (F'_{20} + F''_{20} \cdot chl) = 0 \quad (18).$$

Из выражения (18) находим:

$$chl \cdot [\alpha_1 \cdot F''_{10} + (\alpha_1 - 1) \cdot F''_{20}] = \alpha_1 \cdot F'_{10} + (\alpha_1 - 1) \cdot F'_{20} \quad (19).$$

Из (19) окончательно имеем:

$$chl = \frac{\alpha_1 F'_{10} + (\alpha_1 - 1) F'_{20}}{\alpha_1 F''_{10} + (\alpha_1 - 1) F''_{20}} \quad (20).$$

Таким образом, так как $F'_{10}, F'_{20}, F''_{10}, F''_{20}$ заранее известны, при фиксированной величине α_1 по достижению F_0 экстремального значения chl может быть вычислен по формуле (20) или определён по заранее вычисленной номограмме зависимости chl от α_1 .

Нетрудно показать, что при

$$\frac{F'_{10}}{F''_{10}} \leq \frac{\alpha_1 - 1}{\alpha_1} \quad (21)$$

F_0 достигает максимальной величины, а в противном случае – минимального значения. На рисунке 2 приведён вычисленный на основе экспериментальных данных, опубликованных в [7], график зависимости α_1 от значения концентрации хлорофилла, при котором функция F_0 достигает максимальной величины.

С учётом вышеизложенного можно предложить следующую методику определения концентрации хлорофилла a в морской воде.

Проводится экстремальное исследование значения F_{0extr} в зависимости от весового коэф-

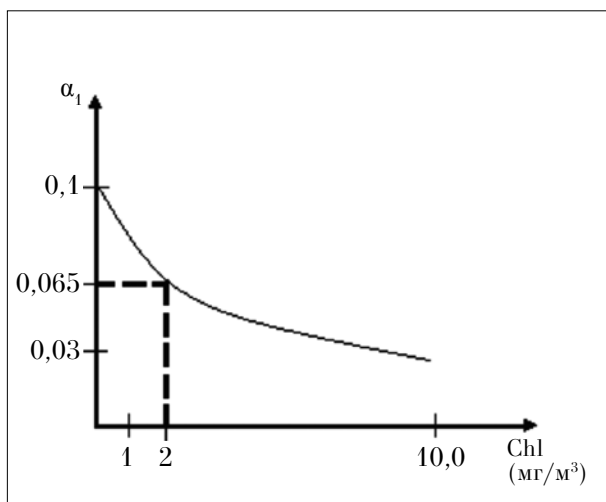


Рис. 2. График зависимости величины весового коэффициента α_1 , при котором наблюдается экстремум функции F_{0^*} , от значения концентрации хлорофилла

фициента α_1 и определяются соответствующие величины α_1 и $F_{0^{extr}}$ в точке экстремума.

Используется выражение (14), а также вычисленные величины α_1 и $F_{0^{extr}}$, определяется значение концентрации хлорофилла. С этой целью также может быть использован график, показанный на рисунке 2, согласно которому при весовом коэффициенте, равном 0,005, получим концентрацию хлорофилла, равную 2 мг/м³.

Обсуждения и выводы

Таким образом, проведённые модельные исследования показали работоспособность предлагаемого свёрточно-параметрического метода измерения концентрации хлорофилла в морской воде. Следует отметить, что для реализации предлагаемого метода могут быть использованы не только вышерассмотренные известные способы, использующие в качестве основы спектры отражённого сигнала, но и флуоресцентные методы, базирующиеся на анализе флуоресцентного спектра при возбуждении поверхности морских вод лазерным пучком.

Сформулируем основные выводы проведённого исследования:

1. Проведён краткий обзор наиболее часто используемых методов измерения концентрации хлорофилла в морской воде. Отмечено,

что все методы, базирующиеся на спектре отражения морских вод, используют в качестве информативного показателя отношения двух отсчётов на фиксированных длинах волн в спектре отражения.

2. Разработан обобщённый метод вычисления концентрации хлорофилла на основе множества отношений спектральных отсчётов при двух длинах волн на спектре отражения морской воды.

3. Разработан свёрточно-параметрический метод измерения концентрации хлорофилла в морской воде. Проведённые теоретические модельные исследования подтвердили работоспособность предложенного метода.

References

1. Gordon H., Morel A. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery. A Review, Springer Verlag, New York, 1983. 114 p.
2. Gitelson A., Nikanorov A.M., Sabo G., Szilagyi F. Etude de qualite des eaux de surface par teledetection, OAH Publications, 1986. 157 p.
3. Gitelson A.A., Yacobi Y.Z., Rundquist D.C., Stark R., Han L., Etzion D. Remote estimation of chlorophyll concentration in productive waters: Principals, algorithm development and validation // Advances in limnology. Stuttgart. 2000. V. 55. P. 121–136.
4. Ficek D., Zapadka T., Dera J. Remote sensing reflectance of Pomeranian lakes and the Baltic. Oceanologia. 2011. V. 53 (4). P. 959–970.
5. Lapucci Ch., Rella M.A., Brandini C., Ganzin N., Gozzini B., Maselli F., Massi L., Nuccio C., Ortolani A., Trees Ch. Evaluation of empirical and semi – analytical chlorophyll algorithms in the Ligurian and North Tyrrhenian Seas // Journal of Applied Remote Sensing. 2012. V. 6. P. 1–21.
6. Tiwari S.P., Shanmugam P. An optical model for the remote-sensing of absorption coefficients of phytoplankton in oceanic // Coastal Waters. Advances in Remote Sensing. 2012. V. 1. P. 19–34.
7. Cannizarro J.P., Carder K.L. Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters // Remote Sensing of Environment. 2006. V. 101. P. 13–24.
8. O'Reilly J.E., Maritorena S., Mitchell B.G., Siegel D.A., Carder K.L., et.al. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS // Journal of Geophysical Research. 1998. V. 103. P. 24937–24953.

Достоверность санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод при большом количестве случайных воздействий и отсутствии доминирующего фактора

© 2016. В. П. Усольцев, вед. инж.-электроник, С. И. Юран, гл. н. с.,
Ижевский государственный технический университет
им. М. Т. Калашникова,
426069, Россия, Удмуртская Республика, г. Ижевск, ул. Студенческая, 7,
e-mail: vpusoltcev@mail.ru, yuran-49@yandex.ru

На основании учёта параметров аварийных сбросов, времени между анализами и вероятности пропуска загрязнений, превышающих уровни предельно допустимого сброса (ПДС), рассчитаны вероятности получения ошибочных результатов экологического контроля, т. е. признания качества сточных вод неудовлетворительным при фактическом отсутствии превышения ПДС (при этом принимаются необоснованные экологические санкции) или признания сверхнормативных сбросов в качестве нормативных, что сопровождается экологическим риском и безвозмездным нанесением вреда окружающей среде.

Ключевые слова: очистные сооружения, предельно допустимые сбросы, санитарно-эпидемиологический анализ, сточные воды, экологические санкции.

Reliability of sanitary and epidemiologic analysis of sewage at a large number of casual impacts and absence the dominating factor

V. P. Usoltcev, S. I. Yuran,
Kalashnikov Izhevsk State Technical University,
7 Studencheskaya St., Izhevsk, Russia, 426069,
e-mail: vpusoltcev@mail.ru, yuran-49@yandex.ru

It is known that the existing methods of the analysis of sewage composition can reveal excess of maximum permissible concentration no more than ten percent of total of rated pollution. Therefore, the actual task is increase of reliability of sanitary and epidemiologic analysis of sewage and cleaning quality of industrial drains as for existence of traces of pollution. It is reached by accounting of probabilistic and time characteristics of a stream of pollution receipt at treatment facilities using probability theory, mathematical statistics, theory of mass service. Functioning of treatment facilities is mathematically presented as a real system, the research allows to receive information on sewage control quality and control reliability. As for the set frequency, only a part of sewage parameters is exposed to control, the analysis of their structure is made with errors and has a selective character. Thus time of the analysis can coincide with pollution existence, and this pollution can be identified. If pollution isn't identified, it can be missed. Results of the analysis are defined by methods of mathematical statistics. Selective control reduces assessment reliability of the analysis quality, but it reduces labor costs. Therefore frequency of carrying it out is an established proceeding as for economic reasons taking into account stability of the accepted technology of the sewage forming productions. On the basis of the accepted probabilistic model analytical expressions and requirements to the plan of decision-making at which the probability of adoption of unreasonable ecological sanctions and probability of an environmental risk, and also gratuitous harming environment didn't surpass the values established taking into account standards of the ISO 14000 series and interests of interested parties are developed. For concrete streams of sewage on the basis of statistical data relative errors of receiving the results of the analysis which aren't exceeding value of maximum permissible dumping which admit unsatisfactory are calculated. Thus unreasonable ecological sanctions, and also recognition of excess dumpings as the standard are accepted. It is followed by an environmental risk, gratuitous harming environment. Therefore for increase of reliability of the sanitary and epidemiologic analysis of sewage it is necessary to consider parameters of a stream of emergency dumpings, and also time between analyses and probabilities of the admission of

the pollution exceeding levels of maximum permissible dumpings. Thus the frequency of emergence and existence of these dumpings are defined by real operating time of the equipment. The technique allows to increase reliability of the sanitary and epidemiologic analysis and is necessary at design of treatment facilities, a choice of the equipment and technology of the analysis of sewage.

Keywords: treatment facilities, maximum permissible dumpings, sanitary and epidemiologic analysis, sewage, ecological sanctions.

Качество окружающей среды становится лимитирующим фактором социально-экономического развития и здоровья населения всё большего числа регионов России [1]. Особые требования предъявляются к водным ресурсам [2].

Существующие методы анализа водной среды могут выявить предельно допустимые концентрации лишь 10% общего количества нормированных веществ.

Сброс загрязнений со сточными водами допускается на уровне, не превышающем нормативы предельно допустимого сброса (ПДС), при этом реальные показатели сброса могут случайным образом меняться во времени под влиянием многочисленных технико-эксплуатационных факторов. Поэтому необходима оперативная разработка методической и нормативной базы оценки и повышения эффективности анализа сточных вод [3].

Является актуальным повышение достоверности санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод и качества очистки промышленных стоков на наличие следов загрязнений за счёт учёта вероятностно-временных характеристик потока поступления загрязнений на очистные сооружения.

Для повышения достоверности санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод разработана методика, опирающаяся на теорию вероятности, математическую статистику, теорию массового обслуживания. Функционирование очистных сооружений математически представлено в виде реальной системы, исследование которой позволяет получать информацию о качестве контроля сточных вод, и, соответственно, повысить достоверность санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод. Чтобы определить состав сточных вод, необходимо сделать множество различных химических и санитарно-бактериологических анализов. Для оценки бытовых сточных вод делают санитарно-химические анализы полного и сокращённого типа.

По полученным в результате санитарно-химических анализов данным за длительный промежуток времени выполняются оценки технологической эффективности работы

очистных сооружений. По результатам статистической обработки этих данных принимаются стратегические решения, совершенствуются методы проектирования очистных сооружений.

Сокращённый санитарно-химический анализ выполняется в промежутках между полными анализами для частичной характеристики сточных вод с целью:

- обнаружения и идентификации загрязнений, не предусмотренных ранее проектом или технологическим регламентом;
- обнаружения залповых сбросов сточных вод, способных перевести водоём или процессы очистки в неустойчивое состояние;
- получения характеристик, несущих «технологические сведения», т. е. позволяющих осуществлять контроль процесса очистки сточных вод и управление этим процессом.

Показатели работы очистных сооружений определяются на основании обработки представленных среднесуточных анализов проб сточных вод. Периодичность отбора, время хранения проб, методика, технология производственного контроля при очистке и обеззараживании сточных вод регламентированы и согласовываются с органами государственного надзора.

Из-за дискретности проведения анализа получаемая в результате контроля информация содержит неопределённость.

Для оценки ожидаемых интенсивностей появления и наличия загрязнений используются следующие подходы:

- статистический подход, заключающийся в максимально полном использовании статистики наличия загрязнений, а также данных о движении загрязнений на объектах-аналогах;
- экспертный подход, заключающийся в выработке оценки с учётом мнений специалистов в данной области.

Схематично поток сточных вод представлен на рисунке 1, где t – текущее время, t_0 – время начала наблюдений, T_n – время наблюдения, t_{1b} – время до появления первого загрязнения (случайная величина), t_{1c} – время наличия первого загрязнения (случайная величина), аналогично для второго и третьего

загрязнения, t_{im} – время до начала проведения первого санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод за время наблюдения (обычно детерминированная величина), t_{ii} – время проведения первого санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод за время наблюдения (обычно постоянная величина). Примем: T_{ib} – среднее время до появления загрязнения, T_{ic} – среднее время наличия загрязнения, λ_i – интенсивность поступления загрязнений, β_i – интенсивность протекания загрязнений. Интенсивность поступления загрязнений – λ_i – это среднее число появления загрязнений в единицу времени, величина, обратная T_{ib} . Интенсивность протекания загрязнений – β_i – это среднее число загрязнений в единицу времени, величина, обратная T_{ic} .

При проведении анализа все контролируемые параметры считаются равнозначимыми, и превышение любым из них норматива ПДС принимается за нарушение санитарной нормы.

Любая система контроля работает с погрешностями, кроме того, контролю подвергается только часть параметров сточных вод с заданной периодичностью, которая может меняться от нескольких часов (при ликвидации чрезвычайных происшествий) до нескольких лет [4]. Мерой определённости результатов санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод в большинстве случаев является достоверность контроля.

На рисунке 1 показано, что анализ сточных вод осуществляют периодически, он носит выборочный характер. Выборочный анализ является статистическим, если его объём и правила приёмки определены методами математической статистики, исходя из вероятностных характеристик и заданных значений надёжности оценки качества контроля. Выборочный контроль снижает достоверность оценки качества анализа, но уменьшает трудозатраты, поэтому периодичность его проведения назначается исходя из экономических соображений с учётом стабильности принятой технологии производственных процессов.

С использованием статистической оценки результатов контроля [5] решение об экологической обстановке в данном регионе принимается по выборке, состоящей из некоторого количества результатов анализов, выполненных через определённые промежутки времени. Следовательно, выборка должна с определённой достоверностью представлять параметры потока поступления сточных вод за время между анализами, т. е. быть репрезентативной. Наиболее распространёнными являются две вероятностные модели – биномиальная и гипергеометрическая.

Биномиальное распределение:

$$P(X = k) = C_i^k p^k (1-p)^{i-k} \quad (1),$$

где $C_i^k = \frac{k!(i-k)!}{i!}$ – биномиальный коэффициент, C_i^k – число сочетаний из i элементов по k , p – уровень дефектности (вероятность появления k превышений ПДК в генеральной совокупности за время между анализами).

Вероятность появления k превышений ПДК за время между соседними санитарно-эпидемиологическими анализами можно рассчитать по выражениям, приведённым в [6]. Формула (1) задаёт так называемое биномиальное распределение.

Оценка результатов анализа сточных вод выполняется по альтернативному признаку («превышены», «не превышены» уровни ПДС), вследствие чего результаты могут быть правильными либо ошибочными, что создаёт возможность получения четырёх вариантов:

- признать удовлетворительными результаты анализа при отсутствии загрязнения сточных вод, превышающего уровень предельно допустимого сброса (ПДС), то есть водопользование, соответствующее установленным требованиям, признаётся соответствующим (загрязнение сточных вод, превышающее значение ПДС за интервал времени между соседними анализами, отсутствует);

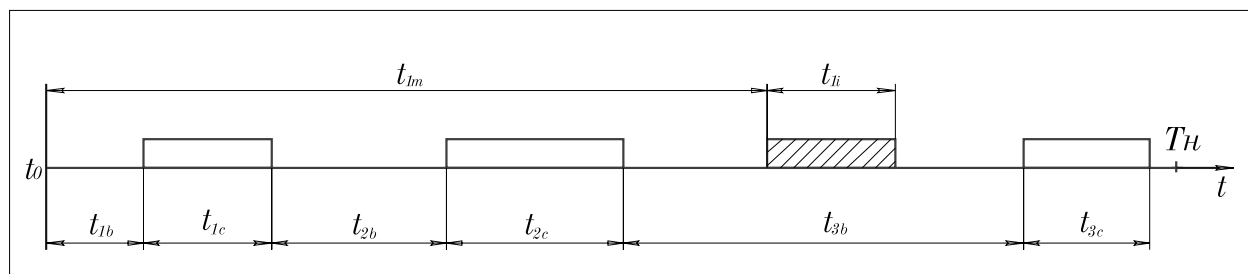


Рис. 1. Временные характеристики потока сточных вод

– признать неудовлетворительными результаты анализа, превышающие уровни ПДС, при этом накладываются обоснованные экологические санкции, то есть водопользование, не соответствующее установленным требованиям, признается несоответствующим (загрязнение сточных вод превышало значение ПДС за интервал времени между соседними анализами);

– признать неудовлетворительными результаты анализа, не превышающие уровни ПДС, при этом возможны необоснованные экологические санкции, то есть водопользование, соответствующее установленным требованиям, признаётся несоответствующим;

– принять отрицательные результаты анализа за удовлетворительные, то есть водопользование, не соответствующее установленным требованиям, признаётся соответствующим (сверхнормативные сбросы признаются в качестве нормативных, что сопровождается экологическим риском, безвозмездным нанесением вреда окружающей среде).

На практике деление результатов оценки качества анализа сточных вод на плохие и хорошие будет удовлетворительным в зоне неопределённости, примыкающей к значению ПДС в случае, когда назначаются два числа p_1 и p_2 , $p_2 > p_1$, доля p_1 называется приемлемым результатом, доля p_2 называется предельным допустимым результатом. Результаты считаются заведомо хорошими при $p \leq p_1$ и заведомо плохими при $p > p_2$. При $p_1 < p < p_2$ результаты считаются приемлемыми по качеству.

$$\begin{aligned} P(p) &\geq 1 - P(a) \text{ при } p \leq p_1 \\ P(p) &\leq P(b) \text{ при } p \geq p_2 \end{aligned}$$

Вероятность $1 - P(p_1) = P(a)$ – это вероятность того, что сточные воды имеют допустимый уровень качества, не превышающий ПДС, но признаются неудовлетворительными, при этом принимаются необоснованные экологические санкции.

Вероятность ложной приёмки, равная $P(p_2) = P(b)$, соответствует тому, что сточные воды имеют недопустимый уровень качества, сверхнормативные сбросы признаются в качестве нормативных, что сопровождается экологическим риском, безвозмездным нанесением вреда окружающей среде.

Требования к плану принятия решения состоят в том, чтобы вероятности ошибок $P(a)$ и $P(b)$ не превосходили заданных значений. Эти значения устанавливаются с учётом нормативных документов и интересов сторон.

Стандарты серии ISO 14000 не устанавливают конкретных критериев в отношении экологической эффективности из-за специфики конкретных производств [7, 8]. Наиболее распространены значения $P(a) = 0,05$ и $P(b) = 0,10$.

Определение вероятности применения необоснованных экологических санкций $P(a)$ или вероятности безвозмездного нанесения вреда окружающей среде $P(b)$ производится следующим образом:

$$P(a) = 1 - \sum_{i=0}^n C_n^i (1 - p_1)^{n-i} p_1^i \quad (2),$$

$$P(b) = 1 - \sum_{i=0}^n C_n^i (1 - p_2)^{n-i} p_2^i \quad (3).$$

Разложив выражения (2) и (3) в ряд и ограничившись первым членом ряда, что обеспечивает 95% точность, можно рассчитать относительные погрешности получения результатов анализа, не превышающих значения ПДС, которые признаются неудовлетворительными $\gamma(a)$, при этом принимаются необоснованные экологические санкции, а также признание сверхнормативных сбросов в качестве нормативных $\gamma(b)$, что сопровождается экологическим риском, безвозмездным нанесением вреда окружающей среде.

$$\gamma(a) = P(a) \frac{\left[1 + \left(\frac{2p_1}{p_2 - p_1}\right)(1 - P_i(t_m))\right]^2}{P_i(t_m)} - 1 \quad (4),$$

$$\gamma(b) = \frac{\left[1 + \left(\frac{2p_1}{p_2 - p_1}\right)(1 - P_i(t_m))\right]^2}{P_i(t_m)} - 1 \quad (5).$$

Как следует из выражений (4) и (5), при пропуске превышения значений ПДС за время между соседними анализами один раз (превышение не фиксировалось) относительная погрешность применения необоснованных экологических санкций составляет 5% от номинальной, относительная погрешность безвозмездного нанесения вреда окружающей среде составляет 11%. Пропуск превышения уровня ПДС за время между соседними анализами два раза даёт относительные погрешности соответственно 10% и 21%.

Для расчёта реальных относительных погрешностей, полученных из результатов анализа по выражениям (4), (5), рассчитаем вероятности пропуска загрязнений между анализами. Согласно начальным условиям, на поток

появления загрязнений сточных вод влияет большое количество случайных воздействий, отсутствует доминирующий фактор, поэтому можно принять для математической формализации данного потока, что время до появления загрязнений и время наличия загрязнений имеют экспоненциальное распределение.

Интенсивность появления загрязнений задается или рассчитывается по формулам на основе экспериментальных данных:

$$\lambda_b = \frac{N_b}{\sum_{i=1}^n t_{ib}},$$

где N_b – число появившихся загрязнений за время наблюдения T_n , $\sum_{i=1}^n t_{ib}$ – суммарная длительность времени отсутствия загрязнений за время наблюдения.

Интенсивность наличия загрязнений задается или рассчитывается по формуле:

$$\lambda_c = \frac{N_c}{\sum_{i=1}^n t_{ic}},$$

где N_c – число окончившихся сбросов за время наблюдения T_n , $\sum_{i=1}^n t_{ic}$ – суммарная длительность времени протекания загрязнений за время наблюдения.

Вероятность пропуска загрязнений сточных вод (т. е. вероятность того, что не будет пропущено ни одного загрязнения за время (t)) равна:

$$P(0) = 1 - \frac{(\lambda \cdot t)^0 e^{-\lambda t}}{0!} = 1 - e^{-\lambda t} \quad (6).$$

Конкретные значения интенсивности появления и наличия загрязнений можно получить из экспериментальных данных.

К опасным объектам относят предприятия химической, нефтеперерабатывающей промышленности, предприятия пищевой, мясомолочной промышленности, хладокомбинаты, продовольственные базы, имеющие холодильные установки, в которых в качестве хладагента используется аммиак, водоочистные и другие сооружения, использующие хлор, склады с запасом сильнодействующих химических веществ.

Только для нефтегазового комплекса, даже если учесть, что информация о части аварий предприятия является неполной, имеющиеся цифры говорят сами за себя. Ежегодно на предприятиях отрасли происходит около 50 крупных аварий и около 20 тыс. случаев, со-

провождающихся значительными разливами нефти, попаданием её в водоёмы, гибелью людей, большими материальными потерями, т. е. крупная авария происходит в среднем через 175,2 час, случай разлива нефти – в среднем через 26,3 мин. С учётом изложенного, примем, что среднее время до появления загрязнения может изменяться от 0,5 до 150 час. Примем среднее значение, равное приблизительно 50 час.

В соответствии с требованиями, установленными Постановлением Правительства РФ № 613 от 21.08.2000 г. «О неотложных мерах по предупреждению и ликвидации аварийных разливов нефти и нефтепродуктов» (в редакции от 15.04.2002 г.), регламентирующими совокупное время приведения в готовность и время прибытия к месту разлива, локализацию разливов нефти необходимо осуществить в сроки, равные 6 час на суше, 4 час на воде, при порыве трубопровода – 25% максимального объёма прокачки в течение 6 час, при проколе трубопровода – 2% максимального объёма прокачки в течение 14 дней. Анализ реальных случаев разгерметизации нефтепроводов для конкретных потоков сточных вод: в пойме реки Бишинды в начале марта 2006 г., аварии на магистральном нефтепроводе на водосборе реки Улуир в конце января 2008 г., аварийного разлива нефти вследствие разгерметизации магистрального нефтепровода в пойме реки Нурлинка в апреле 2009 г. – показывает, что среднее время устранения последствий загрязнений в большинстве случаев изменяется от нескольких суток до нескольких лет. Примем среднее время наличия загрязнения 240 час (10 сут).

Время между ближайшими проведением санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод в соответствии с постановлением Правительства РФ от 21.06.2013 № 525 «Об утверждении Правил осуществления контроля состава и свойств сточных вод» примем 17520 час (2 года) и в соответствии проектом Федерального Закона № 484225-5 «О водоснабжении и канализовании» – 4380 час (0,5 года).

Зависимость вероятности пропуска загрязнений сточных вод, превышающих уровни ПДС, от времени, рассчитанная по выражению (6), приведена на рисунке 2. На графиках представлена вероятность пропуска загрязнений сточных вод за время наблюдения в десять раз большее, чем среднее время отсутствия загрязнений. Очевидно, что чем больше время между анализами, тем вероятность пропуска загрязнений больше. Кроме того, чем больше значение λ , тем круче идёт график, то есть быстрее растёт вероятность пропуска загрязнений.

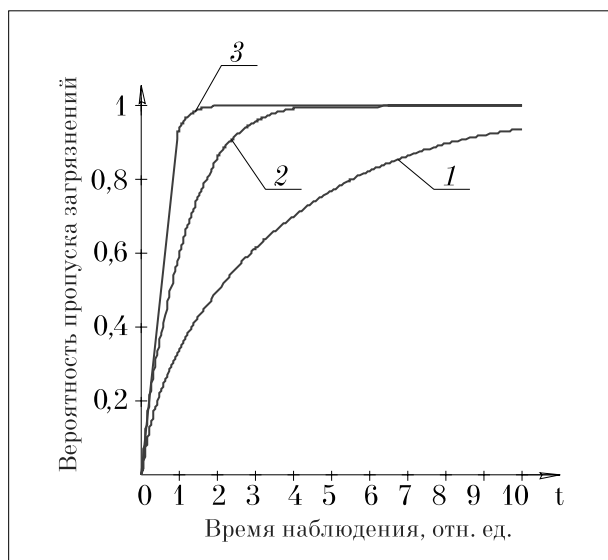


Рис. 2. Вероятность пропуска загрязнений сточных вод за время между анализами: 1 – $\lambda=0,5$; 2 – $\lambda=1,0$; 3 – $\lambda=2,0$

Если интенсивность появления загрязнений велика, то вероятность их пропуска быстро растёт с увеличением времени между анализами. По приведенному графику можно оценить вероятность отсутствия загрязнений сточных вод, превышающих значение ПДС, для конкретного потока сточных вод. Для анализируемого случая $P(0) = 1$, т. е. за 0,5 г. и за 2 г. загрязнения будут обязательно пропущены. За 24 часа (1 сут) $P(0) = 0,381$, что тоже весьма большая величина.

Это объясняет наличие высокой вероятности ошибки контроля, зависящей от числа измерений, среди которых по расчётам профессора О. М. Розенталя доля ошибочных измерений 0,08 (пример совершенной лаборатории) или 0,21 (рядовая лаборатория).

Таким образом, при проектировании очистных сооружений, выборе методики, аппаратуры и технологии анализа при большом количестве случайных воздействий и отсутствии доминирующего фактора применение разработанной методики свидетельствует о том, что в целях повышения достоверности санитарно-эпидемиологического анализа сточных вод для конкретных потоков сточных вод необходимо учитывать параметры аварийных сбросов, время между анализами и вероятности пропуска загрязнений, превышающих уровни ПДС, частота появления и наличие которых определяется реальным временем работы оборудования.

Работа выполнена при поддержке Федеральной целевой программы «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России»

(Государственный контракт № 16.740.11.0468 от 13.05.2011).

Литература

1. Гринин А.С., Новиков В.Н. Безопасность жизнедеятельности: Учебное пособие. М.: ФАИР-ПРЕСС, 2003. 288 с.
2. Лимонов Ю.Ю., Ашихмина Т.Я., Савиных В.П. Анализ загрязнения сточными водами городов среднего течения реки Вятки // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 108–113.
3. Ашихмина Т.Я. Научно-методические основы комплексного экологического мониторинга окружающей среды в районах объектов хранения и уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 23–24.
4. Козлитин А.М., Попов А.И. Методы технико-экономической оценки промышленной и экологической безопасности высокорисковых объектов техносферы. Саратов: Саратов. гос. техн. ун-т, 2000. 216 с.
5. Статистические методы контроля качества продукции / Под ред. Л. Ноулера. М.: Издательство стандартов, 1989. 96 с.
6. Алексеев В.А., Усольцев В.П., Юран С.И. Обобщенная вероятностная математическая модель поступления сточных вод на очистные сооружения при залповых сбросах // Интеллектуальные системы в производстве. 2014. № 1(23). Ижевск: Изд-во ИжГТУ, 2014. С. 108–113.
7. ISO 14001:2004 «Системы экологического менеджмента. Требования и руководство по применению».
8. ISO 14004:2004 «Системы экологического менеджмента. Руководящие указания по принципам, системам и методам обеспечения функционирования».

References

1. Grinin A.S., Novikov V.N. Life safety: teaching aid. M.: FAIR-PRESS, 2003. 288 p. (in Russian).
2. Limonov Yu. Yu., Ashikhmina T. Ya., Savinykh V. P. Analysis of the sewage pollution of the cities of the middle reaches of the Vyatka river // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2013. № 2. P. 108–113 (in Russian).
3. Ashikhmina T. Ya. Scientific and methodical bases of complex ecological monitoring of environment in regions of objects of storage and destruction of the chemical weapon // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2007. № 2. P. 23–24 (in Russian).
4. Kozlitin A. M., Popov A. I. Methods of a technical and economic assessment of industrial and ecological safety of high-risk objects of technosphere. Saratov: Sarat. gos. tekhn. un-t, 2000. 216 p. (in Russian).
5. Statistical methods of production quality control / Ed. L. Nouler. M.: Izdatelstvo standartov, 1989. 96 p. (in Russian).
6. Alekseev V. A., Usoltsev V. P., Yuran S. I. The generalized likelihood mathematical model of sewage receipt by the treatment facilities at volley dumps // Intellekturnye sistemy v proizvodstve. 2014. № 1 (23). Izhevsk: Izd-vo IzhGTU, 2014. P. 108–113 (in Russian).
7. ISO 14001:2004 «Systems of ecological management. Requirements and application guide» (in Russian).
8. ISO 14004:2004 «Systems of ecological management. Guidelines on the principles, systems and methods of ensuring functioning» (in Russian).

Применение компьютерной рентгеновской томографии для исследования процессов осадконакопления в озёрах Республики Татарстан

© 2016. Д. В. Иванов¹, к. б. н., зам. директора, И. И. Зиганшин¹, к. г. н., с. н. с., Р. Р. Сафин², зав. лаб., Д. Р. Гайнуллина¹,

¹ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28,

² АО «Региональный центр инжиниринга в сфере химических технологий», 422624, Россия, Республика Татарстан, с. Столбище, ул. Лесхозовская, 32, e-mail: water-rf@mail.ru, rce-chem@mail.ru

В числе инструментальных методов варвахронологических исследований донных отложений, направленных на установление их абсолютного и относительного возраста, широкое развитие в мире получила методика компьютерной рентгеновской томографии (КРТ), преимуществом которой является высокая прецизионность при выделении годовых слоёв, неразрушающее действие на образец и возможность диагностики внутренней структуры ядра. В России применение КРТ для анализа структуры донных отложений находится на начальной стадии развития. Впервые для озёр Республики Татарстан отработана методика использования КРТ для определения параметров осадконакопления и структуры донных отложений. Применительно для компьютерного томографа Vltome | m240 (Phoenix X-ray) отработаны основные режимы сканирования воздушно-сухих образцов донных отложений. Метод КРТ в совокупности с данными полевого и лабораторного исследования кернов и их отдельных фрагментов позволил с высокой степенью достоверности определить скорость современного осадконакопления в трёх карстовых озёрах республики: Атаманское и Большое Глубокое – 2 мм/год, Пиголи – 5 мм/год. Скорость озёрного осадконакопления находится в пределах «фоновых» значений, характерных для водоёмов республики. Показано, что в озере Большое Глубокое катастрофическое заиление (более 20 мм/год), имевшее место в первой половине XIX в., сменилось стабильным режимом осадконакопления с доминированием внутриводоёмных процессов синтеза и аккумуляции вещества. Выявлено наличие тонкой слоистости в структуре современных озёрных отложений, отражающее сезонную картину автохтонного и аллохтонного поступления взвешенного материала в ложе водоёма. Отмечены эффект уплотнения внешней части кернов в процессе отбора пробы стратиграфической трубкой ГОИН, обусловленный воздействием на её внутреннюю часть фрикционных и деформационных сил, а также эффект вертикального смещения годовых слоёв осадка, которые следует учитывать при интерпретации получаемых данных. В отдельных фрагментах исследованных кернов озёр Пиголи и Атаманское слоистость осадков не проявилась, что объясняется как стабильным режимом осадконакопления в данных водоёмах, так и их гидрологическими, морфометрическими и биопродукционными особенностями.

Ключевые слова: донные отложения, варвахронология, компьютерная рентгеновская томография, озёра, Республика Татарстан.

Application of X-ray computer tomography for researching sediment processes in lakes of the Republic of Tatarstan

D. V. Ivanov¹, I. I. Ziganshin¹, R. R. Safin², D.R. Gaynullina¹,

¹ Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28 Dauraskaya St., Kazan, Russia, 420087,

² Joint-stock company «Regional engineering center for chemical technologies», 32 Leshozovskaya St., Stolbishe, Russia, 422624, e-mail: water-rf@mail.ru, rce-chem@mail.ru

Among the instrumental methods of varvochronological research of bottom sediments aiming at establishing their absolute and relative age, the method of X-ray computed tomography (CT) extensive has been developed. Its advantage is in high precision in the determination of annual layers, non-destructive effect on the sample and the possibility of diagnosing the internal structure of the core. In Russia the use of CT for the analysis of sediment structure is still at an early stage of development. For lakes of the Republic of Tatarstan CT methods of determining sedimentation

parameters and sediments structure were used for the first time. The basic modes of scanning air-dry samples of bottom sediments were worked out for «Phoenix | X-ray» computer tomograph. The CT method with the data of field and laboratory researches of cores and their individual fragments allowed with a high degree of accuracy to determine the rate of sedimentation in three karst lakes of the republic: the Atamanskoe and the Bolshoe Glubokoe – 2 mm/year, the Pigoli – 5 mm/year. The sedimentation rate is within the «background» limits typical for the natural reservoirs of the Republic. It's shown that in the Bolshoe Glubokoe lake the disastrous siltation (over 20 mm/year) characteristic for the first half of XIX century has changed into a stable regime of sedimentation dominated by inner processes of synthesis and accumulation of the substance. Fine stratification in the structure of modern lake sediments reflecting the seasonal pattern of autochthonous and allochthonous admission of suspended material in the reservoir's bottom was revealed. The effect of sealing of the core outside part during sampling with stratigraphic SOI tubes was noticed, it takes place due to the impact of friction and deformation forces on the interior. Also the effect of vertical displacement of the annual layers of sediment was stated. The above mentioned effects should be considered during interpreting the data. In some fragments of investigated cores of the Pigoli and the Atamanskoe the stratification of sediments wasn't found due to a stable regime of sedimentation in these reservoirs, as well as to their hydrological, morphometric and bioproductual features.

Keywords: sediments, varvchronology, X-ray computed tomography, lakes, the Republic of Tatarstan.

Изучение и оценка состава и свойств донных отложений (ДО) озёр являются неотъемлемой составляющей исследований водных экосистем. С учётом поставленных задач они могут быть ориентированы на характеристику условий обитания бентосных организмов, выяснение роли ДО в формировании гидрхимического режима водных масс, изучение параметров загрязнения илов органическими и неорганическими веществами и разработку мероприятий по экологической реабилитации водоёмов. ДО являются удобным объектом при палеорекострукциях ландшафтов, так как содержат биологическую и химическую информацию о биоклиматических и геохимических условиях за весь период существования водоёма. В этом направлении выполнен целый ряд исследований на разнотипных озёрах мира [1].

Изучение параметров осадконакопления приобретает особое значение в целях оценки заиления озёр, прудов и водохранилищ. Получаемые при этом данные позволяют не только характеризовать текущее состояние водных объектов, но и прогнозировать возможные уровни их заиления при разных вариантах развития событий, а также предложить вполне конкретные природоохранные рекомендации, например, по полному или частичному изъятию из водоёма ДО, строительству очистных сооружений для ликвидации сброса взвешенных веществ и т.д.

Современные методы изучения состава и строения ДО озёр многообразны. Начиная с 1980-х гг. при определении параметров озерного осадконакопления стал использоваться метод компьютерной рентгеновской томографии (КРТ) [2]. Метод основан на неразрушающем изучении внутренней структуры материала и представляет собой послойное ис-

следование структуры неоднородных образцов пород в рентгеновском излучении, основанное на зависимости линейного коэффициента поглощения в рентгеновском диапазоне от состава и плотности вещества. Метод отличается неdestructивностью, простотой процедуры анализа, оперативностью, а также высокой информативностью получаемых данных. Использование соответствующего программного обеспечения позволяет создавать 3D-модели образца.

В отечественной практике методика КРТ используется преимущественно при изучении кернов геологических отложений [3]. Применение томографии для анализа состава и структуры ДО носит единичный характер [4, 5], несмотря на то, что позволяет с высокой точностью определять мощность годовых слоёв и целый ряд важных свойств ДО, которые невозможно установить другими известными способами.

Материалы и методы

Для исследования в 2014–2015 гг. структуры и хронологии ДО методом КРТ было использовано несколько фрагментов кернов ненарушенного сложения, отобранных в профундали озер Республики Татарстан (РТ) трубкой ГОИН TF1.

1) КERN ДО оз. Большого Глубокого г. Казани. Мощность керна 80 см, его описание опубликовано в работе [6]. Колонка отложенный после высушивания распалась на годовые слои, хорошо отличимые визуально. Для КРТ выбран фрагмент керна с глубины 8,5–13 см, имеющий заметную микрослоистость, но не разделившийся при высушивании. По причине небольшой мощности слоёв визуальный подсчёт их количества осуществить было

невозможно. Предварительные оценки показали, что верхняя часть колонки озёрных отложений содержит 47 микрослоёв, отражающих, соответственно, 47 годовых циклов седиментации (с 1967 по 2014 гг.).

2) Керн ДО оз. Атаманского (Спасский район, с. Три озера, памятник природы регионального значения). Тип отложений – глинистый ил. Для исследования использован фрагмент 35–42 см.

3) Керн ДО оз. Пиголи Лаишевского района. Колонка глинистого ила мощностью 46 см. Слоистость при высушивании не проявилась. Расчётным методом определена скорость осадконакопления – 10 мм/год. Для исследования использован фрагмент керна 7–17 см.

Эксперименты по изучению структуры ДО выполнены в лаборатории рентгенологических исследований ОАО «Региональный центр инжиниринга в сфере химических технологий» на компьютерном томографе Vtome | m240 (Phoenix X-ray) компании «GE Sensing & Inspection Technologies GmbH». Для визуализации процесса настройки и сканирования использовано программное обеспечение VGStudioMAX 2.1. Важно отметить, что для обеспечения высокого качества КРТ перед каждым получением изображения всегда должны создаваться новые корректировки. Изображения получаются непрерывно с использованием текущего времени интегрирования. Чем больше интегрирование используется на изображение, тем меньше видны помехи и тем больше времени занимает получение изображения. Для каждого из кернов получено 2000 изображений. Время сканирования одного образца составило около 90 мин. Компьютерные томограммы фрагментов кернов ДО представлены на рисунке 1.

Результаты и обсуждение

Варвохронология озёрных отложений

Озёрные отложения, как и любые слоистые геологические образования, представляют собой «книгу записи» информации о геологическом (голоценовом) или ближайшем (несколько десятилетий) историческом времени, рассказывающую о природно-климатических или антропогенных событиях, происходивших на данной территории. Для оценки антропогенного воздействия данные о естественных изменениях параметров среды в прошлом, которые предоставляет нам изучение слоистых ДО, имеют огромное значение. По своей природе, обладая свойством дискретности, слоистые ДО позволяют количественно оценивать

изменения природных условий в период их накопления: литологический состав и мощность слоёв позволяют судить об изменениях климата, пыльца растений и диатомовые водоросли, содержащиеся в ДО – об изменениях растительного покрова и состава воды водоёма, соответственно.

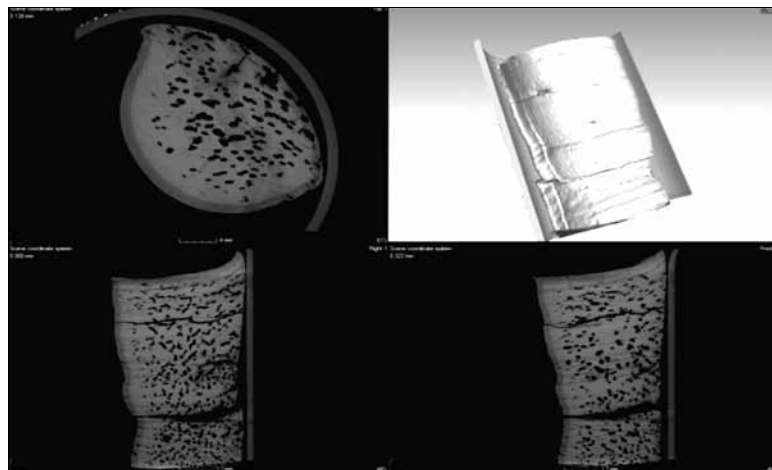
Хронология ДО основана на определении их возраста путём подсчёта слоёв и соотношения их со временем образования. За рубежом этот метод принято называть «варвохронологическим», а также методом де Геера (De Geer). Условием применения метода варвов является наличие сезонной слоистости осадка, когда в течение года формируется пара слоёв, обычно различающихся гранулометрическим составом и окраской.

Выделение таких пар (варвов) и их подсчёт позволяет определить продолжительность накопления осадков и их относительный возраст. У исследователя не всегда есть возможность достоверно оценить количество слоёв. Годичные слои могут быть слишком тонкими или недостаточно контрастно окрашенными. С другой стороны, при катастрофическом заилении годичные слои могут иметь мощность более 20 см. В этом случае сезонные циклы седиментации могут быть ошибочно интерпретированы как годичные слои.

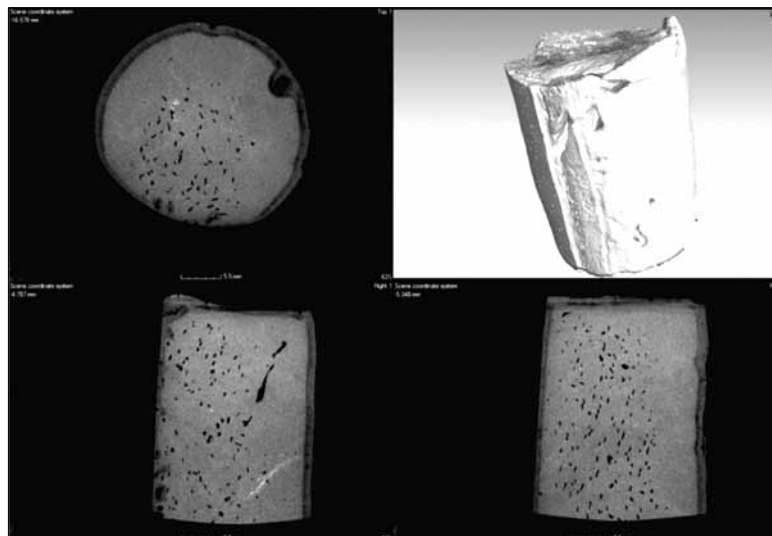
Хронология донных отложений озёр Республики Татарстан

Выполненные ранее исследования состава и свойств ДО озёр РТ позволили установить среднюю скорость современного осадконакопления в озёрах РТ – 5 мм/год [6–8]. При этом отмечалась значительная вариабельность мощности годовых слоёв осадка: от десятых долей миллиметра до нескольких сантиметров. Это связано с тем, что в пределах современной территории РТ в течение последних 200 лет произошли существенные перестройки в характере и темпах озёрного осадконакопления. Они обусловлены сведением лесов и распашкой земель, что вызвало активизацию эрозионных явлений и ускорение процессов заиления озёр.

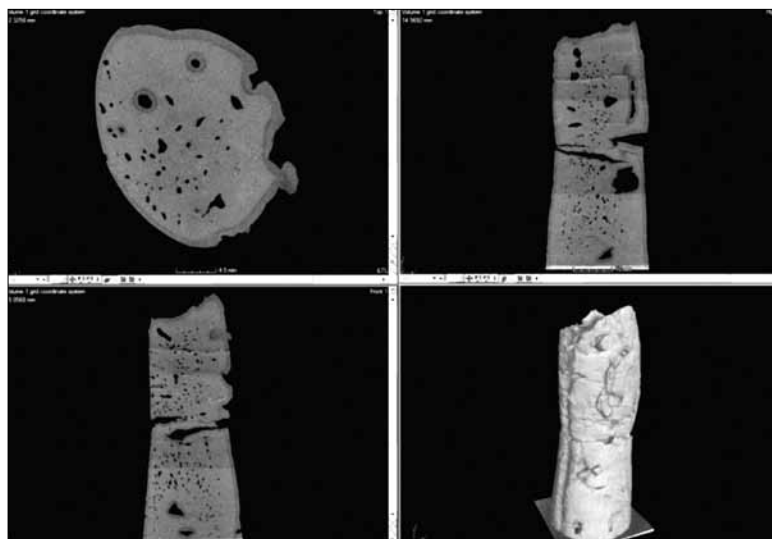
При исследовании керна ДО оз. Атаманское визуально не было отмечено дифференциации в строении отложений: он выглядел однородным по цвету и структуре. При высушивании керн распался на несколько сегментов длиной от 1 до 9 см. Расслоение керна может быть обусловлено двумя причинами: 1) отделением друг от друга годовых слоёв отложений, 2) уменьшением объёма при испарении воды и последующим «разрывом»



оз. Б. Глубокое



оз. Атаманское



оз. Пиголи

Рис. 1. Рентгенограммы фрагментов кернов ДО

сплошности. В первом случае отделение одного годового слоя осадка от другого чаще всего происходит, если имеет место неоднородность в годовом цикле седиментации. Например, когда аллохтонное накопление грубозернистых осадков с малым содержанием органического вещества сменяется аккумуляцией автохтонных глинистых частиц и биогенных взвесей. Последние, осаждаясь на дно водоёма, формируют своеобразную «жировую прослойку» между текущим и последующим годовыми циклами осадконакопления. По линии этой прослойки и происходит разделение годовых слоёв, что даёт возможность максимально точно рассчитать их количество и связать мощность слоя со временем его образования.

В зависимости от характера осадконакопления в конкретном водоёме образование такого рода прослоек может и не наблюдаться, что мы, в частности, отмечали в ДО оз. Атаманское. Визуальным методом выделение здесь годовых слоёв и точное определение скорости накопления ДО представлялось затруднительным. В связи с этим с использованием рентгеновской томографии был изучен характер слоистости фрагмента керна ДО мощностью 7 см, охватывающего интервал глубин 35–42 см (рис. 1). Анализ томограммы показал, что в вертикальной проекции керна слоистость отсутствует, отражая тем самым стабильный режим осадконакопления. В таких мелководных озёрах как Атаманское (максимальная глубина 2 м) на формирование варвов может оказывать влияние ряд факторов, в т. ч. высокая активность организмов бентоса, перемешивающих ДО, а также взмучивание ДО и переотложение взвешенных частиц за счёт движений воды, вызванных ветром.

При КРТ сегмента керна оз. Атаманское отчётливо проявились внутренние поры иловых отложений. Поровое пространство играет важную роль в газовом и водном режимах, обеспечивая условия существования донных организмов. В ДО поры могут быть образованы ходами беспозвоночных – представителей донной фауны. Определённая доля порозности обязана процессам газообразования при деструкции органического вещества ДО, сопровождаемой выделением в придонные слои воды метана, сероводорода, углекислого газа. При этом образуются пузырьки газа, создающие мельчайшие полости в теле осадка. Количество пор и их размер меняются с глубиной. Это, в частности, заметно при сравнении поверхностных слоёв ДО оз. Б. Глубокое и более глубоких слоёв оз. Атаманское (рис. 1).

Уменьшение числа пор и их диаметра связано с уплотнением осадка, а также со снижением интенсивности микробиологической деструкции органики по мере «старения» слоя.

Отметим характерный эффект, проявившийся только при рентгеновском сканировании, связанный с уплотнением внешнего слоя керна при проникновении трубки ГОИН в донный грунт. Он проявляется в виде потемнения окраски по периметру керна (рис. 1). Данный эффект обусловлен воздействием на внутреннюю часть колонки фрикционных и деформационных сил и подробно описан в зарубежной литературе [9], но в отечественных публикациях не нашёл своего отражения.

Ещё один эффект, характерный для отбора проб ДО при помощи гравитационных трубок, заключается в вертикальном сжатии колонки. Одни слои при этом могут сжиматься сильнее, чем другие. Это зависит от влажности слоя, его плотности, гранулометрического состава, длины колонки. Эффект уплотнения необходимо учитывать при определении мощности годовых слоёв ДО. Однако на практике такую поправку сложно реализовать.

На рисунке 2 в сегменте керна оз. Б. Глубокое обнаруживается смещение слоёв относительно друг друга, проявляющееся в нарушении параллельности сложения. Оно связано не столько с описанным выше явлением уплотнения, сколько с процессом манипуляции с трубкой ГОИН при её извлечении из воды и при дальнейшем извлечении вкладыша. Текучие слои ила верхней водонасыщенной части керна при перемещении трубки в горизонтальную плоскость смещаются относительно друг друга в зависимости от содержания в них влаги. Поэтому верхние части кернов растекаются по поверхности вкладыша, в связи с чем выделение в них годовых слоёв становится невозможным.

На томограмме фрагмента керна оз. Б. Глубокое нами выделено 26 годовых слоёв ДО (рис. 1). Мощность варвов варьирует здесь от 0,2 до 2 мм (рис. 2) и уменьшается снизу вверх, свидетельствуя о том, что осадконакопление в озере за последние 50 лет стабилизировалось и носит большей частью автохтонный характер. Средняя мощность варва в этом сегменте керна составляет 1,7 мм. Параметры осадконакопления необходимо корректировать на естественное сложение ДО во влажном состоянии, для чего требуется оценивать изменения в объёме слоёв при потере ими влаги. Уменьшение объёма керна при высушивании составило около 20%, а коэффициент пересчёта на естественную влажность – 1,2. Таким образом, средняя мощность

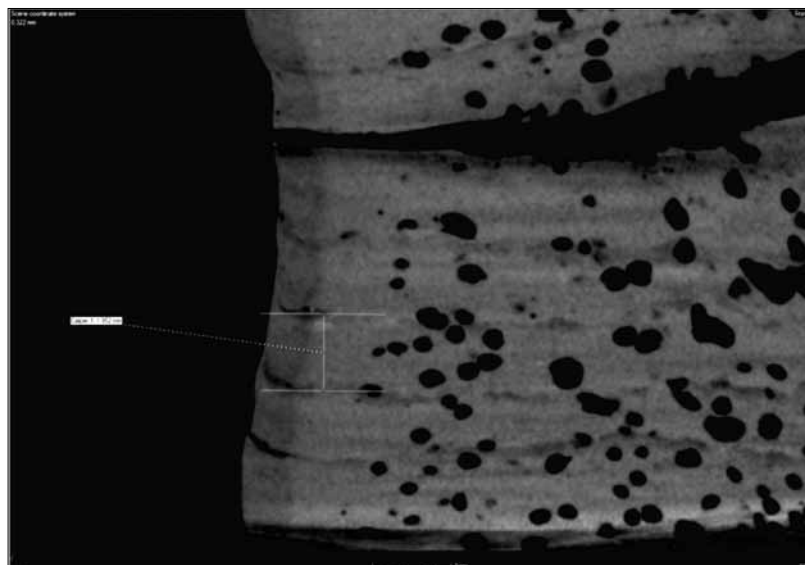


Рис. 2. Фрагмент керна оз. Б. Глубокое (увеличено): толщина варва 1,952 мм

варва в современных ДО озера составит 2,0 мм. При толщине верхнего сегмента керна 9,5 см количество годовых слоёв в нём будет равно 47. Таким образом, можно утверждать, что верхняя часть керна характеризует 47-летний период формирования ДО оз. Б. Глубокое (1967–2014 гг.), что ранее высказывалось как предположение [6].

При сравнении средней и максимальной глубин в оз. Атаманское за 1968–2015 гг. установлено, что за аналогичный период (47 лет) существенного уменьшения глубины озера за счёт заиления не произошло, а средняя скорость осадконакопления в озере не превышает 2 мм/год. Таким образом, в озёрах Б. Глубокое и Атаманское скорость накопления ДО находится на одном уровне. Прогноз заиления для обоих озёр благоприятный: при сохранении существующих темпов заиления прирост ДО за 100 лет не превысит 20 см.

По результатам оценки изменений морфометрических показателей оз. Пиголи (средняя и максимальная глубины, отметки уреза воды) за период с 1968 по 2014 гг., а также на основании данных исследования керна ДО установлено, что современная скорость осадконакопления в озере может достигать 10 мм/год. В верхней части исследованного сегмента керна чётко обозначились годовые слои мощностью 4–6 мм (рис. 1). Однако в нижней её части слоистость в процессе томографии не проявилась. В целом можно принять, что современная скорость осадконакопления в озере составляет 5 мм/год, соответствуя средней скорости осадконакопления в озёрах Татарстана.

Заключение

Компьютерная томография на сегодняшний день является одним из наиболее эффективных и высокоточных инструментальных методов исследования структуры ДО, который можно применять при определении возраста отложений и установлении параметров осадконакопления в водоёмах. В отечественных научных исследованиях метод пока не нашёл широкого применения, что, по-видимому, связано не только с отсутствием необходимой приборной базы в научных центрах, но и в целом с ограниченным объёмом стратиграфических исследований озёрных отложений. Метод КРТ наиболее эффективен при наличии тонкой слоистости в структуре отложений, а также при исследовании однородных по структуре кернов, когда визуальные методы исследования не дают однозначных и достоверных результатов. Использование КРТ для исследования структуры ДО озёр РТ позволило выявить наличие вертикальных и горизонтальных деформаций в структуре отложений, возникающих в процессе отбора стратиграфических колонок гравитационной трубкой ГОИН, а также зависимость величины пористости отложений от глубины исследуемого слоя.

На основании изучения колонок ДО трёх озёр (Атаманское, Пиголи, Б. Глубокое) методом КРТ выполнена корректировка ранее полученных данных об относительном возрасте отложений и мощности отдельных варвов. Скорость современного осадконакопления в озёрах Б. Глубокое и Атаманское оценивается величиной 2 мм/год, в оз. Пиголи – 5 мм/год.

Литература

References

1. Mörner N.-A. Varve chronology // *Geochronology Methods and Case Studies*. In Tech, 2014. 204 p.
2. Herman G.T. *Fundamentals of computerized tomography: Image reconstruction from projection*. 2nd edition. London: Springer, 2009. 435 p.
3. Галкин С.В., Ефимов А.А., Кривошечков С.Н., Савицкий Я.В., Черепанов С.С. Применение метода рентгеновской томографии при петрофизических исследованиях кернa нефтяных и газовых месторождений // *Геология и геофизика*. 2015. № 5. С. 995–1007.
4. Корост Д.В., Хомяк А.Н., Белохин В.С., Гилязетдинова Д.Р., Хлыстов О.М., Ахманов Г.Г. Позднечетвертичные отложения озера Байкал: предварительные результаты рентгентомографических исследований // *Морские исследования и образование: Сб. тез. III междунар. конф. М., 2014. С. 118–120*.
5. Гилязетдинова Д.Р., Ахманов Г.Г., Хлыстов О.М., Абросимов К.Н. Особенности состава и строения грязевых вулканов озера Байкал: предварительные результаты рентген-томографических исследований // *Морские исследования и образование: Сб. тез. III междунар. конф. М., 2014. С. 39–40*.
6. Иванов Д.В., Сонин Г.В., Тишин Д.В., Иванова А.Д., Шнепп А.В. Эволюция системы Глубоких озёр г. Казани в XX–XXI вв. // *Российский журнал прикладной экологии*. 2015. № 1. С. 31–38.
7. Иванов Д.В. Параметры осадконакопления в озёрах системы Кабан г. Казани // *Российский журнал прикладной экологии*. 2015. № 2. С. 20–25.
8. Иванов Д.В., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В. Оценка скорости осадконакопления в озёрах Казани и Приказанья // *Георесурсы*. 2011. № 2 (38). С. 46–48.
9. Иванов Д.В., Шагидуллин Р.Р., Зиганшин И.И., Осмелкин Е.В. Взаимосвязь вещественного состава озёрных отложений и антропогенного преобразования природных ландшафтов Республики Татарстан // *Экология и промышленность России*. 2011. № 6. С. 35–38.
10. Tracking environmental change using lake sediments. V. 1. Basin analysis, coring and chronological techniques. Dordrecht, Boston: Kluweracad. publ., 2002. 548 p.

1. Mörner N.-A. Varve chronology // *Geochronology Methods and Case Studies*. In Tech, 2014. 204 p.
2. Herman G.T. *Fundamentals of computerized tomography: Image reconstruction from projection*. 2nd edition. London: Springer, 2009. 435 p.
3. Galkin S.V., Yefimov A.A., Krivoshechekov S.N., Savitskiy Ya.V., Cherepanov S.S. X-ray tomography in petrophysical studies of core samples from oil and gas fields // *Geologiya i geofizika*. 2015. № 5. P. 995–1007 (in Russian).
4. Korost D.V., Khomyak A.N., Belokhin V.S., Gilyazetdinova D.R., Khlystov O.M., Akhmanov G.G. Late quaternary sediments of the lake Baikal: preliminary results of X-ray tomographic studies // *Morskiye issledovaniya i obrazovaniye: Sb. tez. III mezhdunar. konf. M., 2014. P. 118–120* (in Russian).
5. Gilyazetdinova D.R., Akhmanov G.G., Khlystov O.M., Abrosimov K.N. Peculiarities of composition and structure of mud volcanoes of the lake Baikal // *Morskiye issledovaniya i obrazovaniye: Sb. tez. III mezhdunar. konf. M., 2014. P. 39–40* (in Russian).
6. Ivanov D.V., Sonin G.V., Tishin D.V., Ivanova A.D., Shnepp A.V. Evolution of the Glubokoe lake system of Kazan City in XX–XXI century // *Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii*. 2015. № 1. P. 31–38 (in Russian).
7. Ivanov D.V. Sedimentation in the Kaban lake system of Kazan city // *Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii*. 2015. № 2. P. 20–25 (in Russian)
8. Ivanov D.V., Ziganshin I.I., Osmelkin Ye.V. Sedimentation rates evaluation of some lakes in Kazan and in Prikazansky region // *Georesursy*. 2011. № 2 (38). P. 46–48 (in Russian).
9. Ivanov D.V., Shagidullin R.R., Ziganshin I.I., Osmelkin Ye.V. The relationship of the material composition of lake sediments and anthropogenic transformation of the natural landscape of the Republic of Tatarstan // *Ekologiya i promyshlennost Rossii*. 2011. № 6. P. 35–38 (in Russian).
10. Tracking environmental change using lake sediments. V. 1. Basin analysis, coring and chronological techniques. Dordrecht, Boston: Kluweracad. publ., 2002. 548 p.

**Влияние сверхактивации генов циркадных ритмов
в различных тканях на стрессоустойчивость и продолжительность
жизни *Drosophila melanogaster***

© 2016. Е. В. Добровольская¹, м. н. с.,
И. А. Соловьёв¹, старший лаборант, Е. Н. Прошкина¹, к. б. н., с. н. с.,
А. А. Москалёв, д. б. н., член-корреспондент РАН,
зав. лабораторией^{1,3}, зав. кафедрой²,

¹ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,

² Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,
167000, Россия, г. Сыктывкар, Октябрьский проспект, 55,

³ Московский физико-технический институт,
141701, Россия, г. Долгопрудный, Институтский переулок, 9,

e-mail: dobrovolskaya.evgenia@gmail.com, ilyasolovev-ksc@yandex.ru,
kateplus@mail.ru, amoskalev@list.ru

В настоящей работе на модели *Drosophila melanogaster* показан вклад генов циркадного осциллятора в способности организма адаптироваться к воздействию стресс-факторов различной модальности. Рассматриваемые гены (*cry*, *per*, *tim*, *cyc* и *Clk*) кондиционно сверхактивировали при помощи GAL4/UAS в мускулатуре, жировом теле и нервной системе, после чего изучали продолжительность жизни и стрессоустойчивость мух. Сверхэкспрессия в нервной системе продлила жизнь и увеличила устойчивость к действию прооксиданта параквата, голоданию и гипертермии. Эффекты сверхэкспрессии в периферических тканях на фоне ограничительной диеты разнонаправлены. Регрессионный и корреляционный анализы полученных данных показали возможность корректировки нарушения циркадных ритмов при помощи ограничения калорийности питания.

Ключевые слова: циркадные ритмы, стрессоустойчивость, продолжительность жизни, *Drosophila melanogaster*, ограничительная диета.

**Effects of genes overactivation of circadian rhythms
in different tissues to stress resistance and longevity
of *Drosophila melanogaster***

E. V. Dobrovolskaya¹, I. A. Solovyov¹,
E. N. Proshkina¹, A. A. Moskalov^{2,3},

¹ Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

² Syktyvkar State University named after Pitirim Sorokin,
55 Oktyabrskiy Prospect, Syktyvkar, Russia, 167000,

³ Moscow Institute of Physics and Technology,

9 Institutskiy Pereulok, Dolgoprudny, Russia, 141701,

e-mail: dobrovolskaya.evgenia@gmail.com, ilyasolovev-ksc@yandex.ru,
kateplus@mail.ru, amoskalev@list.ru

Genes of circadian rhythms change their expression during aging of different organisms, also it is known that mutations in circadian genes accelerate aging process or decrease its pace in some cases. In present work we tried to show the versatility of circadian clock impacts on lifespan and stress-resistance determination. Previous findings have led us to the idea of normalizing expression profiles of circadian oscillator elements to compensate potential aging-associated changes during all lifespan on *Drosophila* model. The aim of the present research was to investigate the role of molecular oscillator elements (*cry*, *per*, *tim*, *clk*, *cyc*) in aging and pro-longevity mechanisms responsible for caloric restriction ef-

fects and stress-resistance increase. We chose GAL4/UAS binary system to ensure conditioned (mifepristone-inducible) overexpression in flies' muscles, fat body and gut. *Drosophila* lines were placed on standard media with different caloric values and life span had been observed once a day. We observed increase in median lifespan and stress-resistance of flies overexpressing circadian genes in nervous system. Induced overexpression of *cry* in different chromosomes improved stress resistance by 8–41% and extended lifespan of female fruit flies. Up-regulation of *timeless* didn't enhance lifespan but increased oxidative stress-resistance in females by 46%. Gene *Clk* positively affects stress-resistance in males and reduces ability to cope with starvation, *cyc* changes survival under heat-shock conditions. Genes of interest up-regulated in peripheral tissues induced multidirectional effects on lifespan of flies which were fed different media (restricted and *ad libitum* diets). Also, *Clk*, *per* and *cry* overexpression validly rescued circadian locomotor activity in aged male imagos from deterioration. Using Cox-regression and correlation analysis of obtained data we sorted out that chronodisruption of genetic or environmental origin can be treated by diet restriction.

Keywords: circadian rhythms, stress-resistance, lifespan, *Drosophila melanogaster*, caloric restriction.

Световой режим наравне с режимом питания является ключевым фактором, синхронизирующим процессы жизнедеятельности организмов с экзогенными циклами внешней среды у всех живых организмов, от одноклеточных прокариот до человека. Циркадные ритмы проявляются на всех уровнях организации живой материи – от молекулярного до популяционного. Суточные и годовые колебания интенсивности света являются внешними факторами, регулирующими сон, двигательную активность, покой, рост, размножение, линьку. Актуальность для человека в настоящее время представляет проблема десинхроноза, связанного со световым загрязнением в крупных населённых пунктах, сменой часовых поясов, проживанием на территориях с чередованием полярного дня и ночи.

Циркадные ритмы находятся под строгим генетическим контролем. У плодовой мушки *Drosophila melanogaster* молекулярный осциллятор состоит из взаимозависимых петель обратной связи [1]. Гены *Clock* (*Clk*) и *cycle* (*cyc*) кодируют белки CLK/CYC димера, стимулирующие экспрессию генов *period* (*per*) и *timeless* (*tim*). В последствии продукты этих генов формируют гетеродимеры PER/TIM, которые осуществляют репрессию генов *Clk* и *cyc* и, соответственно, свою собственную. Продукт гена *cry*, улавливая синий спектр света, активируется и способствует деградации белка TIM, перезапуская экспрессию генов *Clk* и *cyc* [2].

Центральный осциллятор, формируемый генами циркадных ритмов и их продуктами, задающий эндогенный ритм, находится в головном мозге, однако имеются собственные осцилляторы в периферических тканях. Поддержание связи между разными осцилляторами является важным условием долголетия. Существует точка зрения, согласно которой влияние ограничительной диеты на здоровье и длительность жизни во многом определяется её благоприятным влиянием на циркадные ритмы в периферических тканях [3].

С возрастом наблюдается десинхронизация работы циркадных осцилляторов, существенно

уменьшается время сна, увеличивается количество ночных пробуждений. Возможно, это связано с изменением активности генов циркадных ритмов. В частности показано, что активность генов *cry*, *cyc*, *per*, *Clk* снижается с возрастом. Также известно, что у мышей с мутацией генов *cry*, *Clock* и *Bmal1* проявляются признаки преждевременного старения [4].

Мы предположили, что сверхэкспрессия генов циркадных ритмов (*cryptochrome*, *period*, *Clock*, *cycle*, *timeless*) в нервной системе и периферических тканях на фоне ограничительной диеты может способствовать нормализации ритмов при старении и увеличить стрессоустойчивость наряду с продолжительностью жизни особей *D. melanogaster*.

Материалы и методы

Линии с дополнительными копиями генов циркадных ритмов

Линии *cry12* (с генотипом *y, w; UAS-cry12/TM2*), *cry24* (*y, w; UAS-cry24/CyO*), *per10* (*w; UAS-per10*), *per2.4* (*w; UAS-per2.4*), *cyc* (*w; P{UAS-CYC.HA}*), *Clk* (*w; P{UAS-Clk.HA}*) предоставлены доктором П. Эмери (Университет Массачусетса, США). Линия *tim* (*y, w; P{tim-HA}*) получена от доктора П. Хардина (Центр исследований биологических часов, США).

Линии с драйвером GAL4

Линия с нейрональным драйвером *ELAV-GS* (генотип *y; P{ELAV-GeneSwitch}*) предоставлена доктором Х. Кешишьян (Йельский университет, США); в мышцах *GSG-311-2* (генотип *w; Sp/CyO; P{MHC-GeneSwitch}*) – доктором Л. Сероуде (Королевский университет, Канада); в жировом теле *P{Switch1}106* (генотип *w[1118]; P{w[+mW.hs]=Switch1}106*) получена из Bloomington Stock Center (США).

Сверхактивация генов циркадных ритмов

Для сверхактивации генов циркадных ритмов использовали GAL4/UAS с GeneSwitch драйвером GAL4, активируемым мифепристонном (RU486). Для получения особей дрозофил

с кондиционной (мифепристон-индуцибельной) сверхэкспрессией изучаемых генов в мышечной системе, жировом теле и нервной системе самцов линии с драйвером GAL4 скрещивали с виргинными самками, имеющими дополнительную копию исследуемого гена под контролем промотора UAS. В качестве контроля использовали мух с таким же генотипом, но живущих на питательной среде без добавления мифепристона.

Анализ продолжительности жизни

Мух отбирали в течение 24 ч после вылета имаго и разделяли по полу. Дрозофил рассаживали по пробиркам в количестве 30 особей (не менее 150 мух на вариант эксперимента). Контрольных и опытных особей содержали при температуре 25 °С, 60% относительной влажности воздуха, 12-часовом режиме освещения на стандартной питательной среде. Эксперименты проводили в двух повторностях для каждого варианта. Количество умерших особей считали ежедневно.

Анализ влияния ограничительной диеты на продолжительность жизни

Для изучения влияния ограничительной диеты на продолжительность жизни контрольных и опытных особей содержали на двух вариантах среды: (1) среда со стандартным содержанием дрожжевого экстракта: 1% агара, 5% сахара, 5% дрожжевого экстракта; (2) среда со сниженным количеством дрожжевого экстракта: 1% агара, 5% сахара, 0,5% дрожжевого экстракта. Дрожжевой экстракт является основным источником белков для дрозофил.

Оценка стрессоустойчивости

Для определения устойчивости к действию прооксиданта особей дрозофил рассаживали в пробирки с фильтровальной бумагой, пропитанной раствором 20 мМ паракавата (Methyl Viologen, Sigma) в 5% сахарозе. Анализ проводили при температуре 25 °С и 60% влажности. Для оценки устойчивости к высоким температурам мух содержали на стандартной питательной среде при температуре 35 °С и 60% влажности. Для определения устойчивости к голоданию дрозофил помещали в пробирки

с 1% агаром, содержали при температуре 25 °С и 60% влажности. Два раза в день подсчитывали количество умерших особей. Эксперимент проводили до гибели последней дрозофилы.

Анализ возрастной динамики циркадной активности

Для оценки возрастных изменений в циркадных ритмах самцов в течение 4-х сут содержали в режиме 12 ч – освещение, 12 ч – темнота (LD), а затем в условиях полной темноты (DD), используя аппаратно-программный комплекс DAM system (TriKinetics Inc., США). Двигательную активность самцов регистрировали в течение всей жизни. Для анализа и визуализации циркадной активности был использован программный пакет ActogramJ на базе платформы ImageJ.

Оценка возраст-зависимой динамики экспрессии изучаемых генов

Оценивали возраст-зависимое изменение экспрессии генов циркадных ритмов у особей линии *w¹¹¹⁸*, особей со сверхэкспрессией генов циркадных ритмов (*cry*, *Clk*, *per*, *cyc*, *tim*). Анализ экспрессии проводили на 5, 30 и 50 сут после вылета имаго.

Экспрессию генов измеряли методом количественного ПЦР в «реальном времени» с этапом обратной транскрипции (ОТ-ПЦР). РНК выделяли с помощью Aurum Total RNA Mini Kit (Bio-Rad) по инструкции изготовителя. Из полученного раствора РНК синтезировали к ДНК по инструкции iScriptc DNA Synthesis Kit (Bio-Rad). Реакционную смесь для ПЦР готовили по инструкции iTaq Universal SYBR Green Supermix (Bio-Rad) с добавлением праймеров (табл. 1). Экспрессию исследуемых генов рассчитывали относительно экспрессии гена «домашнего хозяйства» *β-Tubulin* на CFX Manager (Bio-Rad).

Рассчитывали относительную экспрессию генов циркадных ритмов с использованием метода 2^{-ΔΔCt} по величинам пороговых циклов (Ct), полученных с помощью программного обеспечения амплификатора CFX96 (Bio-Rad). ΔΔCt рассчитывали как ΔΔCt = ΔCt (сверхэкспрессия

Таблица 1

Нуклеотидная последовательность прямого и обратного праймеров (SYNTOL, Россия)

Мишень	Прямой праймер	Обратный праймер
<i>β-Tubulin</i>	5'-GCAACTCCACTGCCATCC-3'	5'-CCTGCTCCTCCTCGAACT-3'
<i>per</i>	5'-GGGATCATATCGCACGTGGAC-3'	5'-CTGCGCCAATCAGGTCCTG-3'
<i>tim</i>	5'-GCCTGGGCAATGAGCCATTC-3'	5'-GAGGTGGAGGCTCTGACTGG-3'
<i>cry</i>	5'-CCACCGCTGACSTACCAAA-3'	5'-GGTGAAGCCCAATAATTTGC-3'
<i>Clk</i>	5'-ATGATGACGCACGTGAGTTTCGC-3'	5'-TCGATGGTGTCTCGGTGATGC-3'
<i>cyc</i>	5'-AAGGAGCAGCTATCCTCACTGG-3'	5'-GGTCTTAACGGGCAACATGGTC-3'

исследуемого гена) – ΔCt (без сверхэкспрессии исследуемого гена), и каждое значение $\Delta Ct = Ct$ (исследуемый ген) – $Ct (\beta-Tubulin)$.

Статистический анализ результатов

Для оценки статистической значимости различий распределений смертности в выборках использовали критерий Колмогорова-Смирнова, для сравнения различий медианной продолжительности жизни – критерий Гехана-Бреслоу-Вилкоксона. Статистическая значимость изменений максимальной продолжительности жизни (возраста 90% смертности) оценивали с помощью метода Ванг-Аллисона. Для сравнения доли умерших особей спустя 24, 48 или 144 ч использовали ϕ -критерий Фишера для выборочных долей. Достоверность различий между значениями относительной экспрессии генов оценивали U-критерием Манна-Уитни для независимых выборок, корреляционную зависимость – по критерию Пирсона, предполагаемый риск смерти особи оценивали на модели Кокса. Анализ данных выполняли в Statistica 8.0 (StatSoft) и в R 3.0.1 (RCoreTeam).

Результаты

Изменение уровня экспрессии генов циркадных ритмов у особей *D. melanogaster* с возрастом

Оценивали изменение экспрессии генов циркадных ритмов особей линии *w¹¹¹⁸* на 5, 30 и 50 сут после появления имаго. У старых особей (50 сут) наблюдается снижение экспрессии генов циркадных ритмов по сравнению с мухами среднего возраста (рис. 1). Исключением явля-

ется ген *Clk* у самцов и *cyc* у самок, активность которых достоверно не изменяется на протяжении всей жизни. Таким образом, мы отмечаем снижение уровня экспрессии отдельных генов циркадных ритмов у старых дрозофил.

Изменение суточной активности самцов *D. melanogaster* с возрастом на фоне сверхэкспрессии генов циркадных ритмов

Для оценки возрастных изменений в циркадных ритмах были проанализированы суточные изменения двигательной активности у самцов со сверхэкспрессией генов циркадных ритмов в нервной системе и контрольных особей. Наблюдали, что у мух со сверхактивацией исследуемых генов суточные ритмы в старших возрастах более выражены по сравнению с контрольными особями. Полученные данные показывают, что сверхэкспрессия генов циркадных ритмов приводит к замедлению возраст-зависимых изменений суточных осцилляций показателя локомоторной активности (рис. 2).

Влияние сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в нервной системе на продолжительность жизни особей *D. melanogaster*

Для того чтобы изучить роль центрального осциллятора в продолжительности жизни, активировали дополнительные копии генов циркадных ритмов в нервной системе (табл. 2). Предварительный анализ экспрессии исследуемых генов показал её увеличение в 1,3–2,5 раза у самцов и в 1,7–19 раза у самок.

Влияние сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в нервной системе на устойчивость особей *D. melanogaster* к действию стресс-

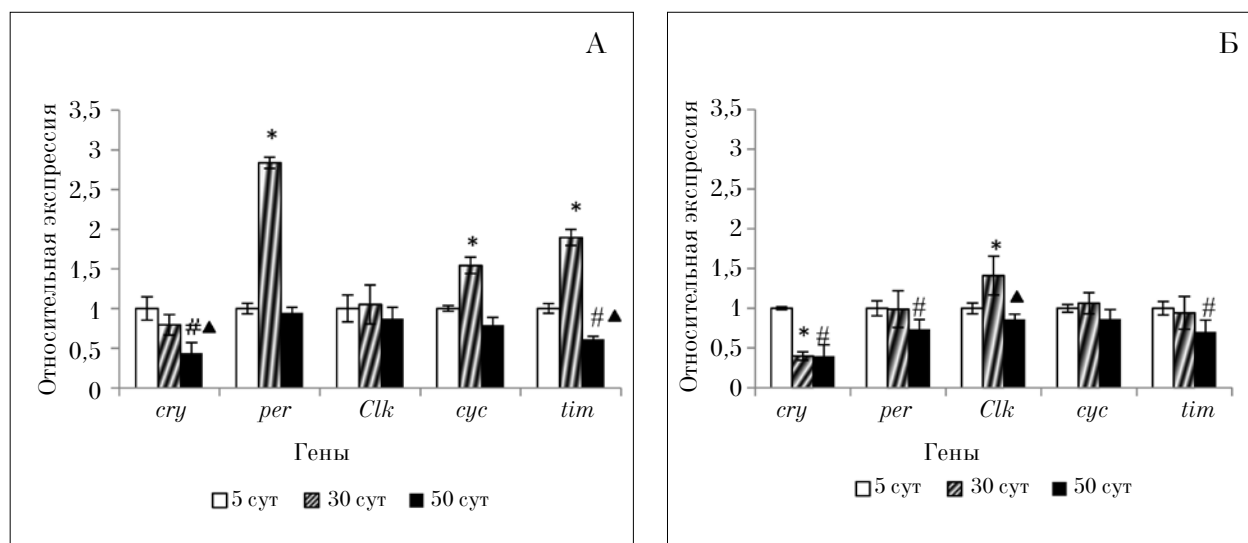


Рис. 1. Возраст-зависимое изменение экспрессии генов циркадных ритмов у самцов (А) и самок (Б) линии *w¹¹¹⁸*. * – $p < 0,05$, критерий Манна-Уитни (5 и 30 сут); # – $p < 0,05$, критерий Манна-Уитни (5 и 50 сут); ▲ – $p < 0,05$, критерий Манна-Уитни (30 и 50 сут)

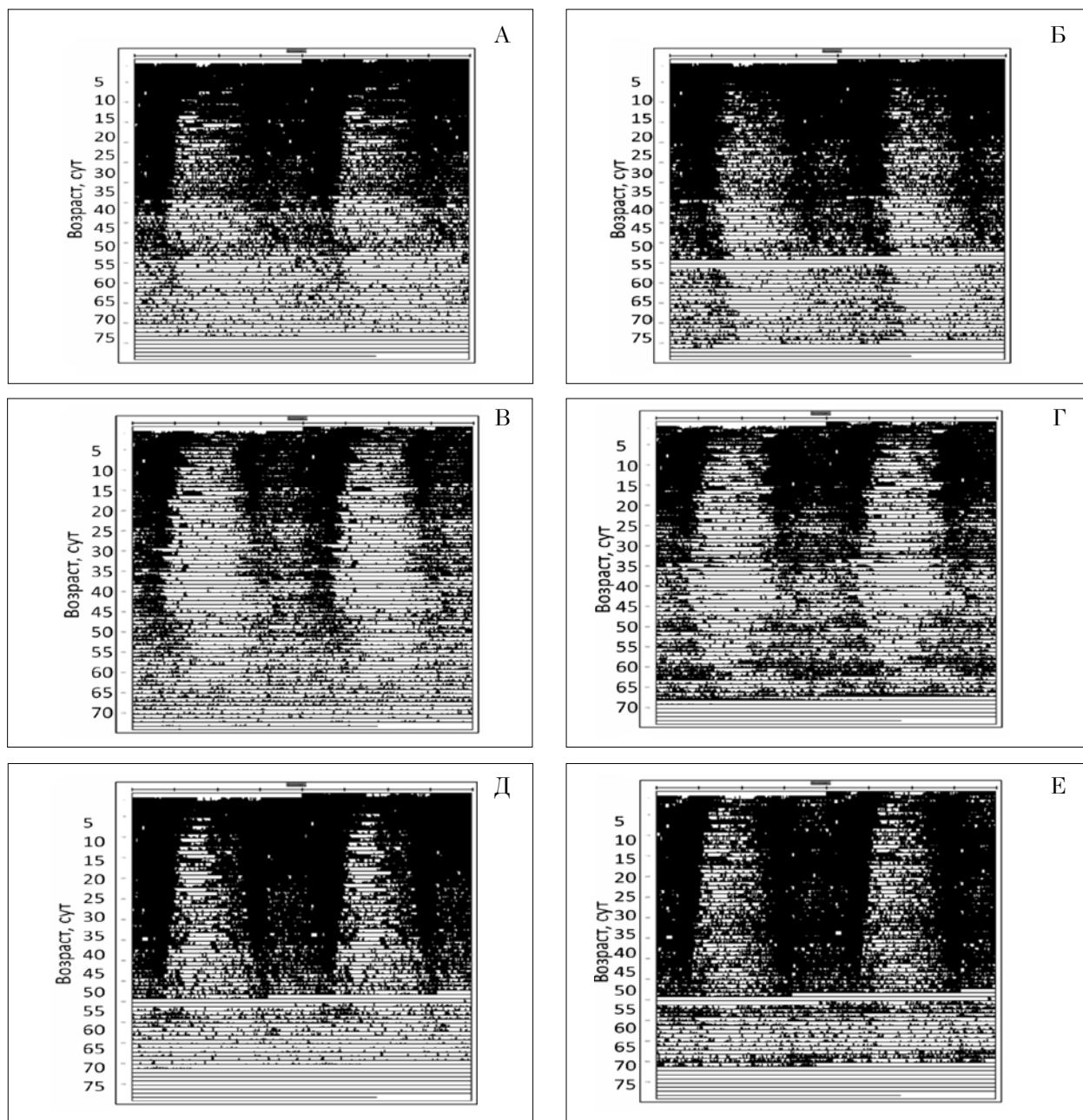


Рис. 2. Возрастная динамика суточной активности самцов *D. melanogaster* без сверхэкспрессии (А, В, Д) и со сверхэкспрессией (Б, Г, Е) генов *cry* (А, Б), *per* (В, Г), *Clk* (Д, Е)

факторов (оксидативному стрессу, гипертермии, голоданию)

Для того чтобы исследовать роль генов циркадных ритмов в стрессоустойчивости организма, мы проанализировали выживаемость мух в условиях гипертермии, окислительного стресса (проксидант – паракват) и голодания (табл. 2).

Влияние ограничительной диеты на продолжительность жизни особей *D. melanogaster* на фоне сверхактивации генов циркадных ритмов в периферических тканях

Для того чтобы изучить влияние сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в периферических тканях на продолжительность жизни на

фоне ограничительной диеты, мы активировали исследуемые гены в мышцах и жировом теле самцов и самок *D. melanogaster* (табл. 3). Предварительный анализ экспрессии исследуемых генов показал индуцированное увеличение активности в мышцах в 1,6–14,5 раза у самцов и в 1,8–38 раза у самок и в жировом теле в 1,4–11,8 раза у самцов и в 1,6–11,6 раза у самок.

Обсуждение

У человека возраст существенно влияет на суточные ритмы сна и бодрствования. В зрелом возрасте результаты актиграфии показывают

Таблица 2

Влияние сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в нервной системе на продолжительность жизни и стрессоустойчивость (%)

Линии	Пол	Медианная продолжительность жизни	Гипертермия	Окислительный стресс	Голодание
UAS-cry12	♂♂	+15	+8	–	+13
	♀♀	+8,7	–	-34	–
UAS-cry24	♂♂	–	–	+41	–
	♀♀	+3,4	-34	–	–
UAS-per10	♂♂	–	+9	–	+19
	♀♀	+8,3	-23	+8	–
UAS-per2.4	♂♂	–	–	+8	+21
	♀♀	–	–	+17	-13
UAS-Clk	♂♂	–	+14	+9	+10
	♀♀	-9,4	–	+22	-44
UAS-cyc	♂♂	+10,7	+27	-24	–
	♀♀	–	-17	-17	–
UAS-tim	♂♂	–	–	–	+35
	♀♀	–	–	+46	-13

Примечание: ♂♂ – самцы, ♀♀ – самки, «–» – нет данных, **p*<0.05.

значительное уменьшение времени сна. Показатели «латентности сна», количество ночных пробуждений, фрагментация сна и частота дневного сна значительно увеличиваются в старших возрастных группах. Подобные же изменения выявляются на модели дрозофил [5].

При старении дрозофилы происходит ослабление выраженности периодизма, наблюдается

сдвиг периодов цикла «сна – бодрствования», однако в центральном осцилляторе в нервной системе колебания устойчивы к помехам даже у самых старых особей [6], несмотря на то, что циркадные ритмы в целом организме угнетаются при старении. Нами было показано, что во всём теле дрозофилы активность многих генов циркадных ритмов с возрастом уменьшается,

Таблица 3

Изменение медианной продолжительности жизни у особей со сверхэкспрессией генов циркадных ритмов на фоне ограничительной диеты (%)

Линии	Сверхэкспрессия в мышцах		Сверхэкспрессия в жировом теле	
	Среда со стандартным содержанием дрожжей	Среда с пониженным содержанием дрожжей	Среда со стандартным содержанием дрожжей	Среда с пониженным содержанием дрожжей
♂♂ UAS-cry12	-61	-11,6	-14	+20,8
♀♀ UAS-cry12	–	–	–	–
♂♂ UAS-cry24	-12,5	–	–	+19
♀♀ UAS-cry24	–	–	-15,3	-8,4
♂♂ UAS-per10	-28,2	-11,3	–	–
♀♀ UAS-per10	-56,3	–	–	+12
♂♂ UAS-per2.4	-20,8	-5,1	–	–
♀♀ UAS-per2.4	–	–	+23,6	+8,6
♂♂ UAS-Clk	-12,7	-13,4	–	–
♀♀ UAS-Clk	-10,9	–	-18,9	-2,7
♂♂ UAS-cyc	-21,6	–	–	–
♀♀ UAS-cyc	–	–	+23,6	+8,6
♂♂ UAS-tim	–	+14	+6,8	–
♀♀ UAS-tim	–	+4,7	-23,2	+3,6

Примечание: ♂♂ – самцы, ♀♀ – самки, «–» – нет данных, **p*<0.05.

что, вероятно, отрицательно сказывается на продолжительности и показателях качества жизни.

Ранее показано, что у старых имаго наблюдается снижение уровня осцилляций фоторецептора синего света *CRY* [4]. Полученные нами экспериментальные данные свидетельствуют о том, что сверхактивация этого гена в нервной ткани привела к увеличению медианной продолжительности жизни и повышенной резистентности к действию прооксиданта параквата и голоданию. Согласно литературным источникам, восстановление активности *cry* путём индукции сверхэкспрессии у старых мух во всём теле усиливает амплитуду колебаний транскрипционной активности генов циркадного механизма [4].

Продолжительность жизни, как правило, сопряжена с устойчивостью живых организмов к различным видам стресса. Ранее было показано, что экспрессия многих ключевых генов-регуляторов клеточного цикла и участников ответа на генотоксический и оксидативный стресс (*Mdm2*, *Gadd45*, *Sod1*, *Cyclin D1*, *Cyclin B1*, *Cyclin E*, *Cylin A*, *p53*, *Wee1*, *c-Myc* и другие) проявляет циркадную ритмичность. Поэтому любое нарушение функции циркадных часов способно влиять на устойчивость организма к стрессу [1].

В условиях интенсивного стресса различной модальности (оксидативного стресса, гипертермии, голодания) кондиционная сверхактивация генов циркадных ритмов в нервной системе зачастую способствовала пол-специфичному увеличению выживаемости особей.

Одно из первых мест среди причин, ведущих к преждевременному старению, занимают разнообразные нарушения режима питания, ведущие к увеличению риска возникновения метаболического синдрома. Активация генов циркадных ритмов способствует синхронизации биохимических процессов в клетках, оптимизации обмена веществ и интенсификации метаболизма жиров, что в свою очередь ведёт к увеличению продолжительности жизни [7]. Показано, что ограничительная диета увеличивает амплитуду активности генов циркадных ритмов в периферических тканях [8]. Высококалорийная диета нарушает работу циркадных часов в печени и, тем самым, влияет на ритм колебаний транскрипционной активности генов метаболизма через активацию PPAR, который в обычном состоянии не активен [9]. Нарушение циркадных ритмов является причиной сахарного диабета, ожирения, артериальной гипертензии.

Нами установлено, что сверхэкспрессия генов *cry*, *per*, *cyc* и *tim* в жировом теле на фоне

ограничительной диеты увеличивает медианную продолжительность жизни. Возможно, это связано с усилением суточных метаболических циклов в периферических тканях.

С помощью регрессионного анализа было выявлено, что сверхактивация генов циркадных ритмов в мышцах увеличивает риск смерти особи (исключение – линия *cry24*) (рис. 3 А, Б), в то время как ограничительная диета сглаживает отрицательные эффекты, уменьшая риск смерти (рис. 3 В, Г). При сверхэкспрессии исследуемых генов в жировом теле риск смертности ниже, чем при сверхэкспрессии в мышцах (рис. 3 Д, Е).

Стоит отметить, что эффекты, связанные с изменением продолжительности жизни в связи со сверхэкспрессией генов циркадных ритмов, у самок выражены сильнее, чем у самцов. В то же время уровень индуцированной экспрессии исследуемых генов у самок со сверхактивацией также был выше.

Нами не обнаружено корреляционной зависимости между продолжительностью жизни и уровнем экспрессии исследуемых трансгенов в нервной системе мух (табл. 4). Однако чем выше была экспрессия в мышечной ткани, тем меньшая продолжительность жизни наблюдалась. Наиболее выраженная и статистически значимая отрицательная корреляционная зависимость проявлялась в случае с питанием без ограничений. В то же время на фоне ограничительной диеты эта зависимость уменьшилась и стала статистически незначимой. Таким образом, ограничительная диета сгладила потенциальное негативное воздействие сверхэкспрессии циркадных генов в мышечной ткани. В случае с жировым телом сверхэкспрессия у самцов имела тенденцию к увеличению продолжительности жизни, а у самок – к уменьшению, вне зависимости от типа диеты.

К молекулярным механизмам влияния низкокалорийной диеты на скорость старения следует отнести подавление инсулинового и TOR сигнальных путей, ускорение метаболизма жиров, активацию сиртуинов и FOXO, уменьшение интенсивности обмена веществ, увеличение амплитуды экспрессии генов циркадных ритмов [7].

Причиной снижения устойчивости к действию исследуемых стрессоров и уменьшения продолжительности жизни на фоне сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в некоторых вариантах эксперимента может быть нарушение баланса между различными компонентами молекулярного осциллятора циркадных ритмов. Сверхактивируя какой-либо один из исследуемых генов в изучаемой ткани, мы, вероятнее

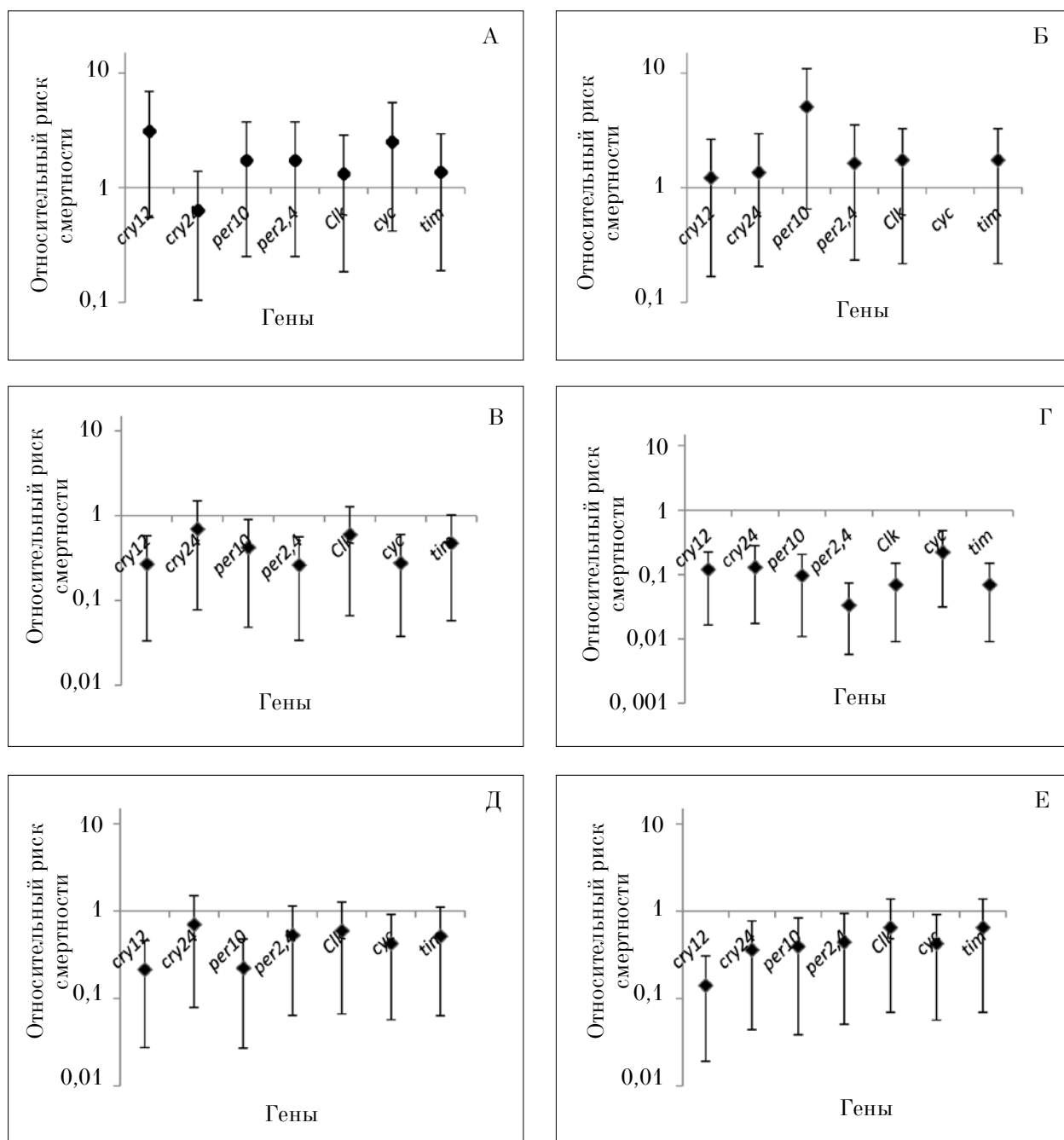


Рис. 3. Риск возникновения смерти самцов (А, В, Д) и самок (Б, Г, Е) *D. melanogaster* при сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в мышцах (А, Б), на фоне ограничительной диеты (В, Г) и при сверхэкспрессии генов циркадных ритмов в жировом теле относительно сверхэкспрессии в мышцах (Д, Е)

Таблица 4

Корреляционная зависимость между изменением продолжительности жизни и уровнем экспрессии трансгенов

Тип ткани	Среда со стандартным содержанием дрожжей		Среда с пониженным содержанием дрожжей	
	♂♂	♀♀	♂♂	♀♀
Мышцы	-0,90298*	-0,86356*	-0,38429	-0,22264
Жировое тело	+0,326286	-0,14157	+0,668576	-0,31821
Нервная система	-0,020478	+0,008664	—	—

Примечание: ♂♂ – самцы, ♀♀ – самки, «—» – нет данных, * $p < 0.05$.

всего, нарушаем баланс между элементами молекулярного осциллятора, что может привести к отрицательным эффектам. В особенности в том случае, если экспрессия этого гена в норме в данной ткани при старении существенно не изменяется.

Дополнительной причиной снижения продолжительности жизни и устойчивости к стресс-факторам может служить энергетическое истощение, поскольку функционирование циркадного осциллятора требует больших энергетических затрат [7].

Отметим, что в условиях нарушения работы генов-регуляторов циркадных ритмов (режим освещения, режим питания) ограничительная диета сглаживает отрицательные эффекты за счёт увеличения амплитуды экспрессии генов циркадных ритмов [7].

Результаты проведённого исследования раскрывают роль генов циркадных ритмов в механизме ответа организма на такие стресс-факторы, как индуктор свободных радикалов паракват, гипертермия и голодание. Результаты исследований могут быть использованы при разработке рекомендаций по снижению негативных последствий светового загрязнения в крупных населённых пунктах, а также в условиях «полярного дня» и «полярной ночи» на Крайнем Севере. Наличие ортологов исследуемых генов у человека позволяет рассматривать их в качестве мишеней для разработки фармакологических и генотерапевтических препаратов, снижающих неблагоприятные последствия искусственного увеличения длины светового дня или нарушения циркадных ритмов человека.

Исследование было профинансировано из средств гранта Президиума РАН № 15-4-4-23, гранта РФФИ № 16-34-00734 и темы НИР «Сохра-

нение коллекций экспериментальных животных для фундаментальных исследований».

References

1. Solovyov I.A., Dobrovolskaya E.V., Moskalev A.A. Genetic control of circadian rhythms and aging // Russian Journal of Genetics. 2016. V. 52. № 4. P. 343–361.
2. Hardin P.E. Molecular genetic analysis of circadian timekeeping in *Drosophila* // Advances in Genetics. 2011. V. 74. P. 141–173.
3. Longo V., Panda S. Fasting, circadian rhythms, and time-restricted feeding in healthy lifespan // Cell Metabolism. 2016. V. 23. P. 1048–1059.
4. Rakshit K., Wambua R., Giebultowicz T.M., Giebultowicz J.M. Effects of exercise on circadian rhythms and mobility in aging *Drosophila melanogaster* // Experimental Gerontology. 2013. V. 48. № 11. P. 1260–1265.
5. Koh K., Evans J.M., Hendricks J.C., Sehgal A. A. *Drosophila* model for age-associated changes in sleep: wake cycles // Proceedings of the National Academy of Sciences. 2006. V. 103. № 37. P. 13843–13850.
6. Luo W., Chen W., Yue Z., Chen D., Sowcik M., Sehgal A., Zheng X. Old flies have a robust central oscillator but weaker behavioral rhythms that can be improved by genetic and environmental manipulations // Aging Cell. 2012. V. 11. № 3. P. 428–438.
7. Katewa S., Akagi K., Bose N., Rakshit K., Camarella T., Zheng X., Hall D., Davis S., Nelson C.S., Brem R.B., Ramanathan A., Sehgal A., Giebultowicz J.M., Kapahi P. Peripheral circadian clocks mediate dietary restriction-dependent changes in lifespan and fat metabolism in *Drosophila* // Cell Metabolism. 2016. V. 23. P. 1–12.
8. Patel S.A., Velingkaar N., Makwana K., Chaudhari A., Kondratov R. Calorie restriction regulates circadian clock gene expression through BMAL1 dependent and independent mechanisms // Scientific Reports. 2016. V. 12. P. 1–10
9. Sassone-Corsi P. Physiology. When metabolism and epigenetics converge // Science. 2013. V. 339. № 6116. P. 148–150.



Тепло и сердечно поздравляем нашего коллегу, члена редколлегии и автора статей журнала «Теоретическая и прикладная экология» доктора биологических наук, профессора РАН, заведующего Лабораторией молекулярной радиобиологии и геронтологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН **Алексея Александровича Москалёва** с избранием в члены-корреспонденты Российской академии наук! Желаем крепкого здоровья, удачи, новых творческих свершений, оригинальных идей и их скорейшего осуществления!

Микробно-растительные ассоциации нетрадиционных сахароносов и продуцентов натуральных подсластителей

© 2016. И. Д. Свистова¹, д. б. н., профессор, Н. М. Кувшинова¹, аспирант, Н. Н. Назаренко², к. б. н., доцент,

Воронежский государственный педагогический университет, 394043, Россия, г. Воронеж, ул. Ленина, 86, Воронежский государственный аграрный университет им. императора Петра I, 394087, Россия, г. Воронеж, ул. Мичурина, 1, e-mail: i.svistova@mail.ru, natali_7.09@mail.ru, talalajko@mail.ru

Исследована микробная сукцессия чернозёма под влиянием ризодепозитов разных групп растений-подсластителей. Установлено, что нетрадиционные сахароносы (топинамбур клубненосный, якон осотolistный, чужа) усиливают минерализационные процессы в почве при снижении иммобилизации азота, в то время как продуценты сладких гликозидов (стевия медовая, солодка голая) не меняют трофическую структуру микробного сообщества (МСО) почвы. Видовая структура МСО изучена на примере комплекса микромицетов. Общей тенденцией является снижение видового разнообразия грибов по сравнению с целинным чернозёмом. В прикорневой зоне сахароносов возрастала доля грибов-копиотрофов и видов рода *Aspergillus*, а продуценты гликозидов стимулировали накопление токсигенных видов микромицетов.

Сделан вывод о том, что ризодепозиты усиливают не только трофические, но и «метаболитные» взаимодействия растений с МСО почвы. Накопление токсигенных видов грибов повышает фитотоксическую активность почвы и усиливает обратные «метаболитные» связи МСО с растениями. Предложены индикаторные виды грибов для микробиомониторинга чернозёма при выращивании разных групп растений-подсластителей.

Ключевые слова: растения-подсластители, ризодепозиты, микробное сообщество почвы, комплекс микромицетов, микробиомониторинг.

Plant-microbe associations of the non-traditional sugar plants and the producers of natural sweeteners

I. D. Svistova¹, N. M. Kuvshinova¹, N.N. Nazarenko²,

¹ Voronezh State Pedagogical University, 86 Lenin St., Voronezh, Russia, 394043,

² Voronezh State Agrarian University named after Emperor Peter I, 1 Michurin St., Voronezh, Russia, 394087,

e-mail: i.svistova@mail.ru, natali_7.09@mail.ru, talalajko@mail.ru

Soil microbial succession in chernozem under the influence of rhizodeposits of different groups of plants-sweeteners was investigated. It is found out that non-traditional sugar plants (*Helianthus tuberosus*, *Smallanthus sonchifolius*, *Cyperus esculentus*) enhance mineralization processes and reduce nitrogen immobilization, while producers of sweet glycosides (*Stevia rebaudiana*, *Glycyrrhiza glabra*) do not change the trophic structure of soil microbial society. The species structure of microbial society was studied by the example of a complex of micromycetes. The general trend is decline in fungi species diversity as compared with virgin chernozem. In the root zone of sugar plants a portion of copiotrophic fungi and species of the genus *Aspergillus* increased. Producers of sweet glycosides stimulated accumulation of toxigenic micromycete species.

It is concluded that rhizodeposits cause the increase not only in trophic, but also in «metabolite» interaction of plants with soil microbial society. Accumulation of toxigenic fungi species increases phytotoxic activity of soil that is the reverse «metabolite» impact of microbial society to plants. Indicator species of fungi are suggested to microbial monitoring of chernozem at growing different groups of plants-sweeteners.

Keywords: plants-sweeteners, rhizodeposits, soil microbial society, complex of micromycetes, microbial monitoring.

В функционировании системы почва – микробное сообщество (МСО) – растения важнейшую роль играют ризодепозиты. Это корневые экссудаты (сахара, аминокислоты, спирты, гормоны, витамины), полисахаридные слизи (муцигель), ферменты, летучие органические вещества, а также корневой опад (слущивающиеся клетки корневого чехлика и корневые волоски) [1, 2]. По современным оценкам, более 40% углерода, фиксированного в процессе фотосинтеза, теряется здоровым растением в виде ризодепозитов в почву [3].

Состав ризодепозитов значительно варьирует у растений разных семейств и определяет состав и структуру почвенного МСО. Выделение ризодепозитов изменяет микроокружение почвы вблизи корней растений, формируя зону ризосферы с повышенной активностью микробиологических процессов [4-6], что способствует улучшению роста и защите растений [7, 8]. Биодинамика почвенной микрофлоры при разложении растительных остатков также зависит от состава растительных биополимеров [3].

Регуляцию функционирования системы почва – МСО – растения традиционно объясняют трофическими связями компонентов [2]. Другим механизмом регуляции могут быть «метаболитные» связи с помощью биологически активных вторичных метаболитов [9–11]. Как показано нами ранее, «метаболитная» регуляция наиболее выражена у лекарственных растений, которые накапливают биологически активные вещества (БАВ): гормоны, алкалоиды, гликозиды, эфирные масла, дубильные вещества, фенолы, флавоноиды [12].

Широкое применение в диетическом питании находят растения, синтезирующие натуральные подсластители. К ним относятся растения разных семейств [13], а вещества сладкого вкуса могут быть различной химической природы, и относиться как к сахарам (но

не глюкоза), так и к неметаболизируемым гликозидам. По нашему предположению, выделение подсластителей может заметно изменять активность микробиологических процессов в прикорневой зоне почвы.

Целью работы было изучение направленности микробной сукцессии в прикорневой зоне растений-подсластителей.

Материалы и методы

На территории ботанического сада им. Б. А. Келлера Воронежского государственного аграрного университета был заложен полевой мелкоделяночный опыт, где в монокультуре в течение 4-х лет выращивали растения, содержащие натуральные подсластители. Изучали представителей двух групп растений: нетрадиционных сахароносов и продуцентов натуральных подсластителей (табл. 1).

Почва опытного участка – чернозём выщелоченный малогумусный среднемогучный среднесуглинистый. Содержание гумуса 4,4–5,2%; рН_{водн} 6,0–6,2; рН_{сол} 5,5–5,7; Нг 2,4–3,1 мг·экв/100 г, сумма поглощённых оснований 27,1–29,4 мг·экв/100 г, степень насыщенности катионами 74–80%. Образцы почвы отбирали под растениями из слоя 0–20 см методом конверта в пяти точках на каждой делянке, анализировали среднюю пробу. Пробы отбирали в динамике трижды за сезон, представлены средние данные за три года. Контролем служили два варианта опыта: без растений и необрабатываемая почва того же участка под естественной злаково-разнотравной растительной ассоциацией (разнотравье).

Численность эколого-трофических групп почвенных микроорганизмов определяли методом посева на агаризованные среды: аммонификаторов – на среде бобово-пептонный агар, иммобилизаторов азота – на среде крахмало-аммиачный агар. В качестве показателей трофической структуры МСО ис-

Таблица 1

Растения-подсластители и их метаболиты со сладким вкусом

Растения-продуценты		Подсластители	
Семейство	Вид	Вещества	Класс
Asteraceae	стевия медовая <i>Stevia rebaudiana</i> Bertoni	стевиозид ребаудиозид	гликозиды
	топинамбур клубненосный <i>Helianthus tuberosus</i> L.	инулин фруктоза	углеводы
	якон осотolistный <i>Smallanthus sonchifolius</i> (Poepp.) H. Rob.		
Cyperaceae	чуфа <i>Cyperus esculentus</i> L.	крахмал сахароза	углеводы
Fabaceae	солодка голая <i>Glycyrrhiza glabra</i> L.	глицерризин	гликозид

Таблица 2

Трофическая структура микробного сообщества чернозёма в вариантах опыта

Вариант опыта	Численность, млн. КОЕ/г почвы		K _{имм}
	аммонификаторы	иммобилизаторы азота	
Без растений	10,2	24,3	2,38
Разнотравье	28,2*	45,6*	1,60
Стевия	29,5*	43,3*	1,47
Топинамбур	63,1*	47,7*	0,76
Якон	69,3*	49,7*	0,72
Чуфа	63,4*	47,5*	0,75
Солодка	46,7*	68,2*	1,43

Примечание: * – статистически достоверные различия при $P_{0,05}$ с вариантом без растений.

Таблица 3

Численность и видовая структура комплекса микромицетов чернозёма в вариантах опыта (среднее по сезону и по годам)

Вариант опыта	Численность, тыс. КОЕ/г	Общее количество видов	Количество типичных видов	Доля типичных видов, %
Без растений	22,5	26	12	46
Разнотравье	32,7*	29	17	59
Стевия	22,4	14	8	57
Топинамбур	26,3	11	6	55
Якон	27,3	10	7	60
Чуфа	77,2*	9	5	56
Солодка	22,9	15	11	79

Примечание: * – статистически достоверные различия при $P_{0,05}$ с вариантом без растений.

пользовали коэффициент иммобилизации азота ($K_{имм}$) [14].

Видовую структуру МСО характеризовали по комплексу микромицетов. Грибы выделяли на среде Чапека рН 4,5, изоляты идентифицировали до вида с помощью определителей для разных классов грибов. Видовую структуру микромицетов определяли согласно критериям [15].

Экспериментальные данные обрабатывали стандартными методами статистического анализа с использованием программ Excel.

Результаты

В почве под действием микроорганизмов осуществляются различные, часто противоположные процессы. Соотношение экологотрофических групп, минерализующих азотистые органические соединения и связывающих минеральные соединения азота в своей биомассе, характеризует направленность процессов круговорота азота, а значит, и плодородие почвы. Известно, что иммобилизованный в микробной биомассе азот в последующем используется значительно легче, чем почвенные органические соединения [16].

В почве без растений численность всех групп МСО, участвующих в мобилизационно-

иммобилизационных превращениях азотсодержащих веществ, была минимальной (табл. 2). В этом варианте опыта продолжается активная минерализация трудно разлагаемых растительных остатков прошлых лет и почвенного органического вещества, однако в отсутствие конкуренции со стороны растений за пул доступных соединений азота активизируются процессы его запасаения в почве и микробной биомассе ($K_{имм}$ максимальный).

Растительные ризодепозиты резко интенсифицируют процессы превращения азота в прикорневой зоне. Численность как аммонификаторов, так и иммобилизаторов азота достоверно возрастала по сравнению с почвой без растений, однако в разной степени. Сахароносы значительно сильнее стимулировали рост численности аммонификаторов, чем растения – продуценты сладких гликозидов или злаково-разнотравная целинная ассоциация.

Численность микроскопических грибов (микромицетов) несколько возрастала на целине по сравнению с почвой без растений. Наибольшая численность выявлена в почве под чуфой (табл. 3).

На примере комплекса микромицетов нами были изучены нарушения видового состава и структуры почвенного МСО под влия-

Таблица 4

Показатели видового разнообразия комплекса микромицетов чернозёма

Вариант опыта	Плотность типичных видов, %	Индекс разнообразия Шеннона H	Индекс доминирования Симпсона С	Коэффициент сходства Сьёренсена
Без растений	43	3,42	0,10	1,00
Разнотравье	60	3,64	0,08	0,82
Стевия	88	2,78	0,17	0,53
Топинамбур	81	2,52	0,20	0,44
Ячон	74	2,35	0,23	0,41
Чуфа	86	2,56	0,21	0,37
Солодка	92	3,11	0,13	0,62

Таблица 5

Изменение видового состава комплекса микромицетов почвы под целинным разнотравьем по сравнению с почвой без растений

Группы видов	Микромицеты
Чувствительные	<i>T. pseudokoningii</i> , <i>A. clavatus</i> , <i>A. ustus</i> , <i>A. terreus</i>
Индикаторные	<i>M. hiemalis</i> *, <i>Rh. stolonifer</i> , <i>H. grisea</i> , <i>Stach. chartarum</i> , <i>S. piluliferum</i> , <i>P. notatum</i> , <i>B. cinerea</i> *, <i>D. sorokiniana</i> *, <i>St. botryosum</i> *, <i>Cl. herbarum</i> *

Примечание: * – не выделяются в контроле.

нием растений-сахароносов и продуцентов натуральных подсластителей.

Из почвы без растений нами были выделены 26 видов грибов. Доминантами были представители семейства Moniliaceae: *Cephalosporium acremonium* Corda, *Paecilomyces lilacinum* Thom., *Acremonium alternatum* Lk. ex Fries, *Penicillium tardum* Thom. – олиготрофные психрофильные виды, стенотопные для степной зоны. В ранге типичных видов выделены *Trichoderma koningii* Oudem, *Sporotrichum piluliferum* Link et Fries, *Penicillium funiculosum* Thom., *P. daleae* Zaleski, *Aspergillus terreus* Thom., *A. niger* v. Tiegh, *A. ustus* (Bain) Thom. et Church., *Fusarium solani* (Mart) Appl. Более половины всех видов грибов относились к рангу случайных, плотность их достигала 54%. В ранге случайных видов выделяли *Aspergillus clavatus* Desmaz., *Alternaria alternata* Ness., *Trichoderma pseudokoningii* Rifai, *T. album* Preuss, *P. notatum* West., *Rhizopus stolonifer* (Ehrenb. Ex Link) Lind, *Gliocladium virens* Miller, Giddens et Foster, *Botryotrichum piluliferum* Sacc. et March., *Rhizoctonia solani* Kuhn., *Mucor ramosissimus* Samutsevitch, *Aureobasidium pululans* (DB) Arnaud., *Fusarium oxysporum* Snyd et Hans, *Stachybotrys chartarum* (Ehrenb. ex Link) Hugnes, *Humicola grisea* Traaen.

Комплекс микромицетов отличался высокими показателями α -разнообразия и выравниваемости, что отражает микрозональность строения чернозёма (табл. 4).

Направленность грибной сукцессии в прикорневой зоне растений зависела от типа

фитоценоза. Виды, частота встречаемости которых в прикорневой зоне заметно снижалась, считали чувствительными, а виды, частота встречаемости которых возрастала – индикаторными для этих растений.

На целине видовое богатство почвенных микромицетов и индекс разнообразия Шеннона были максимальными. В группу индикаторных для данного фитоценоза видов входят целлюлозоразрушающие грибы *S. piluliferum*, *H. grisea*, *Ch. piluliferum*, *G. virens*, копитрофы *Mucor hiemalis* Wehmer, *Rh. stolonifer* и фитопатогены *Botrytis cinerea* Persoon ex Fries, *Drechslera sorokiniana* Sacc. Subram, *Stemphylium botryosum* Wallr., *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link (табл. 5).

В прикорневой зоне растений-продуцентов натуральных подсластителей наблюдали значительные изменения видового состава почвенных микромицетов и снижение α -разнообразия комплексов почвенных грибов. Видовое богатство уменьшалось до 9–15 видов, наиболее сильно под монокультурами нетрадиционных сахароносов. Типичные в контроле виды почвенных грибов переходили в ранг редких или случайных, часто вообще не выделялись. Обнаружено резкое возрастание плотности типичных видов грибов с 46 до 60–79% за счёт элиминации не только случайных, но и многих типичных в контроле видов. Это ведёт к заметному снижению показателя видового разнообразия комплекса микромицетов – индекса Шеннона и росту индекса доминирования Симпсона.

Средние и низкие значения коэффициентов сходства Сьёренсена свидетельствуют о значительных отличиях от контроля видового состава и структуры комплексов микромицетов в вариантах опыта. Однако грибная сукцессия в двух исследованных группах растений была разнонаправленной.

Под монокультурами растений-нетрадиционных сахароносов в ранге доминантов и часто встречающихся видов выделяли представителей группы «сахарных» грибов-копиотрофов: *Rh. stolonifer*, *M. hiemalis*; или быстро растущих гидролитиков: *Trichoderma harzianum* Rifai; широко представлены виды рода *Aspergillus*: *A. terreus* Thom., *A. ochraceus* Wilhelm, *A. fisheri* Thom. et Church., *A. alliaceus* Thom. et Church., *A. wentii* Wehmer, многие из этих видов в контроле не выделялись (табл. 6).

В прикорневой зоне растений-продуцентов сладких гликозидов, напротив, частота встречаемости копиотрофов и фитопатогенов снижалась, а среди доминантов были нехарактерные для чернозёма виды грибов: представители рода *Penicillium*: *P. lanosum* Westling, *P. restrictum* Gilb. et Abb., *P. canescens* Sopp., *P. viridicatum* Westling, *P. janthinellum* Biorge и *Talaromyces flavus* (Klocker) Stolk et Samson (табл. 7).

Обсуждение

В почве, лишённой растений в течение 4-х лет, завершается минерализация трудно разлагаемых компонентов растительных остатков,

возрастает иммобилизация азота в микробной биомассе, а следовательно, и потенциальное почвенное плодородие, накапливается олиготрофная «микофлора рассеяния». Отмечается стабильность показателей по годам, сезонная биодинамика определялась, в основном, гидротермическим режимом почвы. Согласно предложенным грациям реакции почвенной биоты на внешние воздействия [2], состояние МСО чернозёма в контроле соответствует адаптивной зоне «гомеостаза».

Сукцессия МСО в прикорневой зоне растений зависела от состава их ризодепозитов. На целине под разнотравно-злаковой климаксовой растительной ассоциацией в почву поступают разнокачественные ризодепозиты, которые стимулируют минерализационные процессы, повышая эффективное почвенное плодородие. В комплексе микромицетов расширяется спектр видов грибов за счёт целлюлолитиков, копиотрофов и фитопатогенов, отмечается перегруппировка типичных для чернозёма видов по степени доминирования. Реакция МСО чернозёма соответствует адаптивной зоне «стресса» [2].

Изменения МСО в прикорневой зоне растений-продуцентов натуральных подсластителей разнонаправленные, отмечена более выраженная зависимость от состава ризодепозитов, чем от таксономической принадлежности растений.

У нетрадиционных сахароносов (чуфа, якон, топинамбур) в прикорневой зоне меняется направленность микробиологических процессов (преобладание минерализации ор-

Таблица 6

Изменение видового состава комплекса микромицетов в прикорневой зоне нетрадиционных сахароносов

Группа видов	Микромицеты
Чувствительные	<i>C. acremonium</i> , <i>Acr. alternatum</i> , <i>Paec. lilacinum</i> , <i>T. koningii</i> , <i>T. pseudokoningii</i> , <i>T. album</i> , <i>P. tardum</i> , <i>P. notatum</i> , <i>P. daleae</i> , <i>S. piluliferum</i> , <i>A. ustus</i> , <i>A. clavatus</i> , <i>A. niger</i> , <i>Rhiz. solani</i> , <i>G. virens</i> , <i>B. piluliferum</i> , <i>Aur. pululans</i> , <i>H. grisea</i> , <i>St. chartarum</i> , <i>M. ramosissimus</i>
Индикаторные	<i>T. harzianum</i> *, <i>A. terreus</i> , <i>A. ochraceus</i> , <i>A. fisheri</i> *, <i>A. alliaceus</i> *, <i>A. wentii</i> *, <i>P. funiculosum</i> , <i>M. hiemalis</i> , <i>Rh. stolonifer</i>

Примечание: * – не выделяются в контроле.

Таблица 7

Изменение видового состава комплекса микромицетов в прикорневой зоне продуцентов сладких гликозидов

Группа видов	Микромицеты
Чувствительные	<i>C. acremonium</i> , <i>Acr. alternatum</i> , <i>Paec. lilacinum</i> , <i>T. koningii</i> , <i>T. pseudokoningii</i> , <i>T. album</i> , <i>P. tardum</i> , <i>S. piluliferum</i> , <i>A. clavatus</i> , <i>A. niger</i> , <i>A. terreus</i> , <i>Rhiz. solani</i> , <i>F. solani</i> , <i>F. oxysporum</i> , <i>P. daleae</i> , <i>A. ustus</i> , <i>St. chartarum</i> , <i>M. hiemalis</i> , <i>M. ramosissimus</i> , <i>Rh. stolonifer</i> , <i>G. virens</i> , <i>Aur. pululans</i>
Индикаторные	<i>T. harzianum</i> *, <i>Tal. flavus</i> *, <i>A. ochraceus</i> , <i>P. notatum</i> , <i>P. lanosum</i> *, <i>P. restrictum</i> *, <i>P. canescens</i> *, <i>P. viridicatum</i> *, <i>P. janthinellum</i> *

Примечание: * – не выделяются в контроле.

ганических соединений азота при снижении запаса азота в микробной биомассе, $K_{\text{имм}}$ ниже единицы), что в многолетней монокультуре приведёт к прогрессивной потере потенциального плодородия почвы. Обращает на себя внимание более сильный эффект при выращивании чужбы, что подтверждает мощную экссудацию сахаров в составе ризодепозитов этой культуры с C_4 -типом фотосинтеза. В отличие от этого растения, содержащие сладкие гликозиды (стевия и солодка), практически не меняли направленность процессов азотного обмена в почве по сравнению с целиной.

В почве под растениями наблюдали изменения видового состава комплекса почвенных микромицетов. К общим закономерностям относятся, во-первых, снижение видового разнообразия. Второй особенностью является «концентрация доминирования» нескольких видов грибов. Третьей закономерностью является нарушение видового состава почвенных грибов в прикорневой зоне растений по сравнению с контролем: не выделяются характерные для зоны психрофильные олиготрофные виды.

В прикорневой зоне сахароносов возрастает ранг копиотрофов и характерных для чернозёма токсигенных видов грибов. В прикорневой зоне продуцентов сладких гликозидов индикаторными являются заносные более южные токсигенные виды грибов. Такая реакция МСО, особенно во второй группе растений, соответствует адаптивной зоне «резистентности» и указывает на сильное внешнее воздействие [2].

Заключение

На примере продуцентов натуральных подсластителей продемонстрировано, что функционирование системы *почва – МСО – растения* регулируется не только трофическими, но и «метаболическими» связями. Ризодепозиты нетрадиционных сахароносов, содержащие углеводы (но не глюкозу), вызывают изменение трофической структуры МСО чернозёма (соотношения групп бактерий, определяющих азотный режим почвы; доминирование копиотрофных видов грибов). Ризодепозиты растений-продуцентов неметаболизируемых сладких гликозидов не меняют трофическую структуру МСО, но усиливают «метаболические» связи, что проявляется в смене видового состава и нарушении структуры комплекса микромицетов чернозёма.

Реакция комплекса почвенных микромицетов на ризодепозиты растений-под-

сластителей превышает пределы не только адаптивной зоны «гомеостаза», но даже и зоны «стресса» и соответствует адаптивной зоне «резистентности», что подтверждает значимость действующего фактора. Обращает на себя внимание накопление видов грибов, продуцирующих микотоксины с фитотоксическим действием [11, 15, 17]. Подобные нарушения комплекса микромицетов свидетельствуют о том, что в системе *почва – МСО – растения-подсластители* усиливаются не только прямые воздействия (влияние растительных ризодепозитов в период вегетации на МСО), но и обратные связи (влияние микотоксинов на растения, развитие фитотоксикоза почвы).

К практическим рекомендациям относится вывод о целесообразности выращивания растений-подсластителей в многолетней монокультуре, требуется разработка специализированных севооборотов с учётом биодиагностики почвы. Комплекс микромицетов широко используется для мониторинга почвы [18]. Выявленные нами индикаторные виды грибов могут использоваться для микробиомониторинга почвы при выращивании разных групп растений-подсластителей, накопление этих видов свидетельствует о развитии почвоутомления.

Литература

1. Заварзин Г.А., Колотилова Н.Н. Лекции по прикладной микробиологии. М.: Наука, 2003. 348 с.
2. Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. М.: Академия, 2004. 248 с.
3. Экология микроорганизмов / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2004. 272 с.
4. Romanenko G.A. Plant – microbe interactions: fundamental and applied research in Russia // Biology of plant – microbe Interactions: proc. Int. Congr. S.-Peterburg St. Paul. USA. 2003. V. 4. P. 19–23.
5. Zhang F. Biological processes in the rhizosphere: a frontier in the future of soil science // The Future of Soil Science. Wageningen: IUSS, 2006. P. 155–157.
6. Пинчук И.П., Кириллова Н.П., Полянская Л.М., Звягинцев Д. Г. Численность, биомасса и размеры клеток бактерий в ризосфере и ризоплане некоторых растений // Теоретическая и прикладная экология. 2014. №3. С. 102–108.
7. Kent A.D., Triplett E.W. Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems // Annual Review of Microbiology. 2002. V. 56. P. 211–236.
8. Lugtenberg B., Kamilova F. Plant-growth-promoting rhizobacteria // Annual Review of Microbiology. 2009. V. 63. P. 541–556.
9. Лукнер М. Вторичный метаболизм у микроорганизмов, растений и животных. М.: Мир, 1979. 548 с.

10. Шилов И.А. Экология. М.: Высшая школа, 1998. 512 с.

11. Свистова И.Д., Щербаков А.П., Фролова Л.О. Токсины микромицетов чернозёма: спектр антибиотического действия и роль в формировании микробного сообщества // Почвоведение. 2004. № 10. С. 1220–1227.

12. Свистова И.Д., Кувшинова Н.М., Назаренко Н.Н. Биотестирование чернозёма для разработки севооборотов лекарственных растений // Вестник Воронежского государственного аграрного университета. 2014. № 4. С. 47–51.

13. Валягина Е.Т., Малютин А.И. Лекарственные растения. СПб: Специальная литература, 1996. 425 с.

14. Андреюк Е.И. Методологические аспекты изучения микробных сообществ почвы // Микробные сообщества и их функционирование в почве. Киев: Наукова думка, 1981. С. 13–23.

15. Мирчинк Т.Г. Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.

16. Семенов В.М., Кузнецова Т.В., Кудеяров В.Н. Имобилизационно-минерализационные превращения азота в серой лесной почве // Почвоведение. 1995. № 4. С. 472–479.

17. Сенчакова Т.Ю., Свистова И.Д. Биотические связи микромицетов чернозёма в агроэкосистемах лесостепи. Елец: ЕГУ им. И.А. Бунина, 2011. 101 с.

18. Широких А.А., Колупаев А.В. Грибы в биомониторинге наземных экосистем // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 4–14.

References

1. Zavarzin G.A., Kolotilova N.N. Lectures on naturalists Microbiology. M.: Nauka, 2003. 348 p. (in Russian).

2. Zvyagintsev D.G., Babyeva B.G., Zenova G.M. Soil Biology. M.: Akademiya, 2004. 248 p. (in Russian).

3. Ecology of microorganisms / Ed A.I. Netrusov. M.: Akademiya, 2004. 272 p. (in Russian).

4. Romanenko G.A. Plant – microbe interactions: fundamental and applied research in Russia // Biology of plant – microbe Interactions: proc. Int. Congr. S.-Peterburg St. Paul. USA. 2003. V. 4. P. 19–23.

5. Zhang F. Biological processes in the rhizosphere: a frontier in the future of soil science // The Future of Soil Science. Wageningen: IUSS, 2006. P. 155–157.

6. Pinchuk I.P., Kirillova N.P., Polyanskaya L.M., Zvyagintsev D.G. Abundance, biomass, and size of bacteria cells in the rhizosphere and rhizoplane of some plants // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2014. № 3. P. 102–108 (in Russian).

7. Kent A.D., Triplett E.W. Microbial communities and their interactions in soil and rhizosphere ecosystems // Annual Review of Microbiology. 2002. V. 56. P. 211–236.

8. Lugtenberg B., Kamilova F. Plant-growth-promoting rhizobacteria // Annual Review of Microbiology. 2009. V. 63. P. 541–556.

9. Lukner M. Secondary metabolism in microorganisms, plants and animals. M.: Mir, 1979. 548 p. (in Russian).

10. Shilov I.A. Ecology. M.: Vysshaya shkola. 1998. 512 p. (in Russian).

11. Svistova I.D., Shcherbakov A.P., Frolova L.O. Toxins of chernozem micromycetes: the spectrum of antibiotic action and role in the microbial community // Pochvovedeniye. 2004. № 10. P. 1220–1227 (in Russian).

12. Svistova I.D., Kuvshinova N.M., Nazarenko N.N. Biotesting chernozems to develop crop rotation of medicinal plants // Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta. 2014. № 4. P. 47–51 (in Russian).

13. Valyagina E.T., Malyutina A.I. Medicinal plants. SPb: Spetsialnaya literatura. 1996. 425 p. (in Russian).

14. Andreyuk E.I. Methodological aspects of study of microbial communities in soil // Mikrobnye soobshchestva i ikh funktsionirovaniye v pochve. Kiev: Naukova dumka. 1981. P. 13–23 (in Russian).

15. Mirchink T.G. Soil mycology. M.: MGU, 1988. 220 p. (in Russian).

16. Semenov V.M., Kuznetsova T.V., Kudeyarov V.N. Im-mobilization-mineralization conversion of nitrogen in gray forest soil // Pochvovedeniye. 1995. № 4. P. 472–479 (in Russian).

17. Senchakova T.Yu., Svistova I.D. Biotic links of chernozem micromycetes in forest-steppe agro-ecosystems. Elets: EGU, 2011. 101 p. (in Russian).

18. Shirokikh A.A., Kolupaev A.V. Fungi in biomonitoring of terrestrial ecosystems // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2009. № 3. P. 4–14 (in Russian).

УДК 574.58 (470.21)

**Оценка состояния городских водных экосистем
по гидробиологическим показателям**

© 2016. **Е. Е. Минченок, к. б. н., доцент, Н. А. Пахомова, к. б. н., доцент,**
Мурманский государственный технический университет,
183010, Россия, г. Мурманск, ул. Спортивная, 13,
e-mail: minchenok.elena@yandex.ru, ninaandreevnapahomova@yandex.ru

В работе приведены результаты многолетнего биоэкологического мониторинга водных объектов г. Мурманска. Прослежена многолетняя динамика сообществ бентоса и планктона озера Семёновского. Дана характеристика фауны озёр Окунёвого, Ледового, а также ручья Варничного.

Индекс антропогенного эвтрофирования (ИНЭЖ) в Семёновском и Окунёвом озёрах варьирует от 3,0 до 12,7, что свидетельствует о «первых нарушениях стабильности биоценоза». По величине олигохетного индекса эти водоёмы относятся к категории «чистых». В озере Ледовом и ручье Варничном отмечено увеличение количественной диспропорции между инфузориями и коловратками, что указывает на высокое содержание органического вещества и повышенную токсичность воды. Олигохетный индекс в этих водных объектах варьирует от 0,2 «условно чистые» до 1,0 «очень грязные».

В целом отмечено, что фауна городских водных экосистем характеризуется малым видовым разнообразием. Проведённые исследования выявили тенденцию снижения видового состава макрозообентоса и упрощение трофических связей в городских водных экосистемах, подверженных антропогенному прессу.

Ключевые слова: зоопланктон, микро- и макробентос, биоиндикация, инфузории, коловратки, пресноводные водоёмы.

**Assessment of urban water ecosystems
using hydrobiological indicator**

E. E. Minchenok, N. A. Pakhomova,
Murmansk State Technical University,
13 Sportivnaya St., Murmansk, Russia, 183010,
e-mail: minchenok.elena@yandex.ru, ninaandreevnapahomova@yandex.ru

The results of long-term bioecological monitoring of freshwater basins of Murmansk are presented in the article. The long-term dynamics of plankton and benthic communities of the Semenovskoye Lake are traced. The characteristics of fauna of the Okunevoye Lake and the Ledovoye Lake, as well as the Varnichnii stream are presented.

Anthropogenic eutrophication Index of the Semenovskoye Lake and the Okunevoye Lake varies from 3.0 to 12.7, indicating the «earliest disturbance of biocenosis stability». According to the oligochaetes index the category these reservoirs can be rated as «pure». Increase of quantitative imbalance between ciliates and rotifers was recorded in the Ledovoye Lake and the Varnichnii stream, which indicates a high content of organic matter and increased water toxicity. The oligochaetes index in these water bodies ranges from 0.2 («relatively clean») to 1.0 – «very dirty».

It is stated in the article that the fauna of freshwater ecosystems is characterized by low species diversity; the dominant species in all water bodies are heterotrophic protozoan. These researches revealed a steady downward trend of species diversity of macrozoobenthos and simplification of trophic relationships in urban water ecosystems exposed to anthropogenic pressure.

Keywords: zooplankton, macro- and microbenthos, bioindication, ciliates, rotifers, freshwater basins.

Начальным этапом биоэкологического мониторинга следует считать проведение исследований по оценке фоновое состояние экосистемы, т. е. определение нормы состояния природной системы. Для этого осуществляется текущий контроль качества водной среды с использованием гидробиологической оценки состояния водоёмов по населяющим его организмам.

Фауна пресноводных водоёмов Мурманской области относится к арктической и арктически-умеренной. Зоопланктон в видовом отношении беден. Он представлен несколькими видами низших ракообразных: встречаются представители отряда ветвистых (*Cladocera*), веслоногих (*Copepoda*), циклопообразных (*Cyclopida*), ракушковые раки (*Ostracoda*). Среди кладоцер преобладают дафнии, босмины, хидорусы; среди копепод – циклопы и диаптомус. Обычно можно встретить представителей плоских (*Turbellaria*) и круглых червей (*Nematoda*, *Rotatoria*). Среди коловраток обычными являются нотолка, аспланхна и синхета. Основные представители донной фауны – личинки комаров из семейства тендипедид, или звонцов; встречаются личинки кровососущих комаров-кулицид. Из других групп беспозвоночных распространены моллюски, обычны озёрный бокоплав, личинки ручейников, подёнок, вислокрылок и некоторые личинки двукрылых насекомых (мух, мошек и комаров), малощетинковые черви – олигохеты. Из крупных беспозвоночных – несколько видов двустворчатых моллюсков, в т. ч. жемчужница [1].

Современные антропогенные воздействия на водные экосистемы, как правило, весьма сложны, и даже при контроле значительного количества абиотических параметров всегда остаётся сомнение, что какие-либо влиятельные факторы всё же остались неучтёнными [2].

В качестве биоиндикаторов состояния водной среды и её антропогенных изменений могут использоваться практически любые гидробионты, их популяции и сообщества. Однако наиболее удобным, информативным и надёжным биоиндикатором является зообентос [3]. Продолжительность жизненных циклов организмов зообентоса, по сравнению с планктонными организмами, существенно выше. Кроме того, донные беспозвоночные в основном ведут осёдлый образ жизни, поэтому состояние зообентоса чётко характеризует не только экологическое состояние водоёма или водотока в целом, но и конкретных его участков.

Цель работы – описать и проанализировать многолетние изменения состава и структуры бентосных сообществ в некоторых водных объектах г. Мурманска.

В задачи входило изучение видового разнообразия, выявление доминирующих и исчезнувших форм зообентоса. Поскольку местоположение озёр и водотоков, а также степень антропогенного воздействия на них отличаются, в наши задачи входил и сравнительный анализ их населения.

С 2002 г. сотрудники кафедры биоэкологии Мурманского государственного технического университета ведут регулярные наблюдения за экологическим состоянием водоёмов и водотоков, расположенных на территории г. Мурманска. Объектами изучения являются озёра Семёновское, Окунёвое, Ледовое, а также ручей Варничный.

Объекты и методы

Материалами для исследования послужили сборы гидробиологических проб. Перед проведением работ каждый водный объект обследовался по периметру (для озера) и от истока до устья (для ручья), определялся тип субстрата и растительности, а также наличие локальных загрязнённых участков. Было выделено 3 типа субстрата: каменисто-песчаный, илисто-песчаный и растительный. Основными критериями при выборе участков исследования были тип грунта и степень выраженных последствий деятельности человека. Пробы отбирали в июне–июле и сентябре. Периодичность отбора проб составляла 1 раз в неделю. Пробы отбирались в трёхкратной повторности. В целом в течение сезона с каждой станции было взято 12 проб.

Отбор проб осуществлялся на мелководных участках водоёмов (водотоков) на глубине 0,1–0,5 м при помощи стеклянной ёмкости объёмом 1000 мл. Количественная обработка проб велась следующим образом: из пробы пипеткой с резиновой грушей отбирали верхний слой воды. Во избежание попадания организмов свободный конец пипетки затягивали мельничным газом. Сконцентрированную пробу просматривали в камере Богорова. Пробы грунта промывали через сито с размером ячеек 0,25 мм. Камеральную обработку проб воды и грунта проводили согласно стандартным методикам [4, 5]. Идентификацию беспозвоночных проводили с использованием пособий и определителей [6–9].

По озеру Семёновскому приведены результаты наблюдений 2002, 2003, 2004, 2009,

Таксономический состав гидробионтов озера Семёновского в 2002–2012 гг.

№ п/п	Таксон	2002	2003	2004	2009	2011	2012
Тип Phytomastigophora = Euglenozoa							
1	<i>Euglena viridis</i>	+	+	+	–	–	–
Тип Ciliophora = Infusoria							
2	<i>Uroleptus pisces</i>	–	–	–	–	–	+
3	<i>Stylonychia mytilus</i>	+	+	+	–	–	–
4	<i>Holotricha</i> sp.	–	–	–	+	+	–
5	<i>Paramecium caudatum</i>	+	+	+	+	–	–
6	<i>Stentor polymorphus</i>	+	+	+	–	–	–
7	<i>St. coeruleus</i>	–	–	+	+	+	–
8	<i>Dileptus anser</i>	+	+	+	+	–	–
9	<i>Vorticella</i> sp.	+	+	+	+	–	+
Тип Cnidaria = Coelenterata Класс Hydrozoa							
10	<i>Hydra</i> sp.	–	+	–	–	–	–
Тип Plathelminthes Класс Turbellaria							
11	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	+	+	+	+	+	–
12	<i>Plagiosomum lemani</i>	+	+	+	–	–	–
13	<i>Rhynchoscolex simplex</i>	–	–	–	–	+	–
14	<i>Olisthanella obtusa</i>	–	–	–	–	+	–
15	<i>Turbellaria</i> sp.	–	–	–	–	+	+
Тип Nematelminthes Класс Gastrotricha							
16	<i>Gastrotricha</i> sp. in det.	–	–	+	–	–	+
Класс Nematoda							
17	<i>Nematoda</i> sp. in det.	+	+	+	+	+	+
Класс Rotatoria							
18	<i>Keratella quadrata</i>	–	–	+	+	–	+
19	<i>Branchionus plicatilis</i>	–	–	+	+	+	+
20	<i>B. rubens</i>	+	+	–	–	–	–
21	<i>Asplanchna herricki</i>	–	–	+	–	–	–
22	<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	–	–	+	+
23	<i>Rotaria rotatoria</i>	–	–	–	+	+	–
24	<i>Enteroplea lacustris</i>	–	–	–	+	+	+
25	<i>Conochilus unicornis</i>	–	–	–	–	+	–
26	<i>C. hippocrepis</i>	–	–	–	–	+	–
27	<i>Trichocerca</i> sp.	–	–	–	–	+	+
Тип Annelida Класс Clitellata Подкласс Oligochaeta							
28	<i>Tubifex tubifex</i>	+	+	+	+	+	+
29	<i>Stylaria lacustris</i>	+	+	+	–	–	–
30	<i>Aelosoma hemprichi</i>	–	–	+	+	–	–
31	сем. Lumbriculidae	–	–	–	–	–	+

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННЫХ И НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Окончание таблицы «Таксономический состав гидробионтов озера Семёновского в 2002–2012 гг.»

№ п/п	Таксон	2002	2003	2004	2009	2011	2012
Класс Hirudinea							
32	<i>Helobdella stagnalis</i>	–	+	+	–	–	+
33	<i>Herpobdella octoculata</i>	–	+	–	–	–	–
Тип Mollusca							
Класс Gastropoda							
34	<i>Lymnaea stagnalis</i>	+	+	+	–	–	–
35	<i>Planorbis planorbis</i>	+	+	+	–	–	+
Класс Bivalvia							
36	<i>Pisidium</i> spp.	+	+	+	+	–	+
37	<i>Sphaerium</i> spp.	+	+	+	–	+	–
Тип Arthropoda							
Класс Crustacea							
Подотряд Cladocera							
38	<i>Daphnia magna</i>	+	+	–	–	–	+
39	<i>Daphnia pulex</i>	+	+	–	+	–	–
40	<i>Bosmina</i> sp.	+	+	–	–	–	–
41	<i>Chydorus</i> sp.	–	–	–	+	+	–
42	<i>Sida</i> sp.	–	–	–	–	+	–
Подкласс Maxillopoda							
Отряд Copepoda							
43	<i>Cyclops stennus</i>	+	+	+	+	+	+
44	<i>Diaptomus</i> sp.	+	+	–	–	–	+
45	сем. Harpacticoidae	–	–	–	–	–	+
Подкласс Ostracoda							
46	отряд Podocopida	+	+	+	+	+	–
Подкласс Branchiopoda							
Отряд Phyllopoda							
47	<i>Lepidurus apus</i>	+	+	+	+	+	–
Класс Insecta							
Отряд Diptera							
48	сем. Chironomidae	+	+	+	+	+	+
49	сем. Culicidae	+	+	–	–	–	–
50	сем. Dixidae	+	+	–	–	–	–
51	сем. Ceratopogonidae	+	+	–	–	–	+
Отряд Coleoptera							
52	сем. Haliplidae	–	–	–	–	–	+
53	сем. Dytiscidae	+	+	–	–	–	–
Отряд Trichoptera							
54	сем. Goeridae	+	+	–	–	–	–
55	сем. Phryganeidae	+	+	–	–	–	–
56	сем. Molannidae	+	+	–	–	–	–
Отряд Ephemeroptera							
57	сем. Heptageniidae	+	+	–	–	–	–
Отряд Plecoptera							
58	сем. Nemouridae	+	+	–	–	–	–
Отряд Megaloptera							
59	сем. Sialidae	–	–	–	–	–	+
Тип Tardigrada							
60	класс Heterotardigrada	+	+	+	–	+	–
Всего		35	38	27	20	23	22

Примечание: прочерк – вид не обнаружен.

2011 и 2012 гг., по озеру Окунёвому приведены данные 2010 г., по озеру Ледовому и ручью Варничному – 2009 и 2010 гг. Подсчитывали величину олигохетного индекса и индекса антропогенного эвтрофирования Кренёвой (ИНЭК).

ИНЭК определялся по формуле [10]:

$$\text{ИНЭК} = C / (R + 1),$$

где C – суммарная численность всех видов Ciliata, R – суммарная численность всех видов Rotatoria.

Определение гидрохимических показателей – рН, нитритов, нитратов и фосфатов – проводили унифицированными химико-аналитическими методами [11].

Наибольшее внимание было уделено озеру Семёновскому, которое является одной из главных рекреационных зон г. Мурманска.

Результаты

В 2002 г. в сезонных пробах идентифицировано 35 видов гидробионтов: 4 вида моллюсков; 12 видов личинок насекомых: мокреца, звонца, земноводного комара, кровососущего комара, жука-плавунца, веснянки, подёнки, вислокрылки, пёстроного гребца; три вида ручейников; из ракообразных присутствовали представители отряда Daphniiformes, подкласса Ostracoda, отряда Notostraca (щитни); несколько видов ресничных червей.

В 2003 г. кроме перечисленных выше организмов были обнаружены ещё 3 вида гидробионтов: один вид, относящийся к типу кишечнополостные, класс Hydrozoa (гидрозои) и два вида класса Hirudinea (пиявки).

Фаунистические исследования бентоса, проведённые в 2004 г., показали наличие в пробах 21 вида макро- и мейобентоса. Из планктона в пробах отмечены 6 видов инфузорий и *Euglena viridis*.

Исследования озера, проведённые в последующие годы, показали снижение видового разнообразия организмов.

В 2002–2012 гг. в составе гидробионтов озера Семёновского выявлено 60 видов и форм. Таксономический состав гидробионтов за исследуемый период представлен в таблице.

Как видно из таблицы, общее количество видов из года в год варьирует. Прослеживается тенденция снижения видового разнообразия организмов в течение исследуемого периода. В пробах всех исследованных лет в Семёновском озере отмечены нематоды, малощетинковые черви (*Tubifex tubifex*), веслоногие раки (*Cyclops* sp.), ракушковые раки (Ostracoda), из класса насекомых – представители семейства Chironomidae. Видовое разнообразие организмов по годам приведено на рисунке 1.

Все обнаруженные организмы – типичные обитатели пресных водоёмов. Из перечисленных видов некоторые были встречены только в 2002–2004 гг. – это брюхоногий моллюск *Lymnaea stagnalis*, личинки отрядов Plecоп-

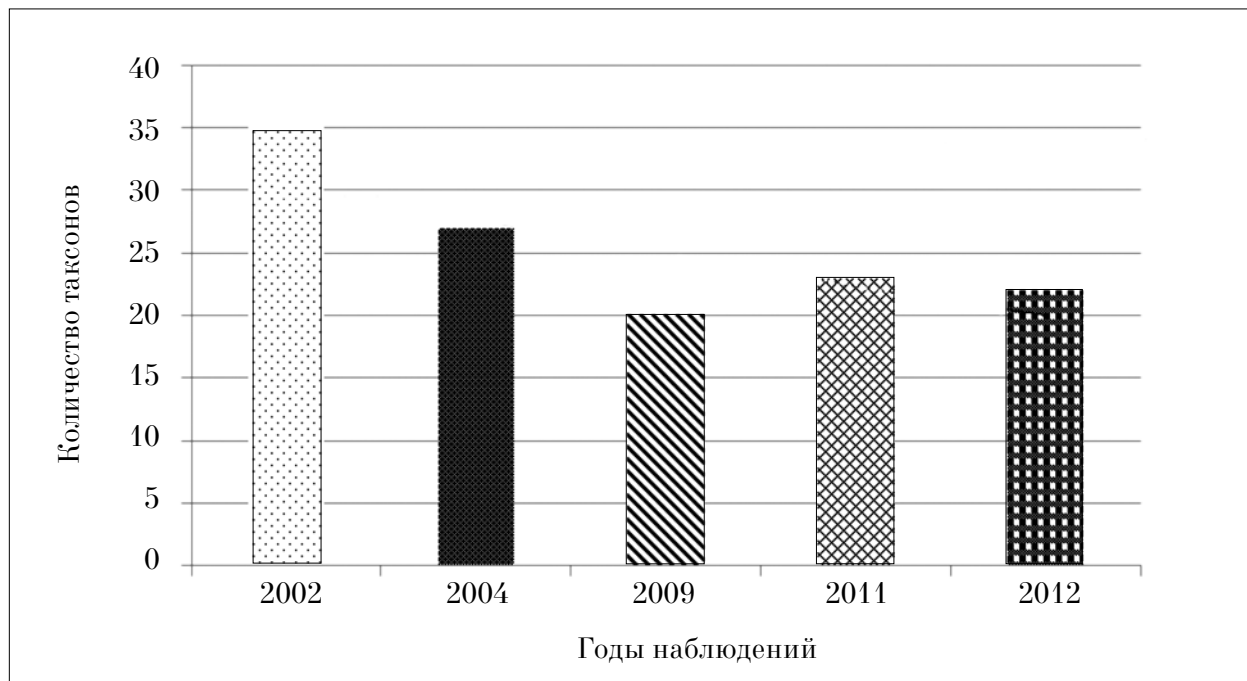


Рис. 1. Видовое разнообразие организмов в озере Семёновском за исследуемый период

tera, Ephemeroptera и Trichoptera. Два вида отмечены только в пробах 2012 г. – это инфузория *Uroleptus pisces* и личинки насекомых отряда Megaloptera и отряда Coleoptera, семейства Haliplidae. Из планктонных организмов только в 2012 г. найдены представители семейства Harpacticoidae.

В результате гидрохимических исследований водоёма было выяснено, что содержание нитритов, нитратов, фосфатов и сульфатов находится в пределах фоновых показателей водоёмов региона. Показатель рН в весенний период составляет 6,0–6,2. Осенью показатель рН увеличивается до 6,5–7,0, что отражает естественную динамику рН в пресноводных экосистемах Кольского Севера [12].

Качественный и количественный состав гидробионтов в водоёме меняется в связи с сезоном года, составом грунта и степенью загрязнения вод. В озере Семёновском в весенний период преобладают *Nematoda* sp., *Tubifex tubifex*, в летний период – коловратки *Rotaria rotatoria*, в осенний период – дафнии сем. Chydoridae, ресничные черви *Rhynchoscolex simplex*, личинки комара сем. Chironomidae. Вспышки численности и доминирование индикаторных видов в водоёме, испытывающем антропогенную нагрузку, свидетельствуют об изменении его экологического состояния [13]. Из озера Семёновского исчезают такие виды-индикаторы незагрязнённой среды обитания, как веснянки, подёнки и ручейники. Доминирование в 2009–2012 гг. личинок хирономид и олигохет *Tubifex tubifex* можно рассматривать как показатель загрязнения вод. Обследование озера в 2009–2012 гг. выявило снижение видового разнообразия макробентоса и увеличение числа видов микрозообентоса: инфузорий и коловраток. Причём видовое разнообразие инфузорий снижалось, а коловраток увеличивалось. Положение, занимаемое простейшими и коловратками в трофической системе в качестве одного из начальных звеньев гетеротрофной цепи, способность быстро реагировать на загрязнение мощными всплесками количественных характеристик позволяют их использовать как показатель изменений и ранней диагностики антропогенного воздействия. Для оценки уровня антропогенной нагрузки на экосистему по степени нарушенности структуры микрозоопланктонного сообщества использовался индекс антропогенного эвтрофирования Кренёвой (ИНЭЖ). В чистых олиготрофных водоёмах со стабильным биоценозом величина ИНЭЖ ≤ 2. Если ИНЭЖ принимает значения от 3 до 10, то состояние вод оценивается как загрязнённое,

мезотрофные воды с появлением первых признаков нарушения стабильности биоценоза. В 2011–2012 гг. значение ИНЭЖ в озере изменялось от 3,0 до 12,7. Величина олигохетного индекса варьирует от 0,07 до 0,13 (чистые).

В 2010 г. проводилось гидробиологическое и гидрохимическое исследование озера Окунёвого, расположенного в северо-восточной части г. Мурманска. Это слабопроточный водоём, проявляющий тенденцию к заболачиванию. Сбросов организованных сточных вод в озеро не осуществляется. В ходе исследования водоёма в точке отбора проб с растительным субстратом (фиталь) отмечено нарушение соотношения численности между инфузориями (Ciliophora) и коловратками (Rotatoria), что объясняется повышенным содержанием растворённого органического вещества. Однако на станции с каменисто-песчаным субстратом отмечено присутствие ручейников и двустворчатых моллюсков, которые являются индикаторами α-мезосапробности воды. Анализируя видовой состав гидробионтов, можно заключить, что фиталь – это наиболее загрязнённый органикой участок водоёма. Наиболее чистыми являются участки с каменисто-песчаными грунтами. В результате гидробиологического исследования озера Окунёвого было идентифицировано 18 видов гидробионтов, которые относятся к 7 типам, 11 классам. Олигохеты и хирономиды, которые являются показателями загрязнённых вод, не образуют массовых скоплений в водоёме. Установлено, что значение ИНЭЖ варьирует от 3,1 до 7,7. Величина олигохетного индекса изменяется от 0 до 0,16 (чистые).

Оценка качества вод озера Ледового с помощью гидробиологических показателей была проведена в 2010 г. Озеро расположено рядом с главной транспортной артерией города – Кольским проспектом – и со всех сторон окружено крупными автопредприятиями, дающими основную антропогенную нагрузку на водную экосистему. В результате гидробиологических исследований в озере Ледовом определено 9 видов, из них 6 видов относятся к микрозоопланктону и 3 вида – к зообентосу. В озере Ледовом доминирующими организмами являются инфузории (Ciliophora), коловратки (Rotatoria) и веслоногие ракообразные (Daphniiformes). Вспышки численности, доминирование организмов-индикаторов сапробности в водоёме свидетельствуют о негативном изменении его состояния. Увеличение диспропорции между такими группами организмов, как инфузории и коловратки, указывает на увеличение антропогенной нагрузки, высокое

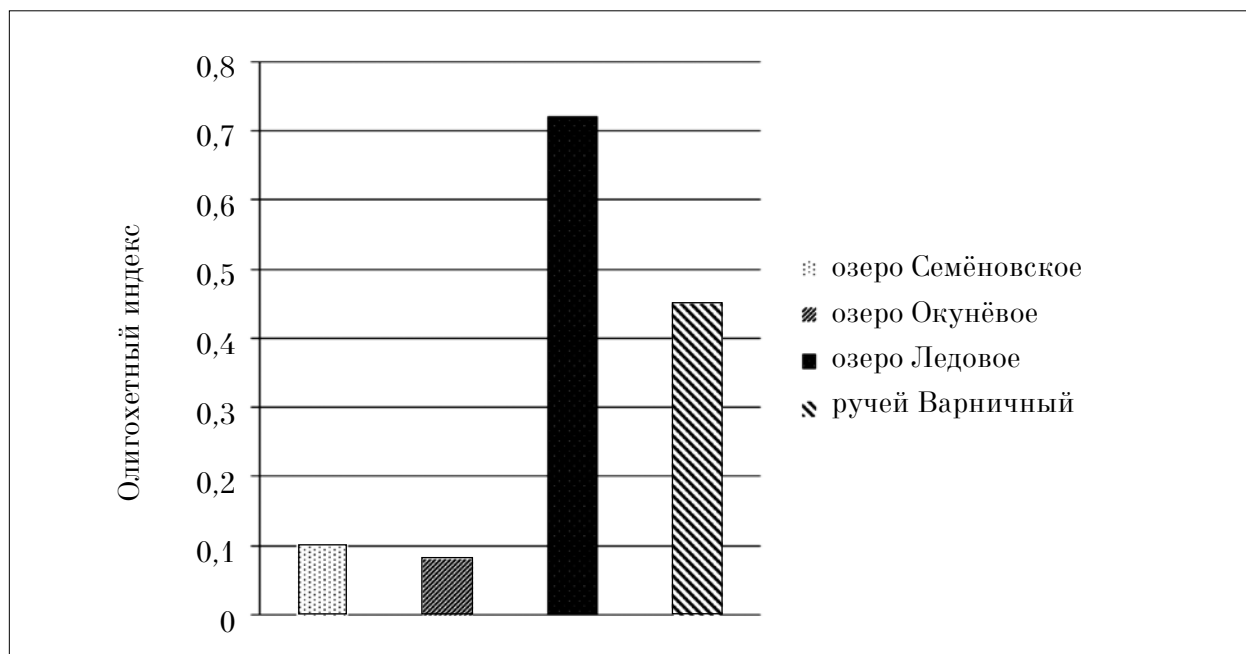


Рис. 2. Олигохетный индекс (D) в исследуемых водных объектах

содержание органического вещества и токсичность среды. Олигохетный индекс колеблется от 0,43 (слабо загрязнённые) до 1 (очень грязные).

Следующим объектом исследования был ручей Варничный, который находится на восточном берегу Кольского залива в черте г. Мурманска. Ручей берёт начало в озере Ледовом; на протяжении нескольких километров забран в трубы. В последние годы усиливается степень загрязнения ручья Варничного, так как в него попадают сточные воды большинства промышленных предприятий, расположенных в центре города. На качество воды негативное влияние оказывает также поверхностный сток с прилегающих территорий.

В результате гидробиологического исследования ручья Варничного выявлено 13 видов организмов, из которых 10 видов – микрзоопланктон. Зообентос представлен 3 видами организмов. В ручье Варничном значительно преобладают веслоногие ракообразные (Daphniiformes), инфузории (Ciliophora) и циклопы (Cyclops). Величина олигохетного индекса изменяется от 0,2 (условно чистые) до 0,7 (грязные).

Олигохетный индекс (D) даёт возможность оценить загрязнённость водоёма по соотношению числа олигохет *Tubifex tubifex* к числу всех остальных видов. На рисунке 2 представлены средние значения индекса для озёр Семёновского, Окунёвого, Ледового и ручья Варничного.

Максимальные значения олигохетный индекс принимает в оз. Ледовом ($D=0,715 \pm 0,285$),

минимальные значения – в оз. Окунёвом ($D=0,085 \pm 0,047$).

Несмотря на некоторые различия в видовом разнообразии озёр и водотоков, можно выделить виды, присутствующие во всех водных объектах. Из червей в фауне водных объектов г. Мурманска можно встретить несколько видов ресничных червей (Plathelminthes). Тип Круглые черви (Nemathelminthes) представлен свободноживущими видами нематод (Nematoda) и коловратками (Rotatoria). Тип Кольчатые черви (Annelida) представлен несколькими видами малощетинковых червей (Oligochaeta) и пиявок (Hirudinea). Тип Моллюски (Mollusca) представлен несколькими видами брюхоногих (Gastropoda) и двустворчатых (Bivalvia) моллюсков. Из двустворчатых моллюсков в водных объектах г. Мурманска чаще всего встречаются горошинки (*Pisidium* spp.). Среди членистоногих (Arthropoda) встречаются виды класса Ракообразные (Crustacea) и Насекомые (Insecta). Паукообразные в пресных водах представлены группой водных клещей, объединяемых названием Hydracarina. В озёрах часто встречаются ракообразные, относящиеся к отряду веслоногих раков, или копепод (Copepoda) – циклопы (Cyclops), ветвистоусые рачки, или клadoцеры (сем. Cladocera) семейства хидорусы (Chydoridae), реже встречаются представители родов дафния (*Daphnia*), босмина (*Bosmina*). Из насекомых в озёрах обитают личинки ручейников (Trichoptera), личинки и куколки комаров отряда двукрылых (Diptera). Взрослые насекомые или их личинки могут

доминировать по численности, особенно это касается комаров-звонцов, или хирономид (Chironomidae). На долю инфузорий приходится от 50 до 70% организмов, идентифицированных в пробах. Субдоминантами в пробах в зависимости от сезона отбора проб были круглые черви (Nematoda и Rotatoria), малощетинковые черви и личинки комаров.

Исследования показали, что фауна городских водных экосистем характеризуется малым видовым разнообразием. Доминирующими видами являются мелкие организмы с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения. Наблюдается тенденция снижения видового разнообразия организмов и упрощение трофических связей в водных экосистемах, подверженных антропогенному давлению.

Работа выполнена в рамках инициативной НИР «Биоиндикация и биотестирование как совокупность методов оценки водных экосистем урбанизированных территорий» (№ГР 115062210056).

Литература

1. Кольская энциклопедия / Т. 1: А – Д / Сост. Т.В. Агаркова и др. СПб.: ИС; Апатиты; КНЦ РАН, 2008. 599 с.
2. Денисов Д.Б., Кашулин Н.А., Терентьев П.М., Валькова С.А. Современные тенденции изменения биоты пресноводных экосистем Мурманской области // Вестник МГТУ. 2009. Т. 12. № 3. С. 525–538.
3. Цепелева М.Л., Шубина В.Н., Кочурова Т.И. Зообентос реки Погиблица в районе объекта уничтожения химического оружия «Марадьковский» // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 39–46.
4. Абакумов В.А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 240 с.
5. Максимович Н.В., Погребов В.Б. Анализ количественных гидробиологических материалов. Л.: Изд-во Ленинградского университета, 1986. 99 с.
6. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Под ред. С.Я. Цалолыхина. Т. 1. Низшие беспозвоночные. СПб.: Наука, 1994. 396 с.
7. Летние школьные практики по пресноводной гидробиологии. Методическое пособие. / Под ред. М. В. Чертопрада. М.: Добросвет, МЦНМО, 1999. 288 с.
8. Практическая гидробиология. Пресноводные экосистемы: Учеб. для студ. биол. спец. университетов / Под ред. В.Д. Фёдорова и В.И. Капкина. М.: ПИМ, 2006. 367 с.
9. Шалапёнок Е.С., Буга С.В. Практикум по зоологии беспозвоночных: Учеб. пособие. Мн.: Новое знание, 2002. 272 с.
10. Матишов Г.Г., Кренева С.В., Муравейко В.М., Шпарковский И.А., Ильин Г.В. Биотестирование и про-

гноз изменчивости водных экосистем при антропогенном загрязнении. Апатиты: КНЦ РАН, 2003. 468 с.

11. Муравьев А.Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. СПб: Кримас, 1999. 224 с.

12. Экология и охрана природы Кольского Севера / Под ред. Г.В. Калабина и Г.А. Евдокимовой. Апатиты: КНЦ РАН, 1994. 318 с.

13. Пахомова Н.А., Минченко Е.Е., Салмова Н.А., Журавлева Н.Г. Иллюстрированный атлас «Биоэкологические экскурсии»: Учеб. пособие. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2012. 182 с.

References

1. The Kola encyclopedia / Т. 1: А – D/ Sost. T.V. Agarkova i dr. SPb.: IS; Apatity; KNC RAN, 2008. 599 p. (in Russian).
2. Denisov D.B., Kashulin N.A., Terentyev P.M., Valkova S.A. Current trends in change of biota in freshwater ecosystems of the Murmansk region // Vestnik MGTU. 2009. T. 12. № 3. P. 525–538 (in Russian).
3. Tsepeleva M.L., Shubina V.N., Kochurova T.I. Zoobenthos Pogiblitza river in the area of the object for destruction of chemical weapons «Maradykovskiy» // Teoreticheskaya i prikladnaya ehkologiya. 2011. № 3. P. 39–46 (in Russian).
4. Abakumov V.A. Guidance on methods of hydrobiological analysis of surface water and sediment. L.: Gidrometeoizdat, 1983. 240 p. (in Russian).
5. Maksimovich N.V., Pogrebov V.B. Analysis of quantitative hydrobiological materials. L.: Izd-vo Leningradskogo universiteta, 1986. 99 p. (in Russian).
6. Identification guide on freshwater invertebrates of Russia and adjacent areas / Ed. S.Ya. Tsalolikhin. T. 1. Nizshie bespozvonochnye. SPb.: Nauka, 1994. 396 p. (in Russian).
7. Summer school practice in freshwater hydrobiology. Study guide. / Ed. M.V. Chertoprud. M.: Dobrosvet, MCNMO, 1999. 288 p. (in Russian).
8. Applied Hydrobiology. Freshwater ecosystems: Manual for students of biological specialties of universities / Eds. V.D. Fyedorov, V.I. Kapkov. M.: PIM, 2006. 367 p. (in Russian)
9. Shalapenok E.S., Buga S.V. Invertebrate zoology practical work: Study guide. Mn.: Novoe znanie, 2002. 272 p. (in Russian)
10. Matishov G.G., Kreneva S.V., Muraveyko V.M., Shparkovskiy I.A., Ilyin G.V. Biotesting and prediction of variability of water ecosystems in conditions of anthropogenic pollution. Apatity: KNC RAN, 2003. 468 p. (in Russian)
11. Muravyev A.G. Guidance on determining water quality parameters by field methods. SPb: Krismas, 1999. 224 p. (in Russian)
12. Ecology and Nature Protection of the Kola North / Eds. G.V. Kalabin, G.A. Evdokimova. Apatity: KNC RAN, 1994. 318 p. (in Russian)
13. Pakhomova N.A., Minchenok E.E., Salmova N.A., Zhuravleva N.G. Illustrated Atlas «Bioecological excursions»: Teaching aid. Murmansk: Izd-vo MGTU, 2012. 182 p. (in Russian).

УДК 631.4

Редкоземельные элементы в почвах природных и техногенных ландшафтов Кировской области

© 2016. Е. В. Дабах, к. б. н., доцент, с. н. с.,
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,
Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: dabakh@mail.ru

Изучалось содержание и распределение по профилю редкоземельных элементов (РЗЭ) в почвах природных и техногенных ландшафтов Кировской области. Показано, что в природных ландшафтах северной части Кировской области состав и свойства почвообразующих пород, а именно степень участия в формировании профиля почв моренного материала, влияют на содержание и соотношение лантаноидов в почвах. Содержание РЗЭ в почвах варьирует от 50 до 145 мг/кг. В почвообразующих породах с участием моренной составляющей и в почвах, сформировавшихся на них, концентрация РЗЭ ниже, чем в почвах на элювии глин, при этом проявляется тенденция к относительному накоплению тяжёлых лантаноидов. В агродерново-подзолистой почве на элювии глин выявлено элювиальное распределение РЗЭ в профиле, в аналогичной почве на морене более легкие лантаноиды от Се до Тб накапливаются в пахотном горизонте, тяжёлые лантаноиды – (Dy-Lu), а также Y и Sc вымываются из верхних горизонтов. В почвах техногенного ландшафта, сформировавшегося в долине р. Вятки в районе г. Кирово-Чепецка, содержание РЗЭ в почвах варьирует в более широких пределах – от 29 до 245 мг/кг. При нормализации по глинам Русской платформы в почвах проявляется обеднение лёгкими лантаноидами и обогащение тяжёлыми. В почвах заболоченного участка выявлена европиевая аномалия, обусловленная зависимостью поведения элемента от окислительно-восстановительных условий. Концентрации некоторых РЗЭ в почвах, формирующихся на отвалах, более чем в 2 раза выше кларка, что можно оценивать как низкий уровень загрязнения почв РЗЭ.

Ключевые слова: редкоземельные элементы (РЗЭ), лантаноиды, почвы, кларк, природные и техногенные ландшафты.

Rare earth elements in soil of natural and technogenic landscapes of Kirov region

E. V. Dabakh,
Vyatka State Agricultural Academy,
133 Oktyabrsky Prospect, Kirov, Russia, 610017,
Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Division RAS,
28 Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: dabakh@mail.ru

The content and distribution of rare earth elements (REE) in soils of natural and technogenic landscapes of Kirov region was studied. It is shown that in natural landscapes of the northern part of Kirov region the content and properties of soil-forming rocks, in particular the role of morainic material in forming soil profile, influence the content and amount of lanthanoides in soil. The amount of REE in soil vary from 50 to 145 mg/kg. In soil-forming rocks with the moranic part, as well as in soils formed on it, REE concentration is lower that in soil on residual deposit clay, there is a tendency to accumulating heavy lanthanoides. In agro-sod-podzol soil on residual deposit clay eluvial distribution of REE in the profile was stated, in soil on moranic material lighter lanthanoides from Ce to Tb accumulate in the plough layer, while heavy lanthanoides (Dy-Lu), as well as Y and Sc, get washed out from the surface soil layer. In technogenic soil formed in the Vyatka valley near Kirovo-Chepetsk REE amount in soil vary within a wider range, from 29 to 245 mg/kg. At clay normalizing on the Russian Platform the amount of light lanthanoides decrease, while heavy ones increase. In swampland soil europium anomaly takes place, which is caused by the dependance of the element on oxidation-reduction conditions. Concentration of some REE in soil formed in dumping sites is 2 times higher than percentage abundance, which can be estimated as a low degree of soil contamination with REE.

Keywords: rare-earth elements (REE), lanthanoides, soil, percentage abundance, natural and technogenic landscapes.

Редкоземельными элементами (РЗЭ) называют группу химических элементов, к которой относят лантан (La) и 14 лантаноидов: церий (Ce), празеодим (Pr), неодим (Nd), прометий (Pm), самарий (Sm), европий (Eu), гадолиний (Gd), тербий (Tb), диспрозий (Dy), гольмий (Ho), эрбий (Er), тулий (Tm), иттербий (Yb), лютеций (Lu); часто в эту группу включают иттрий (Y), иногда скандий (Sc). Название группы элементов обусловлено ограниченным их использованием (редкие), а также способностью металлов образовывать тугоплавкие, практически не растворимые в воде оксиды, которые раньше называли «землями».

В зависимости от радиуса иона, определяющего свойства элементов, РЗЭ обычно разделяют на группы: цериевую (La-Nd) и иттриевую (Tb-Lu) или на лантановую (La-Nd), иттриевую (Sm-Ho) и скандиевую (Er-Lu) [1]. Лантаноиды (Ln) делятся на две подгруппы: более растворимые и более основные элементы от La до Gd, а также менее основные и менее растворимые элементы – от Tb до Lu. Концентрация элементов первой подгруппы примерно $n \cdot 10$ мг/кг, второй – $0,1 \cdot n$ мг/кг [2].

Лёгкие элементы цериевой подгруппы с атомной массой менее 153 и ионным радиусом более 95 пм, включающие элементы от Ce до Eu, и тяжёлые – с атомной массой более 153 – от Gd до Lu, а также близкий по химическим свойствам Y (атомная масса 88,9), различаются по геохимическому поведению [3]. В литературе отмечено, что границы между группами лантаноидов весьма произвольные [4]. Для большинства редкоземельных элементов наиболее характерна степень окисления +3. В природе церий может образовывать соединения со степенью окисления +4 (менее характерны они для тербия); у европия и иттербия устойчивы соединения со степенью окисления +2.

Кларки РЗЭ невелики (суммарно $1 \cdot 10^{-2}$ %) и по правилу Оддо-Гаркинса у лантаноидов с чётными атомными номерами они выше, чем с нечётными [1]. Содержание РЗЭ в почвах составляет от 30 до 700 мг/кг [5], концентрации их соизмеримы с концентрациями таких распространённых тяжёлых металлов, как кадмий, медь, свинец [6]. Происхождение, содержание и динамика РЗЭ элементов в почвах представлены в работах [7, 8]. В последнее время, благодаря внедрению в лабораторную практику метода масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, появились работы, посвящённые содержанию, распределению

по профилю и поведению РЗЭ в разных типах почв России. Например, редкие элементы, в том числе и РЗЭ, определяли при ландшафтно-геохимическом картировании южных регионов России и поймы р. Енисей [9]. В работе [10] показано, что среднее содержание Y в пяти почвах (кроме технозёма) 24–35 мг/кг, что ниже кларкового – 40 мг/кг. При этом в аллювиально-дерновых почвах на о. Закурье содержание Y в среднем заметно выше (29–35 мг/кг), чем в дерновых почвах на берегах р. Чусовой (24–25 мг/кг). Это обогащение иттрием аллювиально-дерновых почв, вероятно, обязано аллювию. В аллювиальных почвах (в поймах рек – притоков р. Камы) проявляется аккумуляция лантаноидов в оршштейнах, причём церий накапливается в оршштейнах верхних горизонтов, лантан – нижних. Установлено, что некоторые лантаноиды (La, Ce, Gd, Y, Lu) предпочтительнее закрепляются оксидами Mn, чем оксидами Fe (за исключением Nd), в кальците возможно замещение Ca^{2+} лантаноидами. Гумус способен закреплять церий и другие лантаноиды только при насыщенности его конкурирующим металлом – железом [4].

В почвах в зоне влияния Череповецкого металлургического комбината отмечалось существенное увеличение содержания празеодима и тербия, проявлялась слабая тенденция к увеличению содержания лёгких лантаноидов от лантана до самария включительно. Миграция лантаноидов по профилю затруднена, повышенные содержания их отмечены в горизонтах А. По мере увеличения порядкового номера наблюдалось снижение содержания лантаноидов в почвах [11]. Сопоставимое содержание РЗЭ в почвах различных регионов свидетельствует об их относительной химической инертности, однако анализ данных проводился в основном для верхних горизонтов почв [3, 12]. В последнее время активно изучается влияние почвообразовательного процесса на перераспределение РЗЭ по профилю почв. Установлено, что Ce, La и Y характеризуются ярко выраженным элювиально-иллювиальным перераспределением в почвах подзолистого ряда, выявлена достоверная связь их с содержанием железа [13, 14]. Отмечено, что лёгкие лантаноиды в подзолах на элювии гранита выщелачиваются полнее, чем тяжёлые [4]. Выраженное элювиально-иллювиальное распределение La, Ce, Sm, Eu выявлено в профиле серых лесных почв Приволжской возвышенности [15]. В работе [12] отмечены тенденции к биогенной аккумуляции Nd, Ce,

Dy и альфегумусовому накоплению Nd, Pr, La в почвах Приокско-террасного биосферного заповедника. Церий, лантан, иттрий и иттербий изучались в почвах Алтая [16]. Было отмечено, что элементы образуют устойчивые комплексы и труднорастворимые соединения, что препятствует их выщелачиванию. Содержание их в почвах было на уровне кларка. Считают, что лантаноиды являются химически инертными в почвах гумидного климата [17, 18]. Содержание лантаноидов изучалось как в современных почвах, так и в палеопочвах Южного Урала. Представлен убывающий ряд среднего содержания РЗЭ – общий для палеопочв, современных почв и культурных слоев: $Ce > Nd > La > Sm > Yb > Eu > Tb > Lu$, сделано предположение о ведущей роли минеральных компонентов в удержании лантаноидов, так как содержание органического вещества в погребённых почвах в 5 раз ниже, а концентрации РЗЭ сопоставимы; обозначена проблема нормирования содержания валовых форм редких элементов в почвах [19, 20]. В обзоре, посвящённом биогеохимии лантаноидов (Ln), показано, что поведение их в почвах и поступление в растения зависит от устойчивости Ln-содержащих минералов, от рН (снижение рН увеличивает подвижность лантаноидов), от органических лигандов, от окислительно-восстановительного потенциала (в частности, для Ce и Eu), от деятельности микроорганизмов [21].

При оценке содержания РЗЭ в почвах обычно ориентируются на кларки элементов в земной коре, либо на литературные данные о среднем содержании их в почвах мира. Однако значения, приводимые разными авторами, различаются весьма существенно [2]. В настоящее время использование РЗЭ в промышленности и сельском хозяйстве довольно ограниченное, но интерес к ним как к перспективному сырью для производства магнитов, люминофоров, аккумуляторов, лёгких конструкций, электромобилей, альтернативных источников энергии и других высокотехнологичных продуктов возрастает [22]. В связи с этим проблема определения фоновых концентраций и нормирования содержания РЗЭ в почвах мира является весьма актуальной.

Целью настоящей работы является изучение содержания РЗЭ в почвах природной и техногенной территорий Кировской области.

Материалы и методы

Исследования проводились на двух площадках в Кировской области (рис. 1, см. цветную вкладку).

Первая – условно чистая территория – расположена на севере области в окрестностях с. Сырьяны Белохолуницкого района в 60 км к северо-востоку от областного центра; вторая – техногенная территория – участок поймы р. Вятки в районе г. Кирово-Чепецка, расположенный в зоне влияния промышленных предприятий. Эта территория находится примерно в 50 км к юго-западу от первой.

Сырьянский участок расположен в северной части Вятских увалов – возвышенности, протянувшейся почти по всей области в меридиональном направлении. В геоморфологическом отношении Сырьянский участок – денудационная равнина со следами аккумуляции, граничащая с аккумулятивно-денудационной четвертичной водно-ледниковой и аллювиально-озерной равниной. Такие ландшафты типичны для северной и центральной части Кировской области и для северо-востока Европейской части России в целом. Вследствие влияния донского оледенения коренные пермские глины здесь часто перекрыты маломощным слоем ледниковых и водно-ледниковых отложений, представленных опесчаненными суглинками с галькой и валунами. Именно на таких породах сформировались дерново-подзолистые легкосуглинистые почвы (разрез 4).

На элювии коренных пород – пермских глин – образовались дерново-подзолистые среднесуглинистые почвы под разнотравно-луговой растительностью на заброшенной пашне (разрез 3). Подзолистые легкосуглинистые почвы под ельником хвощево-снытиевым (разрез 2) сформировались на двучленных отложениях – морене, подстилаемой на глубине 0,6 м элювием глин. Таким образом, три разреза отличаются степенью участия в формировании почв материала ледникового происхождения. Образцы отбирались по горизонтам, кроме того, на четырёх участках бывших пахотных угодий были отобраны смешанные образцы из гумусового горизонта, состоящие из пяти индивидуальных проб. Химический анализ образцов был выполнен в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии и микроэлектроники особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка Московской области) методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, физико-химические свойства почв определялись в научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета общепринятыми методами.

Е. В. ДАБАХ
«РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ ПРИРОДНЫХ
И ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ» (С. 56)



Ландшафт северо-востока
Кировской области
(Сырьянский участок)



Подзолистая почва



Техногенный ландшафт
в районе
г. Кирово-Чепецка



Аллювиальная дерновая почва

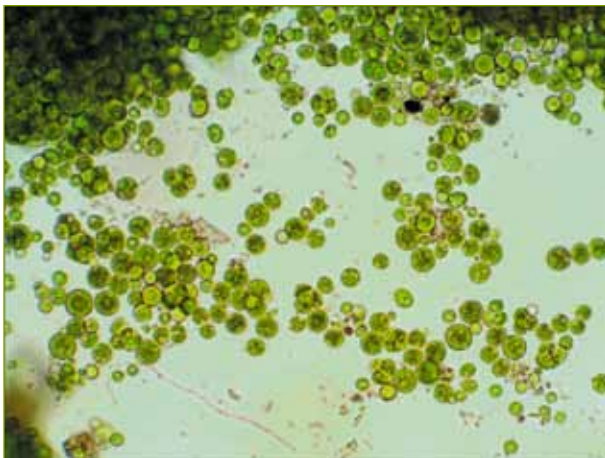
Л. В. КОНДАКОВА, О. С. ПИРОГОВА, Т. Я. АШИХМИНА
«СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ АЛЬГОФЛОРЫ ПОЙМЕННЫХ
БИОГЕОЦЕНОЗОВ РЕКИ ВЯТКИ НА ТЕРРИТОРИИ ГПЗ «НУРГУШ»
И ЗАРЕЧНОГО ПАРКА г. КИРОВА» (С. 68)



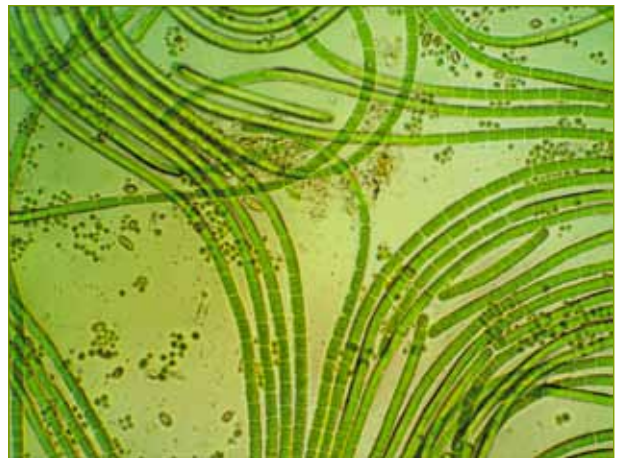
Phormidium jadinianum



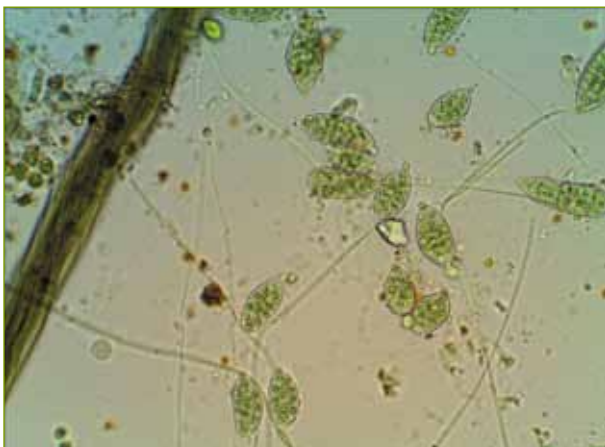
Phormidium boryanum



Eustigmatos magnus



Klebsormidium flaccidum



Microcoleus vaginatus, Nostoc punctiforme



Tolypothrix tenuis

Результаты и их обсуждение

Свойства почв представлены в таблице 1.

Общее содержание РЗЭ (включая Y и Sc) в почвах Сырьянского участка варьирует от 50 до 145 мг/кг: в верхних горизонтах почв – горизонтах А старопахотных почв – от 42 до 108 мг/кг, в лесной подстилке – около 50 мг/кг, в подзолистом горизонте – 70 мг/кг (табл. 2).

Отметим, что суммарное содержание РЗЭ в почвах на суглинках с участием моренной составляющей Приокско-террасного заповедника (Московская область) аналогичное – 50–150 мг/кг [12], несмотря на то, что районы исследования удалены на значительное расстояние (около 1000 км), и почвы относятся к разным типам. Концентрации лантаноидов, иттрия и скандия в поверхностном слое изученных почв не достигают даже нижней границы диапазонов варьирования концентраций соответствующих элементов и значительно ниже средних значений, указанных разными авторами [2].

Исключением является Tm, содержание которого соответствует средним концентрациям элемента в почвах мира по Юри и Бейкону – 0,16 мг/кг. Содержание РЗЭ в изучаемых почвах ниже их кларков по Виноградову (1962 г.). По распространённости в данных почвах лантаноиды образуют следующий ряд:

$Ce > La > Nd > Pr > Sm > Gd > Dy > Yb \geq Er \geq Eu > Ho \geq Tb > Tm \approx Lu$.

Такая последовательность элементов характерна и для глин Русской платформы, но отличается от последовательности кларков (по Виноградову, 1962), в которой кларк Nd выше, чем La.

Факторами, влияющими на концентрацию редкоземельных элементов в почвах, являются состав и свойства почвообразующей породы, степень выветренности минералов,

особенности генезиса почв, содержание глинистых минералов и органического вещества, характер и уровень антропогенной нагрузки, деятельность микроорганизмов [4].

Поскольку содержание РЗЭ в незагрязнённых почвах прежде всего определяется их концентрациями в почвообразующих породах, для выявления аномалий РЗЭ, обусловленных особенностями состава и характера выветривания пород, лантаноиды были нормализованы по хондриту и по глинам Русской платформы (табл. 3, рис. 1 и 2) [23].

По сравнению с хондритом концентрации лантаноидов в осадочных породах значительно выше, особенно в продуктах выветривания пермских глин. Во всех почвообразующих породах выявлена преимущественная обогащённость лёгкими лантаноидами (La-Sm). С увеличением атомной массы нормализованное содержание элементов лёгкой фракции снижается в элювии глин и в моренных суглинках. При подстилании морены элювием глин в верхнем слое двучленных отложений – почвообразующей породе – проявляется значительная обогащённость горизонта церием.

При нормализации по глинам Русской равнины, напротив, отмечается обеднёность всех пород лантаноидами, в меньшей степени породы обеднены церием (рис. 2). И если в глинах экзогенные процессы способствовали относительно равномерному выщелачиванию всех элементов (за исключением Ce), то в породах ледникового происхождения степень обеднённости легкими лантаноидами выше, чем тяжёлыми. Возможно, такая закономерность обусловлена накоплением в морене более устойчивых к выветриванию минералов, содержащих тяжёлые лантаноиды. Накопление устойчивых к выветриванию минералов циркона и рутила вследствие длительной транспортировки обломочного материала

Таблица 1

Свойства почв Сырьянского участка

№ площадки отбора образца	Горизонт, глубина, см	pH _{KCl}	Гидролитическая кислотность	P ₂ O ₅	K ₂ O	C, %
			мг-экв./100 г			
1	Апах 0–25	5,5	1,9	63,1	87,7	2,31
2	A ₀ 0–5	3,6	н/о	н/о	н/о	>15
2	A2 5–17	3,9	6,1	н/о	н/о	1,97
3	Апах 0–25	5,2	1,9	66,2	162,3	1,74
4	Апах 0–23	4,0	5,5	9,2	73,1	2,74
5	Апах 0–27	4,5	4,1	19,5	56,9	2,70
7	Апах 0–25	5,3	2,9	60,3	123,2	2,30
8	Апах 0–20	6,0	0,5	108,1	106,1	2,50

Примечание: н/о – не определялось.

Таблица 2

Содержание редкоземельных элементов в почвах Сырьянского участка

№ площадки отбора образца	Горизонт	Глубина, см	Содержание РЗЭ, мг/кг														Суммарное содержание РЗЭ		
			La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu		Y	Sc
Пл. 1	Апах	0–25	10,3	23,7	2,5	8,9	1,7	0,46	1,6	0,22	1,5	0,31	1,0	0,15	1,2	0,20	8,9	5,6	68,24
	Ао	0–5	7,9	17,9	1,9	6,9	1,4	0,32	1,2	0,16	1,1	0,22	0,76	0,10	0,8	0,12	6,9	3,7	51,38
Пл. 2	А2	5–17	10,1	24,1	2,5	10,0	1,9	0,44	1,6	0,27	1,7	0,35	1,1	0,17	1,3	0,16	10,3	4,4	70,39
	В1	17–27	10,4	27,8	2,4	9,4	1,8	0,40	1,5	0,23	1,5	0,30	0,91	0,14	1,1	0,18	9,3	5,4	72,76
	В2	27–40	11,5	33,6	2,6	10,0	1,7	0,51	1,7	0,31	1,6	0,29	1,1	0,16	1,1	0,18	10,2	5,9	82,45
Пл. 3	ВС	40–60	10,7	33,7	2,9	10,6	2,2	0,57	2,1	0,35	2,0	0,40	1,3	0,24	1,4	0,18	13,9	8,5	91,04
	Апах	0–25	9,4	24,2	2,3	9,0	1,6	0,37	2,6	0,21	1,4	0,23	0,88	0,17	1,1	0,16	8,9	6,3	68,82
	В1	25–33	17,6	42,7	3,7	13,7	2,5	0,56	2,0	0,29	1,9	0,34	1,2	0,19	1,4	0,20	10,9	8,3	107,48
	В2	33–47	20,0	56,4	4,4	16,2	2,9	0,70	2,7	0,40	2,5	0,51	1,5	0,25	1,7	0,22	15,7	11,0	137,08
Пл. 4	ВС	<47	22,0	53,7	5,3	18,8	3,8	0,77	3,3	0,50	2,8	0,57	1,7	0,24	1,7	0,27	17,2	11,3	143,95
	Апах	0–23	7,9	19,3	2,1	7,2	1,5	0,37	1,3	0,17	1,0	0,22	0,81	0,12	0,9	0,14	7,0	4,0	54,03
Пл. 5	В	23–46	7,9	16,5	1,9	6,9	1,1	0,25	1,1	0,15	1,2	0,27	0,86	0,13	0,87	0,15	8,2	4,0	51,48
	ВС	46–61	9,7	24,1	2,3	7,7	1,3	0,36	1,4	0,24	1,5	0,31	1,0	0,15	1,0	0,15	16,4	10,7	78,31
Пл. 7	Апах	0–27	9,5	20,2	2,3	8,2	1,7	0,36	1,4	0,23	1,3	0,25	0,93	0,16	1,0	0,12	7,9	4,8	60,35
	Апах	0–25	17,9	38,4	4,2	17,4	2,9	0,53	2,8	0,44	2,8	0,51	1,5	0,18	1,7	0,25	10,6	5,7	107,81
Пл. 8	Апах	0–20	14,5	31,7	3,4	14,0	2,3	0,45	2,0	0,36	2,0	0,38	1,2	0,17	1,2	0,19	10,3	5,3	89,45
	Кларк по Виноградову, 1962		29	70	9	37	8	1,3	8	4,3	5	1,7	3,3	0,27	3,3	0,8	29	10	–

Таблица 3

Исходные данные для нормализации лантаноидов

Объект	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Хондрит	0,31	0,81	0,12	0,60	0,195	0,074	0,26	0,047	0,322	0,072	0,210	0,032	0,209	0,032
Глины Русской платформы (Мигдисов и др., 1994)	37,5	74,8	8,6	32,2	6,2	1,3	5,21	0,79	4,88	0,96	2,78	0,41	2,73	0,41
Элювий глин	22,0	53,7	5,3	18,8	3,8	0,77	3,3	0,50	2,8	0,57	1,7	0,24	1,7	0,27
Двучленные отложения (верхний слой)	10,7	33,7	2,9	10,6	2,2	0,57	2,1	0,35	2,0	0,40	1,3	0,24	1,4	0,18
Моренные суглинки	9,7	24,1	2,3	7,7	1,3	0,36	1,4	0,24	1,5	0,31	1,0	0,15	1,0	0,15

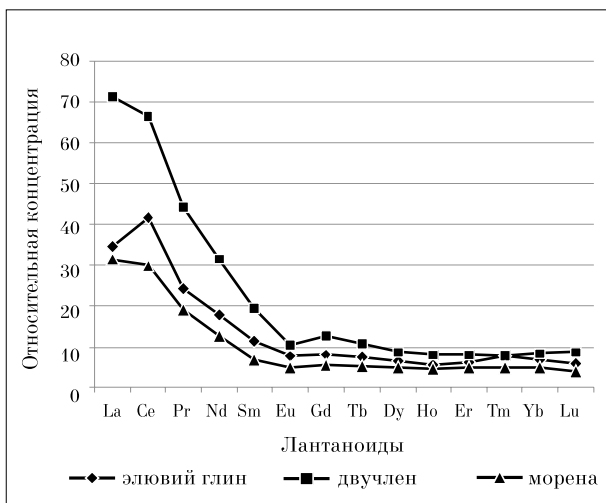


Рис. 1. Лантаноиды в почвообразующих породах (нормализация по хондриту)

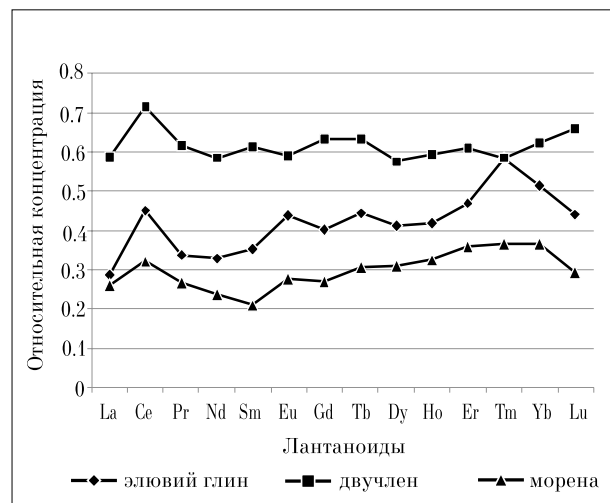


Рис. 2. Лантаноиды в почвообразующих породах (нормализация по глине)

характерно для морены днепровского оледенения [24]. До недавнего времени полагали, что на территории Кировской области распространение ледниковых отложений связано с днепровским оледенением. Вероятность того, что лёгкие лантаноиды входят в состав менее устойчивых минералов, была отмечена и в работе [4]. В породах с участием ледникового материала, помимо цериевой, слабо проявляется положительная европиевая аномалия, возможно, благодаря более высокому содержанию устойчивых полевых шпатов.

Характер распределения РЗЭ по профилю почв обусловлен их генезисом. Изученные почвы относятся к подзолистым и агродерново-подзолистым: помимо морфологически хорошо выраженного подзолистого горизонта в лесной подзолистой почве, который в почвах сельхозугодий был вовлечён в пахотный слой, в их макроэлементном составе проявляется элювиальное или элювиально-иллювиальное перераспределение железа и алюминия, харак-

терное для текстурно-дифференцированных почв.

Средние концентрации отдельных элементов в гумусовых (бывших пахотных) горизонтах почв образуют характерную пилообразную кривую, подтверждающую правило Оддо-Гаркинса: лантаноиды с чётными порядковыми номерами более распространены в земной коре, чем с нечётными (рис. 3).

Содержание РЗЭ возрастает вниз по профилю, однако в почве на элювии глин концентрации всех элементов (за исключением Gd) постепенно увеличиваются сверху вниз, а в агродерново-подзолистой почве на морене и в лесной подзолистой почве на двучленных отложениях проявляется тенденция к относительному обеднению лантаноидами (за исключением La и Ce в подзолистой почве) средней части профиля – горизонтов В.

Сравнительный анализ содержания РЗЭ в горизонтах агродерново-подзолистой почвы на элювии глин (разрез 3) позволил предпо-

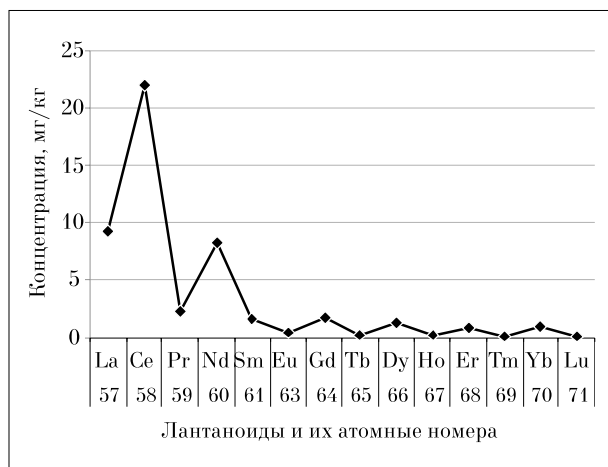


Рис. 3. Распространённость лантаноидов в пахотных горизонтах почв

ложить, что в формировании верхнего – пахотного горизонта некоторое участие ледникового материала всё же присутствует, поскольку смешанные образцы из пахотного горизонта почв на элювии глин с площадок 7 и 8 (табл. 2) очень близки по содержанию РЗЭ к горизонту В1 почвы разреза 3. В любом случае происходит равномерное возрастание концентрации всех РЗЭ вниз по профилю. Максимальный коэффициент иллювирувания 2,5 – у Ho, минимальные 1,2–1,5 – у Gd, Tm, Yb и Lu. Можно предположить биогенное накопление Gd в верхней части профиля. В почве на морене (разрез 4) отмечается накопление более лёгких лантаноидов от Ce до Tb (за исключением La) в пахотном слое и элювиальное распределение по профилю тяжёлых лантаноидов, а также иттрия и скандия.

Вторая – техногенная территория – участок поймы р. Вятки в районе г. Кирово-Че-

пецка. Вятка в этом месте размывает Вятский вал и формирует обширную пойму на левом берегу реки. Мощность аллювиальных отложений составляет около 12 м, ниже они подстилаются красноцветными пермскими глинами. Естественный рельеф поймы сильно изменён многочисленными карьерами, насыпями, дамбами. Почвенный покров представлен аллювиальными почвами с разной степенью оглеения, однако в его составе выделяются участки почв с нарушенным профилем и участки, на которых почвообразование находится на начальной стадии. Распространение загрязнения происходило главным образом по пойменной реке Елховке – притоку 2-го порядка р. Вятки, принимающей стоки предприятий, поэтому наиболее загрязнёнными оказались аллювиальные почвы в прибрежной зоне этого водотока. Образцы из верхних горизонтов почв отбирались на берегах р. Елховки (образцы П 1–П 6, 906), в районе трёхсекционного шламонакопителя отходов химических предприятий, построенного на старом русле р. Елховки (П 8). В центральной пойме закладывался разрез (П 9), образцы из которого отбирались по горизонтам (табл. 4).

Состояние почвенного покрова территории отражено в работе [25]. Почвы в пойме характеризуются слабокислой и близкой к нейтральной реакцией, они загрязнены тяжёлыми металлами, однако превышения ПДК небольшие – от 1,5 до 3.

Диапазон варьирования концентраций РЗЭ в почвах техногенного ландшафта значительно шире – от 30 до 240 мг/кг. Искусственные валы на берегах р. Елховки – основного приёмника стоков химических предприятий, сформированные при изменении её русла,

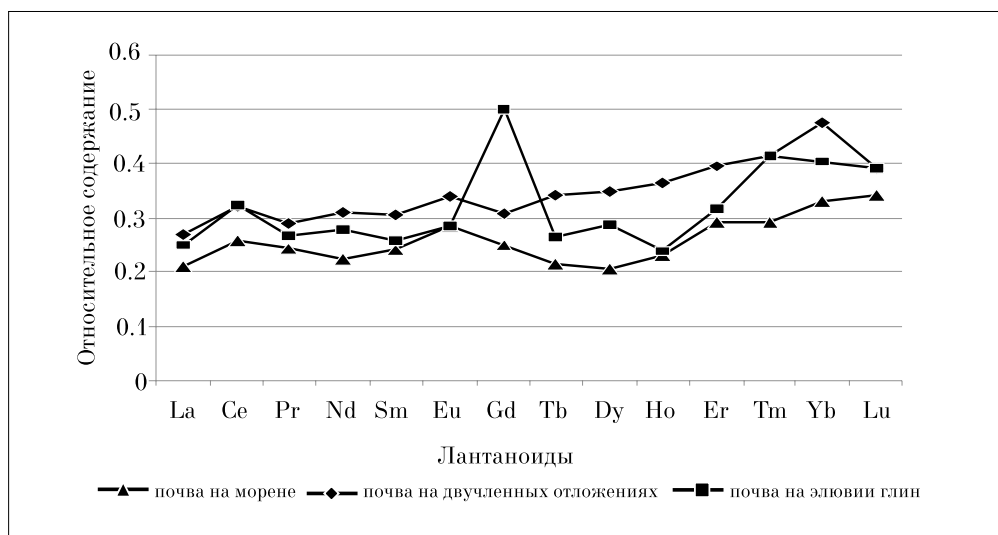


Рис. 4. Содержание лантаноидов в верхних горизонтах почв (нормализация по глине)

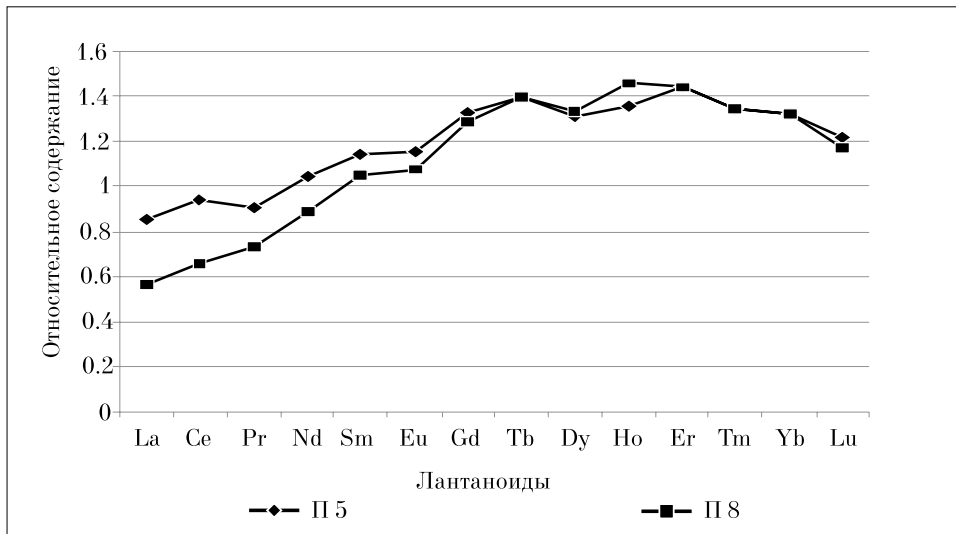


Рис. 5. Содержание лантаноидов в почвах на глине. Нормализация по глинам Русской платформы

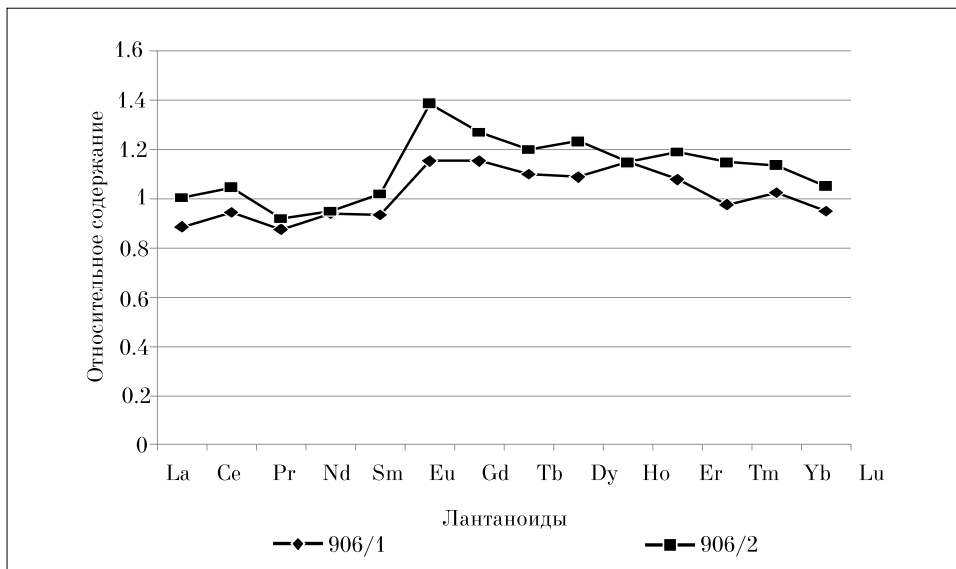


Рис. 6. Содержание лантаноидов в аллювиально-болотной почве. Нормализация по глинам Русской платформы

сложены в основном красноцветными глинами, выходы которых на поверхность отмечены на водоразделе и которые использовались при планировке местности. На них процесс почвообразования идёт в течение нескольких десятилетий. В образцах из гумусовых горизонтов этих почв (образцы П 5 и П 8) суммарное содержание РЗЭ максимальное (табл. 4). Концентрации отдельных элементов близки к их содержанию в глинах Русской платформы. При нормализации по глине отчётливо проявляется выщелачивание лёгких и накопление тяжёлых лантаноидов, причём степень выщелачивания выше в почве, залегающей на гребне вала (П 8), а уровень аккумуляции тяжёлых лантаноидов примерно одинаковый (рис. 5).

В аллювиальных почвах прибрежной зоны р. Елховки (П 1–П 4) общее содержание РЗЭ выше, чем в почвах денудационного ландшафта (Сырьянского участка) 138–192 мг/кг. Концентрации элементов ниже или на уровне кларков (табл. 4). В почвах заболоченного участка прибрежной зоны (906) при нормализации по глине отчётливо проявляется европиевая аномалия, обусловленная зависимостью поведения этого элемента от окислительно-восстановительной обстановки (рис. 6) [4].

Распределение редкоземельных элементов по профилю аллювиальной дерновой почвы носит слабо выраженный аккумулятивный характер, максимальное содержание их отме-

Таблица 4

Содержание редкоземельных элементов в почвах техногенных территорий

№ площадки отбора образца	Глубина см	Содержание элемента, мг/кг														Суммарное содержание РЗЭ		
		La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu		Y	Sc
П 1	0-10	20,1	42,1	4,9	20,4	4,2	0,85	3,8	0,60	3,4	0,68	2,2	0,30	2,0	0,28	20,4	12,1	138,31
П 2	0-18	22,6	47,3	5,5	23,5	5,1	1,1	5,1	0,84	4,9	1,0	3,1	0,43	2,8	0,36	38,2	11,9	173,73
П 4	0-15	27,4	59,4	6,6	28,1	5,8	1,1	5,1	0,80	4,5	0,93	2,8	0,39	2,7	0,38	27,4	19,4	192,8
П 5	0-15	32,1	70,1	7,8	33,5	7,1	1,5	6,9	1,1	6,4	1,3	4,0	0,55	3,6	0,50	43,6	20,3	240,35
П 906	0-7	33,2	70,5	7,5	30,3	5,8	1,5	6,0	0,87	5,3	1,1	3,0	0,40	2,8	0,39	38,2	19,1	225,96
П 906	7-16	37,6	78,2	7,9	30,5	6,3	1,8	6,6	0,95	6,0	1,1	3,3	0,47	3,1	0,43	41,7	19,4	245,35
П 6	5-15	8,8	17,2	1,9	8,0	1,6	0,31	1,3	0,20	1,2	0,23	0,74	0,10	0,82	0,094	8,1	5,6	56,19
П 6	30-40	4,5	9,0	1,0	4,0	0,75	0,16	0,68	0,10	0,73	0,14	0,46	0,063	0,49	0,073	3,8	3,3	29,25
П 8	0-15	21,2	48,8	6,3	28,6	6,5	1,4	6,7	1,1	6,5	1,4	4,0	0,55	3,6	0,48	61,9	15,3	214,33
П 91	0-7	28,1	62,1	6,9	29,1	6,0	1,2	5,3	0,82	4,7	0,96	2,9	0,39	2,7	0,37	25,3	21,0	197,84
П 92	7-16	29,1	64,2	7,2	30,2	6,1	1,2	5,2	0,79	4,5	0,91	2,8	0,38	2,7	0,38	21,6	20,7	197,96
П 93	16-26	27,2	61,2	6,6	27,9	5,7	1,1	4,7	0,73	4,2	0,81	2,5	0,35	2,4	0,36	18,8	20,1	184,65
П 94	26-50	24,0	54,7	6,0	24,6	5,0	0,99	4,2	0,67	3,7	0,74	2,3	0,36	2,3	0,32	17,2	19,7	166,78
Кларк по Виноградову, 1962	-	29	70	9	37	8	1,3	8	4,3	5	1,7	3,3	0,27	3,3	0,8	29	10	-

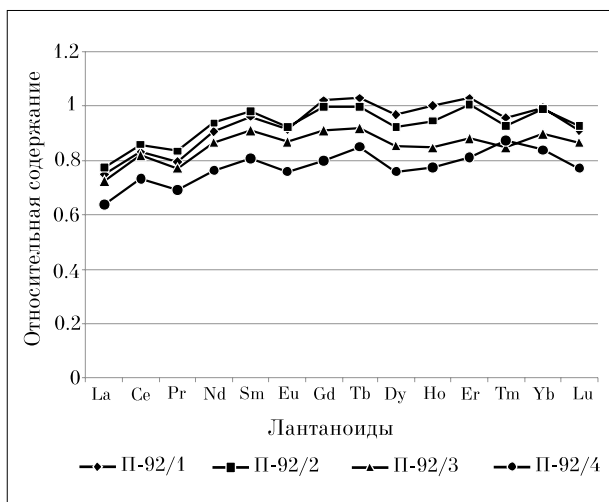


Рис. 7. Содержание лантаноидов в разрезе аллювиальной дерновой почвы (нормализация по глинам Русской платформы)

чается в верхних горизонтах профиля – дернине и гумусовом слое, и постепенно снижается в соответствии с возрастанием лёгкой фракции в гранулометрическом составе. Нормализованное по глине содержание РЗЭ в разрезе показано на рисунке 7. В гумусовых горизонтах аллювиальных почв (разрез 9) степень выщелачивания лёгких элементов значительно ниже, вероятно, вследствие длительного аллювиального процесса.

Возможными источниками загрязнения РЗЭ природного комплекса на этой территории могут быть отходы производства фторопластов и минеральных удобрений, так как в первом случае в качестве сырья используется плавиковый шпат, во втором – апатитовый концентрат. Содержания лантаноидов в почвах близки к их кларкам, однако почти во всех почвах выше кларка содержание тулия, скандия и иттрия. Превышение кларка этих элементов более чем в два раза, которое можно оценивать как загрязнение, отмечено в тяжёлосуглинистых почвах, формирующихся на отвалах (П 5 и П 8), однако такой уровень загрязнения почв считается низким.

Заключение

Таким образом, содержание РЗЭ в почвах условно фоновой территории, типичной для ландшафтов северо-востока Европейской России, составляет от 50 до 145 мг/кг. Концентрации отдельных элементов значительно ниже их кларков (по Виноградову) и средних значений в почвах мира.

Во всех горизонтах всех почв проявляется цериевая аномалия (причём даже при нормализации по глинам Русской платформы), в меньшей степени проявляется европиевая аномалия.

Состав и свойства почвообразующих пород, зависящих от участия в формировании профиля почв моренного материала, влияют на содержание и соотношение лантаноидов в почвах. В почвообразующих породах с участием моренной составляющей и в почвах, сформировавшихся на них, концентрация РЗЭ ниже, чем в почвах на элювии глин, при этом проявляется тенденция к относительному накоплению тяжёлых лантаноидов. В агродерново-подзолистой почве на элювии глин выявлено элювиальное распределение РЗЭ в профиле, в аналогичной почве на морене более лёгкие лантаноиды от Се до Tb накапливаются в пахотном горизонте, тяжёлые лантаноиды – (Dy-Lu), а также Y и Sc вымываются из верхних горизонтов.

В аллювиальных и турбированных почвах техногенного ландшафта в районе г. Кирово-Чепецка концентрации РЗЭ варьируют в более широких пределах – от 29 до 240 мг/кг. Максимальные концентрации их характерны для молодых почв, формирующихся на пермских глинах, которые широко используются при планировке местности. По сравнению с глинами Русской платформы в почвах проявляется обеднение лёгкими лантаноидами и обогащение тяжёлыми. В почвах заболоченного участка выявлена европиевая аномалия, обусловленная зависимостью поведения элемента от окислительно-восстановительных условий. Концентрации некоторых РЗЭ в почвах, формирующихся на отвалах, более чем в 2 раза выше кларка, что можно оценивать как низкий уровень загрязнения почв РЗЭ.

Работа выполнена в рамках НИР «Оценка последствий антропогенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» (номер государственной регистрации 115020310080), включенной в государственное задание ИБ Коми НЦ УрО РАН на 2016 г.

Литература

1. Перельман А.И. Геохимия. М: Высш. шк., 1989. 528 с.
2. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. Издательство Мир. 1989. 440 с.

3. Переломов Л.В. Взаимодействие редкоземельных элементов с биотическими и абиотическими компонентами почв // *Агрохимия*. 2007. № 11. С. 85–96.

4. Водяницкий Ю.Н. Геохимическое фракционирование лантаноидов в почвах и горных породах (обзор литературы) // *Почвоведение*. 2012. № 1. С. 69–81.

5. Bohn R.L., Mc Neal B.L., O'Conner G.A. *Soil Chemistry*. 2nd Edition. New York: John Wiley & Sons, 1985. 341 p.

6. Водяницкий Ю.Н., Савичев А.Т. Содержание малоизученных тяжёлых и сверхтяжёлых металлов в фоновых и загрязнённых почвах // *Современные проблемы загрязнения почв. III Международная научная конференция*. Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова, 24–28 мая 2010 года. С. 22–26.

7. Tyler G. Rare earth elements in soil and plant systems – a review // *Plant and Soil*. 2004. V. 267. P. 191–206.

8. Hu Z., Haneklaus S., Sparovek G., Schnug E. Rare earth elements in soil // *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 2006. V. 37. P. 1381–1420.

9. Алексеенко В.А. Редкие химические элементы в почвах ландшафтов юга Европейской части России // *Современные проблемы загрязнения почв: III Международная научная конференция*. Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова, 24–28 мая 2010 года. С. 20–26.

10. Водяницкий Ю.Н. Тяжёлые и сверхтяжёлые металлы и металлоиды в загрязнённых почвах. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2009. 95 с.

11. Ладонин Д.В. Загрязнение почв Череповецкого промышленного района лантаноидами // *Современные проблемы загрязнения почв. IV Международная научная конференция*. Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова, 27–31 мая 2013 года. С. 125–131.

12. Переломов Л.В., Асаинова Ж.С., Йошида С., Иванов И.В. Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Террасного биосферного заповедника // *Почвоведение*. 2012. № 10. С. 1115–1126.

13. Водяницкий Ю.Н., Горячкин С.В., Савичев А.Т. Распределение редкоземельных (Y, La, Ce) и других тяжёлых металлов в профиле почв подзолистого ряда // *Почвоведение*. 2011. № 5. С. 546–555.

14. Tyler G. Vertical distribution of mayor, minor, and rare elements in Haplic Podzol // *Ceoderma*. 2004. V. 119. P. 277–290.

15. Самонова О.А. Редкоземельные элементы: лантан, церий, самарий, европий – в лесостепных почвах Приволжской возвышенности // *Почвоведение*. 1992. № 6. С. 45–49.

16. Балькин Д.Н., Пузанов А.В. Редкоземельные элементы (Ce, La, Y, Yb) в почвах межгорных котловин Алтая // *Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: Материалы VIII международной Биогеохимической Школы, посвящённой 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского*. Гродненский государственный университет, 11–14 сентября 2013 г. М: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 345–348.

17. Самонова О.А. Содержание и распределение редкоземельных элементов в дерново-подзолистой почве Смоленско-Московской возвышенности // *Геохимия ландшафтов и география почв (к 100-летию М.А. Глазовской): Доклады Всероссийской научной конференции*. Москва, 4–6 апреля 2012 г. М.: Географический факультет МГУ, 2012 б. С. 273–275.

18. Самонова О.А. Редкоземельные элементы в дерновых почвах Смоленско-Московской возвышенности // *Тяжёлые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Материалы VII международной научно-практической конференции*. Семипалатинский государственный педагогический институт, 4–8 октября 2012 г. Т. 1. Семей, 2012 а. С. 294–298.

19. Некрасова О.А., Дергачёва М.И. Лантаноиды в почвах, палеопочвах и культурных слоях Археологического объекта Степное 7 (Южный Урал) // *Современные проблемы загрязнения почв: IV Международная научная конференция*. Москва, МГУ им. М.В. Ломоносова, 27–31 мая 2013 года. С. 329–333.

20. Дергачева М.И., Некрасова О.А. Редкие элементы в разных объектах археологического памятника Степное 7 (Южный Урал) // *Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: Материалы VIII международной Биогеохимической Школы, посвящённой 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского*. Гродненский государственный университет, 11–14 сентября 2013 г. М: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 332–335.

21. Водяницкий Ю.Н., Рогова О.Б. Биогеохимия лантаноидов в почвах // *Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева*. 2016. Вып. 84. С. 101–118.

22. Long K.R., Van Gosen B.S., Foley N.K., Corder D. The principal rare earth element deposits of the unated states – a summary of domestic deposits and a global perspective. Scientific investigation report, 2010. 104 p.

23. Мигдисов А.А., Балашов Ю.А., Шарков И.В., Шерстенников О.Г., Ронов А.Б. Распространённость редкоземельных элементов в главных литологических типах пород садового чехла Русской платформы // *Геохимия*. 1994. № 6. С. 789–803.

24. Самойлова Е.М. Почвообразующие породы. М. Изд-во МГУ. 1983. 175 с.

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

References

1. Perelman A.I. *Geochemistry*. M: Vyssh. shk., 1989. 528 p. (in Russian).
2. Kabata-Pendias A., Pendias H. *Microelements in soil and plants*. Izdatelstvo Mir. 1989. 440 p. (in Russian).

3. Perelomov L.V. Reaction of rare earth elements with biotic and abiotic soil components // *Agrokhimiya*. 2007. № 11. P. 85–96 (in Russian).
4. Vodyanitskiy Yu.N. Geochemical functioning of lanthanoides in soils and rocks (review) // *Pochvovedeniye*. 2012. № 1. P. 69–81 (in Russian).
5. Bohn R.L., Mc Neal B.L., O'Conner G.A. Soil Chemistry. 2nd Edition. New York: John Wiley & Sons, 1985. 341 p.
6. Vodyanitskiy Yu.N., Savichev A.T. Amount of heavy and extra-heavy metals in background and contaminated soils // *Sovremennyye problemy zagryazneniya pochv: III Mezhdunarodnaya nauchnaya konferentsiya*. Moskva, MGU im. M.V. Lomonosova, 24–28 maya 2010. P. 22–26 (in Russian).
7. Tyler G. Rare earth elements in soil and plant systems – a review // *Plant and Soil*. 2004. V. 267. P. 191–206.
8. Hu Z., Haneklaus S., Sparovek G., Schnug E. Rare earth elements in soil // *Comm. Soil Sci. Plant Anal*. 2006. V. 37. P. 1381–1420.
9. Alekseenko V.A. Rare elements in soil of landscapes of the south of the European part of Russia // *Sovremennyye problemy zagryazneniya pochv: III Mezhdunarodnaya nauchnaya konferentsiya*. Moskva, MGU im. M.V. Lomonosova, 24–28 maya 2010. P. 20–26 (in Russian).
10. Vodyanitskiy Yu.N. Heavy and extra-heavy metals and metalloids in contaminated soil. M.: *Pochv. in-t im. V.V. Dokuchaeva*, 2009. 95p. (in Russian).
11. Ladonin D.V. Contamination of soil of Cherepovetskiy industrial area with lanthanoides // *Sovremennyye problemy zagryazneniya pochv: III Mezhdunarodnaya nauchnaya konferentsiya*. Moskva, MGU im. M.V. Lomonosova, 27–31 maya 2013. P. 125–131 (in Russian).
12. Perelomov L.V., Asainova Zh.S., Joshida S., Ivanov I.V. Content of rare earth elements in soil of Priokskoterrasnyy nature reserve // *Pochvovedeniye*. 2012 № 10. P. 1115–1126 (in Russian).
13. Vodyanitskiy Yu.N., Goryachkin S.V., Savichev A.T. Distribution of rare earth (Y, La, Ce) and other heavy metals in profile of podzol soil // *Pochvovedeniye*. 2011. № 5. C. 546–555 (in Russian).
14. Tyler G. Vertical distribution of mayor, minor, and rare elements in Haplic Podzol // *Ceoderma*. 2004. V. 119. P. 277–290.
15. Samonova O.A. Rare earth elements: lanthanum, cerium, samarium, europium in forest-steppe soil of the Volga Upland // *Pochvovedeniye*. 1992. № 6. P. 45–49 (in Russian).
16. Balykin D.N., Puzanov A.V. Rare earth elements (Ce, La, Y, Yb) in soil of inter-mountain basins of the Altai // *Biogeokhimiya i biokhimiya mikroelementov v usloviyakh tekhnogeneza biosfery: Materialy VIII mezhdunarodnoy Biogeokhimicheskoy Shkoly, posvyashchennoy* 150-letiu so dnya pozhdeniya akademika V.I. Vernadskogo. Grodnenskiy gosudarstvennyy universitet, 11–14 sentyabrya 2013. M: GEOKHI RAN, 2013. P. 345–348 (in Russian).
17. Samonova O.A. Content and distribution of rare earth elements in sod-podzol soil of the Smolensko-Moskovskaya Upland // *Geokhimiya landshaftov i geografiya pochv (k 100-letiyu M.A. Glazovskoy)*. *Doklady Vserossiyskoy nauchnoy konferentsii*. Moskva, 4–6 aprelya 2012. M.: Geograficheskiy fakultet MGU, 2012 b. P. 273–275 (in Russian).
18. Samonova O.A. Rare earth elements in sod soil of the Smolensko-Moskovskaya Upland // *Tyazhelye metally i radionuklidy v okruzhayushchey srede: Materialy VII Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii Semipalatinskiy gosudarstvennyy pedagogicheskiy institut, 4–8 oktyabrya 2012*. T.1. Semey, 2012 a. P. 294–298 (in Russian).
19. Nekrasova O.A., Dergachova M.I. Lanthanoides in soil, fossil soil and in cultural layers of the Archeologic object Stepnoye 7 (South Ural) // *Sovremennyye problemy zagryazneniya pochv: III Mezhdunarodnaya nauchnaya konferentsiya*. Moskva, MGU im. M.V. Lomonosova, 27–31 maya 2013. P. 329–333 (in Russian).
20. Dergachova M.I., Nekrasova O.A. Rare elements in different objects of the archeological object Stepnoye 7 (South Ural) // *Biogeokhimiya i biokhimiya mikroelementov v usloviyakh tekhnogeneza biosfery: Materialy VIII mezhdunarodnoy Biogeokhimicheskoy Shkoly, posvyashchennoy 150-letiu so dnya rozhdeniya akademika V.I. Vernadskogo*. Grodnenskiy gosudarstvennyy universitet, 11–14 sentyabrya 2013. M: GEOKHI RAN, 2013. P. 332–335 (in Russian).
21. Vodyanitskiy Yu.N., Rogova O.B. Biogeochemistry of lanthanoides in soil / *Bulleten Pochvennogo instituta im. V.V. Dokuchaeva*, 2016. Vyp. 84. P. 101–118 (in Russian).
22. Long K.R., Van Gosen B.S., Foley N.K., Corder D. The principal rare earth element deposits of the unated states – a summary of domestic deposits and a global perspective. Scientific investigation report, 2010. 104 p.
23. Magdisov A.A., Balashov Yu.A., Sharkov I.V., Sherstennikov O.G., Ronov A.B. Distribution of rare earth elements in main lithological types of rock of the sedimentary sheath of the Russian Plain // *Geokhimiya*, 1994. № 6. P. 789–803 (in Russian).
24. Samoylova Ye.M. Soil-forming rocks. M.: *Izd-vo MGU*. 1983. 175 p. (in Russian).
25. Ashikhmina T.Ya., Dabakh E.V., Kantor G.Ya., Lemeshko A.P., Skugoreva S.G., Adamovich T.A. Studies of the state of the natural complex in the vicinity of the Korovo-Chepetsk chemical plant // *Teoreticheskaya i priklannaya ekologiya*. 2010. № 3. P. 18–26 (in Russian).

Сравнительный анализ альгофлоры пойменных биогеоценозов реки Вятки на территории ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

© 2016. Л. В. Кондакова^{1,2}, д. б. н., профессор,
 О. С. Пирогова², аспирант,
 Т. Я. Ашихмина, д. т. н., профессор, зав. лабораторией¹, зав. кафедрой²,
¹ Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
 167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
² Вятский государственный университет,
 610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
 e-mail: kaf_eco@vshu.ru

В статье приведены результаты сравнительного анализа почвенной альгофлоры пойменных биогеоценозов реки Вятки на территории Государственного природного заповедника «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова. Почвы биогеоценозов аллювиальные, дерновые; кислые на территории заповедника и среднекислые в Заречном парке. Содержание массовых долей азота нитратов и обменного аммония в почвах не превышает санитарно-гигиенические нормы. Видовой состав почвенных водорослей и цианобактерий определяли микроскопированием свежезятой почвы и постановкой чашечных культур со стёклами обрастания. Численность клеток определяли методом прямого микроскопирования. В биогеоценозах Заречного парка выявлено 103 вида микрофототрофов, в заповеднике – 93. Коэффициент флористической связи Сьёренсена-Чекановского показал высокую степень сходства альгофлор – 79,6%. Количественные показатели клеток водорослей и цианобактерий в луговых биогеоценозах составляли 209–220 тыс.кл./г. абс. сух. почвы (Заречный парк) и 174–197 тыс. кл. (заповедник). В лесных биогеоценозах показатели численности клеток были ниже, за исключением ивовых зарослей, произрастающих вблизи от воды. Отмечено влияние рекреационной нагрузки на альгофлору луговых биогеоценозов Заречного парка, проявляющееся в доминировании цианобактерий в летний и осенний сезоны года, более высокой их численности.

Ключевые слова: водоросли, цианобактерии, альгофлора, почва, биогеоценоз.

Comparative analysis of algal flora of the floodplain ecosystems of the Vyatka river on the territory of the State Nature Reserve «Nurgush» and in Zarechnyy Park in Kirov

L. V. Kondakova^{1,2}, O. S. Pirogova², T. Ya. Ashikhmina^{1,2},
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,
 e-mail: kaf_eco@vshu.ru

The article presents the results of the comparative analysis of soil algal flora of riparian ecosystems of the Vyatka River on the territory of the State Nature Reserves «Nurgush» and Zarechnyy Park in Kirov. The soil is alluvial in the ecosystems, it is sod; sour in «Nurgush» and is mildly sour Zarechnyy park. The content of the mass fraction of nitrate nitrogen and ammonium in soil does not exceed the sanitary norms. Species composition of soil algae and cyanobacteria was determined by means of microscopy of freshly sampled soil and cup cultures with glass fouling. The number of cells was determined by direct microscopy. In Zarechnyy park biogeocenosis 103 species of microphototrophs were found, in «Nurgush» reserve – 93. The Sørensen-Czekanowski coefficient of floristic coupling has shown a high degree of similarity of algaeflora, which is 79.6%. Quantitative indicators of algae and cyanobacteria cells in meadow biogeocenoses have shown 209–220 thousand cells/g in absolutely dry soil (Zarechnyy Park) and 174–197 thousand cells/g («Nurgush»). For forest biogeocenoses cell population figures were lower, except for willow thickets growing near water. Recreational load impact on the algal flora of grassland habitats in Zarechnyy Park has been noted, which consists in dominance of cyanobacteria in summer and autumn seasons.

Keywords: algae, cyanobacteria, algaeflora, soil, biogeocenosis.

Водоросли и цианобактерии (ЦБ) являются надёжными индикаторами экологического состояния почвенной среды. Многочисленными почвенно-альгологическими исследованиями показана приуроченность группировок водорослей и ЦБ к тем или иным почвам и протекающим в них почвообразовательным процессам. Накоплены сведения об изменениях состава альгофлоры под влиянием антропогенных и техногенных факторов [1, 2]. Согласно установленным в альгологии закономерностям, критерием почвенных условий является видовой состав альгофлоры, соотношение их жизненных форм, количественные показатели [3–5]. Влияние урбанизированной среды г. Кирова на группировки почвенных водорослей показано в ряде работ [6–9]. Альгофлора биогеоценозов Заречного парка города изучена впервые.

Цель работы: провести сравнительный анализ альгофлоры пойменных биогеоценозов фоновой и испытывающей рекреационную нагрузку территорий для выявления уровня антропогенного влияния.

Объекты и методы

Заречный парк расположен в пойме правого берега реки Вятки, напротив исторического центра города Кирова. Его старое название Красный бор. Он существовал в качестве резервного источника древесины для быстрого восстановления в случае пожара сгоревших построек и городских укреплений. Бор был неприкосновенным для повседневной вырубке и использовался при крайней необходимости с разрешения властей. Благодаря этому парк сохранил естественный облик до наших дней. Рельеф территории парка типичный для поймы – ложбинно-грядистый. Древние, заросшие древесно-кустарниковой растительностью прирусловые валы чередуются с заболоченными или занятыми озёрами межгрядистыми ложбинами и старицами древнего

русла. Почвы парка аллювиальные дерновые [10]. В настоящее время Заречный парк объявлен памятником природы и используется в рекреационных и научно-познавательных целях. Он служит примером эволюции пойменных ландшафтов, разные участки которого иллюстрируют последовательные стадии облепления речных наносов с постепенным вытеснением пионерной травянистой и кустарниковой растительности светлохвойными сосновыми и мелколиственными лесами [11].

Территория Государственного природного заповедника (ГПЗ) «Нургуш» расположена в пойме правого берега р. Вятки, ниже по течению от г. Кирова. Территория заповедника сложена современными аллювиальными отложениями. Лесопокрытая территория составляет 87,4% площади заповедника. До 1995 г. на территории заповедника были сенокосные угодья и пастбища [12–14].

Образцы почв для анализа отбирались в 2013–2015 гг. в аналогичных пойменных луговых и лесных биоценозах заповедника [12] и Заречного парка г. Кирова (табл. 1). Схема расположения фитоценозов территории Заречного парка приведена на рисунке 1.

Сравниваемые почвы фитоценозов заповедника и парка различаются кислотностью. Почвы заповедной территории обладают сильной кислотностью, она не поднимается выше 3,8 единиц рН соляной вытяжки. Почвы биогеоценозов Заречного парка среднекислые, подщелачивание их происходит за счёт городских стоков. В почвах заповедника и Заречного парка содержание массовых долей азота нитратов и обменного аммония не превышает санитарно-гигиенические нормы. Содержание подвижных соединений фосфора в почвах ГПЗ «Нургуш» составляет от 11,6±4,06 (сосновый лес) до 110,5±22,1 мг/кг (ивовые заросли). На территории Заречного парка наименьшее содержание соединений фосфора выявлено в сосновом лесу (29,8±10,43 мг/кг), наибольшее – в ивовых зарослях (111,35±22,27 мг/кг).

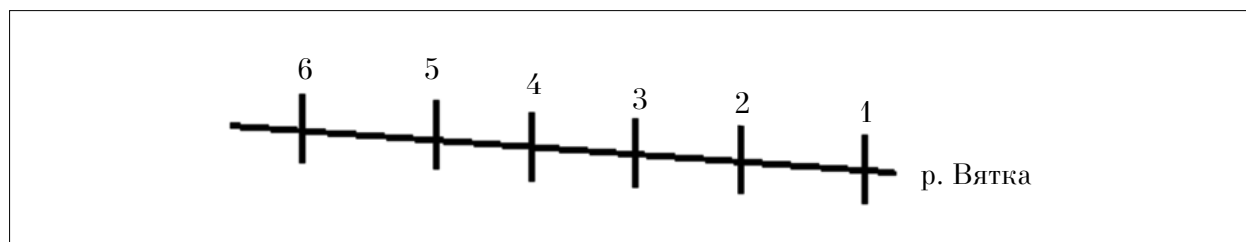


Рис. 1. Схема расположения фитоценозов территории Заречного парка: 1 – ивовый фитоценоз; 2 – злаково-разнотравный луг; 3 – осиновый лес; 4 – разнотравно-злаковый луг; 5 – липовый лес; 6 – сосновый лес

Таблица 1

Типы фитоценозов, кислотность почв, содержание массовой доли органического вещества в почвах ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

ГПЗ «Нургуш»			Заречный парк		
Тип фитоценоза	pH _{ксл}	Массовая доля ОВ, %	Тип фитоценоза	pH _{ксл}	Массовая доля ОВ, %
Злаково-разнотравный луг	3,7±0,1	5,5±0,6	Злаково-разнотравный луг	4,4±0,1	5,1±0,5
Разнотравно-злаковый луг	3,6±0,1	5,7±0,6	Разнотравно-злаковый луг	4,5±0,1	7,7±0,8
Липово-дубовый лес	3,7±0,1	5,4±0,5	Липовый лес	4,7±0,1	5,4±0,5
Осиново-липовый лес	3,4±0,1	6,9±0,7	Осиновый лес	4,4±0,1	4,5±0,7
Сосновый лес	3,1±0,1	4,5±0,7	Сосновый лес	4,2±0,1	8,0±0,8
Ивовые заросли	3,8±0,1	0,6±0,1	Ивовые заросли	5,3±0,1	2,9±0,6

Примечание: ОВ – органические вещества.

Наименьшее содержание органического вещества (ОВ) в почвах сравниваемых биоценозов отмечено в ивовых зарослях, расположенных на берегу р. Вятки (0,6%±0,1 и 2,9%±0,6 соответственно).

Содержание как подвижных, так и валовых форм тяжёлых металлов (свинца, меди, цинка, железа и кадмия) на территориях Заречного парка и заповедника не превышает их ПДК.

Отбор почвенных проб для изучения видового и количественного состава альгофлоры проводили в соответствии с требованиями микробиологических исследований [3]. Видовой состав почвенных водорослей и ЦБ определяли микроскопированием свежевзятой почвы и постановкой почвенных культур со стёклами обрастания [3, 15]. Численность клеток определяли методом микроскопирования почвы на мазках [16]. Определение кислотности почвы, массовых долей азота нитратов, обменного аммония, органического вещества и содержание подвижных соединений фосфора

проводили в соответствии с методиками их определения [17–21].

Результаты и их обсуждение

В изученных биоценозах Заречного парка было обнаружено 103 вида почвенных водорослей и цианобактерий: Cyanobacteria – 32 вида (31%), Chlorophyta – 38 видов (37%), Xanthophyta – 13 видов (13%), Bacillariophyta – 18 видов (17%), Eustigmatophyta – 2 вида (2%). Альгофлора пойменных биогеоценозов ГПЗ «Нургуш» представлена 93 видами почвенных водорослей и цианобактерий, в том числе Cyanobacteria – 28 видов (30%), Chlorophyta – 34 (37%), Bacillariophyta – 17 (18%), Xanthophyta – 11 (12%), Eustigmatophyta – 3 вида (3%) (рис. 2, табл. 2).

Соотношение основных отделов и видовой состав альгофлоры биоценозов заповедника и Заречного парка имеет высокую степень сходства. Коэффициент флористической связи

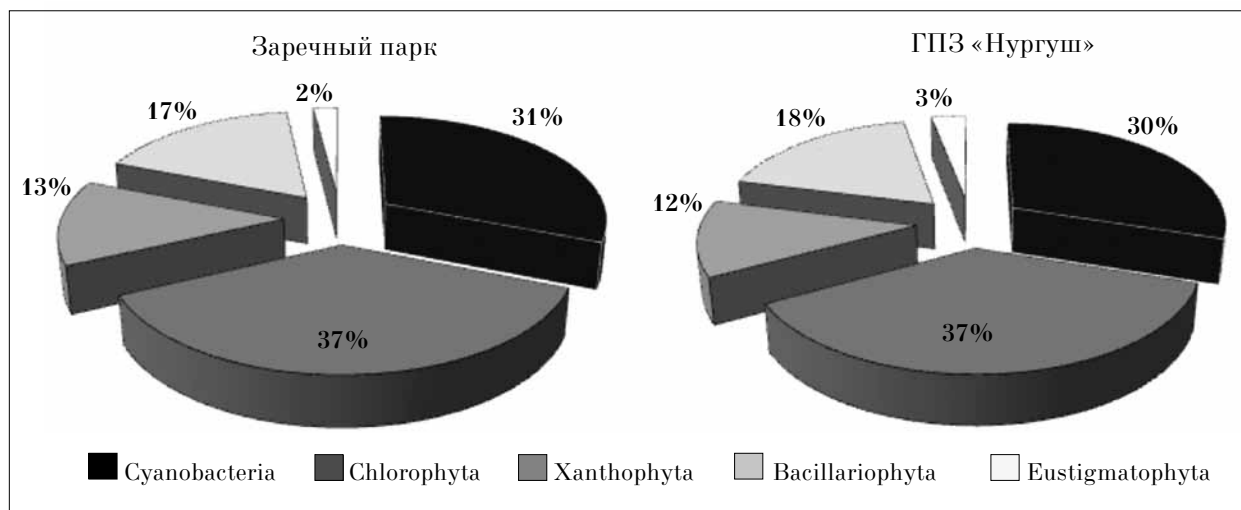


Рис. 2. Соотношение основных отделов альгофлоры биоценозов Заречного парка и ГПЗ «Нургуш»

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННЫХ И НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Съёренсена-Чекановского составил 79,6%. Наиболее богатое видовое разнообразие отмечено для зелёных водорослей и ЦБ, что характерно для зональных почв. Альгофлора Заречного парка оказалась несколько богаче альгофлоры заповедника, на территории Заречного парка встречены виды, не отмеченные в почвах аналогичных биоценозов заповедника: *Anabaena sphaerica* f. *conoidea*, *Leptolyngbya hollerbachiana*, *Leptolyngbya nostocorum*, *Phormidium dimorphum*, *Pseudanabaena galeata*, *Schizothrix friesii*, *Chlamydomonas conferta*, *Chlamydomonas elliptica*, *Chlamydomonas isotama*, *Chlorosarcinopsis minor*, *Cylindrocapsa brebissonii* var. *brebissonii*, *Stichococcus chodatii*, *Ulothrix variabilis*, *Characiopsis minima*, *Characiopsis minor*, *Amphora* sp. Число видов, встреченных только на территории заповедника, несколько ниже: *Phormidium henningsii*, *Chlamydomonas conversa*, *Chlamydomonas incisa*, *Chlamydomonas reinhardii*, *Chlorosarcinopsis eriensis*, *Vischeria aculeata*.

Во всех биогеоценозах территорий заповедника и Заречного парка встречены виды: *Phormidium autumnale*, *Chlorella vulgaris*

var. *vulgaris*, *Hantzschia amphioxys*, *Nitzschia palea*.

Количество видов почвенных водорослей и ЦБ исследуемых биогеоценозов представлено в таблице 3.

Доминирующие виды альгофлоры заповедника и Заречного парка приведены в таблице 4.

В почвах луговых биогеоценозов заповедника и разнотравно-злакового луга Заречного парка города по видовому разнообразию и численности преобладали зелёные водоросли. Влияние рекреационной нагрузки проявилось на злаково-разнотравном лугу Заречного парка, где видовое разнообразие и численность клеток ЦБ была выше (рис. 3), что связано с частичным вытаптыванием высших растений и улучшением светового режима для микрофототрофов.

В липовом и осиновом фитоценозах заповедника и Заречного парка по видовому разнообразию в летний период преобладали зелёные водоросли, осенью доминирующие позиции занимали ЦБ. В сосновых фитоценозах как в летний, так и в осенний периоды

Таблица 2

Таксономический список водорослей и ЦБ ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

Отдел	Число таксонов							
	порядки		семейства		роды		виды	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Cyanobacteria	2	2	10	9	12	11	28	32
Chlorophyta	9	9	14	15	19	20	34	38
Xanthophyta	3	3	6	6	6	7	11	13
Eustigmatophyta	1	1	1	1	2	2	3	2
Bacillariophyta	3	4	4	5	6	7	17	18
Всего	18	19	35	36	45	47	93	103

Примечание: 1 – ГПЗ «Нургуш»; 2 – Заречный парк.

Таблица 3

Число видов альгофлоры в сходных биогеоценозах ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

Тип фитоценоза	Cyanobacteria		Chlorophyta		Bacillariophyta		Xanthophyta		Eustigmatophyta		Всего видов	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Разнотравно-злаковый луг	22	17	19	23	13	13	6	7	2	1	62	61
Злаково-разнотравный луг	21	22	20	22	9	11	8	7	2	-	60	62
Липовый лес	18	20	15	25	11	12	5	8	2	2	51	67
Осиновый лес	17	17	19	23	11	12	8	9	1	2	56	63
Сосновый лес	12	15	26	26	9	11	6	7	1	1	54	60
Ивовые заросли	25	25	13	16	12	12	4	7	1	1	55	61

Примечание: 1 – ГПЗ «Нургуш»; 2 – Заречный парк.

Таблица 4

Состав доминирующих видов альгофлоры биогеоценозов ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

Тип фитоценоза	ГПЗ «Нургуш»	Заречный парк
Летний период		
Разнотравно-злаковый луг	<i>Klebsormidium nitens</i> , <i>Stichococcus bacillaris</i> , <i>Chlorococcum</i> sp., <i>Phormidium autumnale</i> , <i>Xanthonema exile</i>	<i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Follicularia paradoxalis</i> , <i>Tetracystis aggregata</i> , <i>Leptolyngbya frigida</i> , <i>Phormidium corium</i> , <i>Xanthonema exile</i> , <i>Pleurochloris lobata</i>
Злаково-разнотравный луг	<i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Pseudococcomyxa simplex</i> , <i>Stichococcus bacillaris</i> , <i>Leptolyngbya frigida</i> , <i>Tribonema minus</i>	<i>Plectonema boryanum</i> , <i>Phormidium autumnale</i> , <i>Tolypothrix tenuis</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> , <i>Stichococcus chodatii</i>
Липовый лес	<i>Gongrosira debaryana</i> , <i>Stichococcus minor</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Xanthonema exile</i>	<i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Gongrosira debaryana</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Phormidium molle</i> , <i>Botrydiopsis arhiza</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Осиновый лес	<i>Klebsormidium nitens</i> , <i>Klebsormidium rivulare</i> , <i>Phormidium molle</i> , <i>Leptolyngbya angustissima</i> , <i>Xanthonema exile</i> , <i>Navicula pelliculosa</i>	<i>Klebsormidium nitens</i> , <i>Chlorella vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i> , <i>Phormidium boryanum</i> , <i>Leptolyngbya hollerbachiana</i> , <i>Pleurochloris pyrenoidosa</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
Сосновый лес	Виды рода <i>Chlamydomonas</i> , <i>Klebsormidium nitens</i> , <i>Stichococcus bacillaris</i> , <i>Tribonema minus</i>	Виды рода <i>Chlamydomonas</i> , <i>Gongrosira debaryana</i> , <i>Pseudococcomyxa simplex</i> , <i>Bumilleria klebsiana</i>
Ивовые заросли	Виды рода <i>Phormidium</i>	Виды рода <i>Phormidium</i>
Осенний период		
Разнотравно-злаковый луг	<i>Phormidium autumnale</i> , <i>Phormidium breve</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Luticola mutica</i>	<i>Phormidium molle</i> , <i>Leptolyngbya frigida</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Злаково-разнотравный луг	<i>Phormidium breve</i> , <i>Phormidium formosum</i> , <i>Phormidium uncinatum</i> , <i>Luticola mutica</i> , <i>Nitzschia palea</i>	<i>Microcoleus vaginatus</i> , <i>Phormidium formosum</i> , <i>Nostoc punctiforme</i> , <i>Navicula pelliculosa</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>
Липовый лес	<i>Microcoleus vaginatus</i> , <i>Nostoc paludosum</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Luticola mutica</i>	<i>Phormidium molle</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Nostoc paludosum</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Осиновый лес	<i>Plectonema</i> sp., <i>Leptolyngbya angustissima</i> , <i>Nitzschia palea</i> , <i>Navicula pelliculosa</i>	<i>Phormidium autumnale</i> , <i>Phormidium molle</i> , <i>Oscillatoria limosa</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Luticola mutica</i>
Сосновый лес	Виды рода <i>Chlamydomonas</i> , <i>Phormidium autumnale</i> , <i>Phormidium formosum</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i>	Виды рода <i>Chlamydomonas</i> , <i>Leptolyngbya frigida</i> , <i>Navicula pelliculosa</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Ивовые заросли	Виды рода <i>Phormidium</i> , <i>Leptolyngbya</i> , <i>Nitzschia palea</i>	Виды рода <i>Phormidium</i> , <i>Leptolyngbya</i> , <i>Nitzschia palea</i>

преобладали зелёные водоросли, слабое развитие ЦБ наблюдалось осенью. Ивовые фитоценозы отличались самым высоким видовым разнообразием ЦБ как в летний, так и в осенний периоды.

Динамика численности почвенных водорослей и ЦБ аналогичных биогеоценозов заповедной территории и Заречного парка представлена на рисунке 3. Максимальное

число клеток альгофлоры в луговых фитоценозах Заречного парка (209–220 тыс. кл./г абс. сух. почвы) и заповедника «Нургуш» (174–197 тыс. кл./г абс. сух. почвы) приходилось на август.

Показатели численности клеток водорослей и ЦБ лесных фитоценозов ниже по сравнению с луговыми. Максимальное количество клеток приходилось на сентябрь (рис. 3). Ивовые

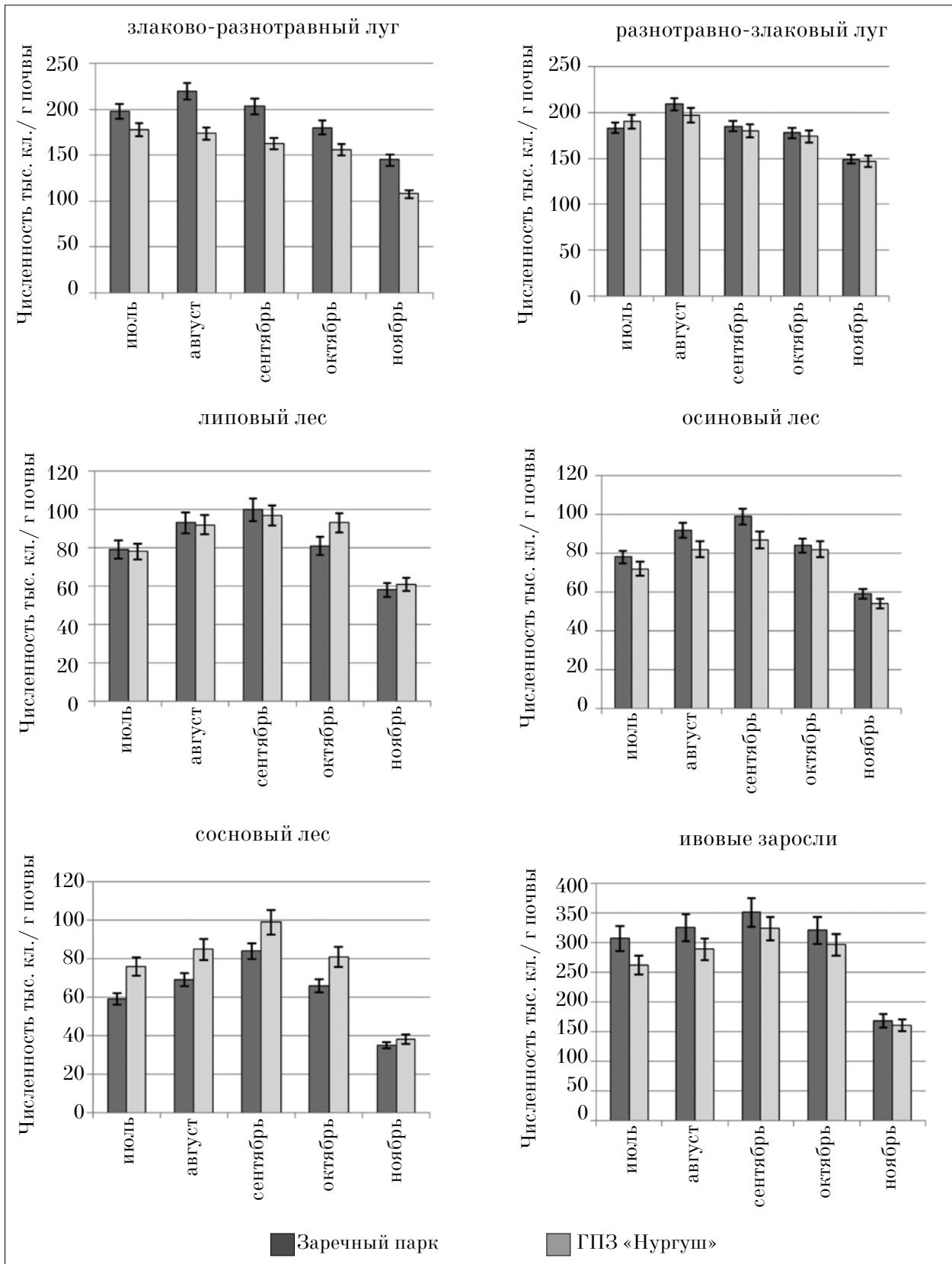


Рис. 3. Сезонная динамика почвенных водорослей и ЦБ биogeоценозов ГПЗ «Нургуш» и Заречного парка г. Кирова

фитоценозы отличались самыми высокими количественными показателями клеток. Преобладали ЦБ, пик численности приходился на сентябрь и составлял $282,8 \pm 7,1$ тыс. кл./г почвы на территории Заречного парка и $324,8 \pm 14,8$ тыс. кл./г почвы на территории заповедника.

Выводы

1. Альгофлора пойменных биогеоценозов реки Вятки фоновой и антропогенной территории сохраняет высокое сходство, коэффициент флористической связи Стьернсена-Чекановского составил 79,6%. На период исследования антропогенная нагрузка на пойменные биогеоценозы Заречного парка г. Кирова не оказывает негативного влияния на альгофлору.

2. В почвах фоновых луговых биоценозов в летний период по видовому разнообразию и численности доминируют зелёные водоросли, осенью – диатомовые и ЦБ. Рекреационная нагрузка на луговые фитоценозы Заречного парка г. Кирова проявилась в доминировании ЦБ как в летний, так и в осенний периоды года.

3. Динамика численности почвенных водорослей и ЦБ аналогичных биоценозов заповедника и Заречного парка различалась незначительно. Максимальное число клеток водорослей и ЦБ в луговых фитоценозах Заречного парка (209–220 тыс. кл./г абс. сух. почвы) и заповедника (174–197 тыс. кл./г) приходилось на август. Ивовые биогеоценозы отличались самыми высокими количественными показателями микрофототрофов. Доминировали ЦБ, пик их численности приходился на сентябрь и составил $282,8 \pm 7,1$ (Заречный парк) и $324,8 \pm 14,8$ тыс. кл./г (заповедник).

Работа выполнена в рамках проекта № 863 «Особенности функционирования живых систем в условиях действия специфических поллютантов на примере фосфорсодержащих соединений», включенной в государственное задание ВятГУ на 2016 г.

Литература

1. Кабилов Р.Р. Почвенные водоросли техногенных ландшафтов: Авт. ... докт. биол. наук. СПб, 1991. 36 с.
2. Кабилов Р.Р. Альготестирование и альгоиндикация. Уфа. 1995. 125 с.
3. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
4. Штина Э.А. Почвенные водоросли как экологические индикаторы // Ботан. журн. 1990. Т. 75. № 4. С. 44–453.

5. Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.

6. Кондакова Л.В., Висич В.А. Флора почвенных водорослей г. Кирова // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров. 2010. С. 177–182.

7. Дубовик И.Е., Климина И.П. Эпифитные водоросли в городских экосистемах Предуралья // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров. 2010. С. 107–111.

8. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В. «Цветение» почвы: специфика в агро- и урбозекосистемах // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров. 2010. С. 99–107.

9. Зыкова Ю.Н. Анализ «цветения» городских почв (на примере города Кирова) // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы II Международной научно-практической конференции, посвященной 105-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров. 2015. С. 139–144.

10. Архивный мультимедийный проект «Экскурсия по городу Кирову» [Электронный ресурс]. URL: <http://parki.gaspiko.ru/parki.html>

11. Прокашев А.М., Матушкин С.Л., Мокрушин А.С. и др. Особенности истории Вятской поймы в районе Заречного парка // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Книга 1. (28–29 апреля 2016 г.). Киров; Изд-во ООО «Ра-дуга-ПРЕСС», 2016. С. 58–62.

12. Тарасова Е.М., Кондрухова С.В., Целищева Л.Г. Государственный природный заповедник «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 3. С. 90–98.

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

14. Пирогова О.С., Кондакова Л.В. Динамика альгосинузий пойменных биогеоценозов Государственного природного заповедника «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 1. С. 33–37.

15. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л., 1969. 228 с.

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

17. ГОСТ 26483-85 – ГОСТ 26490-85. Почвы. Определение рН солевой вытяжки, обменной кислотности, обменных катионов, содержания нитратов, обменного аммония и подвижной серы методами ЦИНАО. М.: Издательство стандартов, 1985. 6 с.

18. ПНД Ф 19.1:2.2:3.67-10. Методика измерений массовой доли азота нитратов в пробах почв, грунтов, донных отложений, илов, отходов производства и потребления фотометрическим методом с салициловой кислотой. М., 2010. 14 с.

19. ГОСТ 26489-85. Почвы. Определение обменного аммония по методу ЦИНАО. М.: Издательство стандартов, 1985. 6 с.

20. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Издательство стандартов, 1992. 8 с.

21. ГОСТ Р 54650-2011. Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО. М.: Стандартинформ, 2013. 6 с.

References

1. Kabirov R.R. Soil algae of technogenic landscapes: Avt. ... doct. biol. nauk. SPb, 1991. 36 p. (in Russian).

2. Kabirov R.R. Algotesting and algoindication. Ufa. 1995. 125 p. (in Russian).

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

4. Shtina E.A. Soil algae as ecological indicators // Botan. zhurn. 1990. T. 75. № 4. P. 441–453 (in Russian).

5. Shtina E.A., Zenova G.M., Manucharova N.A. Algological soil monitoring // Pochvovedeniye. 1998. № 12. P. 1449–1461 (in Russian).

6. Kondakova L.V., Visich V.A. Soil algoflora of Kirov City // Vodorosli i tsianobakterii v prirodnykh i selskokhozyaystvennykh ekosistemakh: Materialy Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya professora Emilii Adrianovny Shtinoy. Kirov. 2010. P. 177–182 (in Russian).

7. Dubovik I.E., Klimina I.P. Epiphytic algae in urban ecosystems of the western piedmont of the Ural Mountains // Vodorosli i tsianobakterii v prirodnykh i selskokhozyaystvennykh ekosistemakh: Materialy Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 100-letiyu so dnya rozhdeniya professora Emilii Adrianovny Shtinoy. Kirov. 2010. P. 107–111 (in Russian).

8. Domracheva L.I., Kondakova L.V. Soil «Bloom-ing»: specificity in agro and urban ecosystems // Vodorosli i tsianobakterii v prirodnykh i selskokhozyaystvennykh ekosistemakh: Materialy Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 100-letiyu

so dnya rozhdeniya professora Emilii Adrianovny Shtinoy. Kirov. 2010. P. 99–107 (in Russian).

9. Zykova Yu.N. Analysis of «blooming» of urban soils (by the example of Kirov) // Vodorosli i tsianobakterii v prirodnykh i selskokhozyaystvennykh ekosistemakh: Materialy II Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 105-letiyu so dnya rozhdeniya professora Emilii Adrianovny Shtinoy. Kirov. 2015. P. 139–144 (in Russian).

10. Archival multimedia project «Excursion in Kirov City» [Electronic resource] <http://parki.gaspiko.ru/parki.html> (in Russian).

11. Prokashev A.M., Matushkin S.L., Mokrushin A.S. et al. Historical peculiarities of the Vyatskaya bottomland in the vicinity of Zarechnyy park // Ekologiya rodnogo kraya: problemy i puti resheniya: Sb. materialov Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii s mezhdunarodn-ymuchastiyem. Kniga 1. (28–29 aprelya 2016). Kirov: Izd-vo OOO «Raduga-PRESS», 2016. P. 58–62 (in Russian).

12. Tarasova Ye.M., Kondrukhova S.V., Tselishcheva L.G. State natural reserve «Nurgush» // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2009. № 3. P. 90–98 (in Russian).

13. 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).

14. Pirogova O.S., Kondakova L.V. Dynamics of algosynusia of bottomland biogeocoenoses of the state natural reserve «Nurgush» // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2016. № 1. P. 33–37 (in Russian).

15. Gollerbakh M.M., Shtina E.A. Soil algae. L., 1969. 228 p. (in Russian).

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

17. ГОСТ 26483-85–ГОСТ 26490-85. Soils. Determining pHsolt extract, reverse acidity, exchange cations, amount of nitrates, exchangeable ammonium, and sulfur mobility with the help of TsINAO methods. M.: Izdatelstvo standartov, 1985. 6 p. (in Russian).

18. ПНД Ф 19.1:2.2:3.67-10. Methods of assessing the mass fraction of nitrate nitrogen in samples of soil, rocky soils, sediments, silt, industrial and consumption waste with the help of photometric method using salicylic acid. M., 2010. 14 p. (in Russian).

19. ГОСТ 26489-85. Soils. Determining the amount of exchangeable ammonium with TsINAO method. M.: Izdatelstvo standartov, 1985. 6 p. (in Russian).

20. ГОСТ 26213-91. Soils. Methods of determining organic matter. M.: Izd-vo standartov, 1992. 8 p. (in Russian).

21. ГОСТ Р 54650-2011. Soils. Determining dynamic connections of phosphorus and potassium with the use of the modification TsINAO method by Kirsanov. M.: Standartinform, 2013. 6 p. (in Russian).

**Современные тенденции использования фитотехнологий
для очистки и охраны вод**

© 2016. В. Д. Казмирук, к. г. н., н. с., Т. Н. Казмирук, к. т. н., н. с.,
Институт водных проблем РАН,
119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3,
e-mail: kazm@pochta.ru, tamnicgor@yandex.ru

Рассмотрены основные тренды развития методов фитотехнологий для очистки и охраны вод. Традиционно фитотехнологии широко используются для очистки муниципальных, сельскохозяйственных и промышленных стоков, содержащих биогенные элементы. Чаще всего здесь применяются гибридные системы с вертикальным движением воды сверху вниз, снизу вверх и U-образно. Вторым направлением использования фитотехнологий являются искусственные ветленды для очистки и обеззараживания вод, содержащих тяжёлые металлы. В последнее время особое внимание уделяется поиску новых технологий обеззараживания соединений высокотоксичных металлов и металлоидов, таких как мышьяк и кадмий. В последнее десятилетие появилось и быстро развивается новое направление – фиторемедиация вод, загрязнённых медицинскими препаратами и средствами личной гигиены. Методы фитотехнологий позволяют эффективно удалять из воды такие известные препараты, как салициловая кислота, сульфадиметоксин, атенолол, кофеин, тетрациклин и др.

Ключевые слова: фитотехнологии, макрофиты, сточные воды, биогенные элементы, тяжёлые металлы, медицинские препараты.

**Phytotechnology: current trends of wastewater treatment
and water quality protection**

V. D. Kazmiruk, T. N. Kazmiruk
Water Problems Institute of Russian Academy of Sciences,
3 Gubkin St., Moscow, Russia, 119333,
e-mail: kazm@pochta.ru, tamnicgor@yandex.ru

This paper presents a comprehensive review of the current state of research and industry activities on the application of phytotechnologies for removing contaminants from polluted waters. Phytotechnologies have been used in ecological engineering for more than five decades, since the 1960s as an alternative secondary wastewater treatment system or as a wastewater polishing treatment system. In order to assess the present applications and main trends of phytotechnologies for wastewater treatment and water quality protection, we summarized the prospect, influencing factors and operation management in phytotechnologies. The removal a wide range of pollutants by phytotechnologies often involves a diverse and complex set of physical, chemical and biological processes, which can be affected by the design and operational parameters selected for treatment. Traditionally, phytotechnologies are widely used for removal nutrients from municipal, agricultural, and industrial wastewaters. Hybrid systems are most often used technologies, which can be divided into several groups: vertical up-flow, down-flow, and U-shaped subsurface flow constructed wetlands. The second most common trend in use of phytotechnologies is constructed wetlands for purification and treatment of waters contaminated with heavy metals. Recently, much attention has been paid to the search for new decontamination technologies for the removal highly toxic metal and metalloid compounds such as arsenic and cadmium. In the last decade, a new trend in use of phytotechnologies has been detected: removal of pharmaceuticals and personal care products from wastewaters. This is a rapidly growing trend. The pharmaceuticals that can be readily removed by phytotechnologies are salicylic acid, sulfadimethoxine, atenolol, caffeine, tetracycline, etc.

Keywords: phytotechnologies, macrophytes, wastewater, nutrients, heavy metals, pharmaceuticals.

Использование фитотехнологий находит всё большее применение в разных областях человеческой деятельности, в т.ч. и для охраны и экологической реконструкции водных объектов. Так, в США искусственные ветленды рассматриваются как составная часть системы устойчивого развития и возобновляемого природопользования. В Агентстве охраны окружающей среды США (U.S. Environmental Protection Agency) эта тематика является приоритетной на длительную перспективу и разрабатывается Национальной исследовательской лабораторией управления рисками (National Risk Management Research Laboratory). Исследования и разработки по этой тематике являются приоритетными и в странах-членах Евросоюза, прежде всего, для устойчивого обеззараживания и очистки промышленных, сельскохозяйственных и муниципальных сточных вод [1]. В целом исследования в этом направлении проводятся в более чем 80 странах, в основном в Северной Америке, Европе, Юго-Восточной Азии и Океании. С 1991 г. на эту тему в мире опубликовано около 4 тыс. работ, и их число растёт в геометрической прогрессии, удваиваясь примерно каждые 2–4 года. Целью данной работы является анализ и обобщение современных тенденций использования фитотехнологий для очистки и охраны вод.

Фитотехнологии – быстрорастущая индустрия во многих странах мира. В последнее десятилетие резко возросло количество исследований, проводимых в Китае, а также количество биоинженерных сооружений, создаваемых с применением фитотехнологий. Согласно статистическим данным, в 2011 г. в Китае действовало 425 таких сооружений, используемых в основном для очистки сельскохозяйственных ирригационных стоков, при искусственном обводнении водных объектов и обводнении территорий для восстановления лесов. При этом каждый год строятся и вводятся в эксплуатацию 15–30 новых сооружений.

Первые биоинженерные сооружения с использованием высшей водной растительности (ВВР) были созданы в 1960-е годы, однако массовое развитие эти технологии получили в последние десятилетия, как в развитых, так и развивающихся странах [2, 3]. Кроме различий в видовом составе используемых макрофитов, принципиальным отличием искусственных ветлендов является наличие или отсутствие свободной поверхности воды. В свою очередь, сооружения без свободной поверхности воды могут быть разделены на

сооружения с горизонтальным и вертикальным движением потока. В последних возможно движение загрязнённых вод сверху вниз, снизу вверх и U-образно. Существует целый ряд комбинированных гибридных систем, где на отдельных участках используются различные схемы. Вызвано это необходимостью создания оптимальных условий для аэрации воды и субстрата, а также комфортных условий для существования ВВР и сопутствующих им микроорганизмов, что в конечном счёте, должно дать максимальную эффективность очистки воды. Сооружения с подповерхностным течением воды, как правило, более эффективны, чем со свободной водной поверхностью.

В той или иной степени с помощью фитотехнологий можно очищать от сотни различных загрязнителей и их комбинаций, что особенно актуально для коммунальных, муниципальных, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод. Основными преимуществами фитотехнологий для очистки вод являются универсальность использования практически для любых загрязнителей, природный характер очистки вод, отсутствие каких-либо побочных эффектов, длительный срок и низкая стоимость эксплуатации сооружений и установок, малые ресурсо- и энергозатраты, небольшая и простая инфраструктура. Строительство осуществляется из местных материалов, не требует высокой квалификации кадров и специальных механизмов и оборудования [4, 5]. В последнее десятилетие значительно расширился спектр использования ВВР для охраны и очистки вод. Наряду с традиционными направлениями очистки и перехвата биогенных и органических веществ, тяжёлых металлов и радионуклидов, появились быстроразвивающиеся технологии по очистке вод от медицинских препаратов и средств личной гигиены, а также технологии, основанные на совершенствовании и управлении очисткой воды естественными ассоциациями макрофитов, селекции и генетической модификации растений с целью получения желаемых характеристик, использовании наночастиц, биофумигации, совмещении водоочистки с производством биотоплива, оценке рисков возникновения экстремальных явлений [6].

Сооружения и установки для извлечения из сточных вод соединений азота и органических веществ с использованием фитотехнологий быстро развиваются во всем мире, прежде всего, благодаря низкой стоимости эксплуатационных расходов. Классический путь

превращения и извлечения соединений азота включает биологические (аммонификацию, нитрификацию, денитрификацию, ассимиляцию биомассы и т. д.) и физико-химические процессы (адсорбцию). Новые подходы основаны на микробиологическом метаболизме. Их принципиальным отличием является то, что в этих процессах не требуется присутствие органического углерода как донора электронов [7].

Органические соединения в системах фитотехнологий разлагаются в аэробных и анаэробных условиях. При этом в аэробную зону кислород поступает из атмосферы в результате конвективно-диффузионных процессов, а также через корни макрофитов. Анаэробные условия создаются в закрытых порах грунтов наполнения.

Уровень извлечения биогенных и органических веществ из сточных вод в значительной степени зависит от созданных условий: рН, температуры, наличия доступного кислорода, присутствия органического углерода, нагрузки на сооружение, условий и режима поступления загрязнителей, времени нахождения воды в системе, гидрологического режима, удаления растительной массы. Обычными субстратами являются песок и гравий, однако в тех или иных случаях для совершенствования условий очистки применяют древесные опилки, рисовую шелуху, цеолит, слюду, золу, угольные шлаки, торф, мёртвый сестон, компост.

Второй большой группой загрязнителей, в детоксикации и удалении которых используются фитотехнологии, являются тяжёлые металлы, металлоиды (иногда относимые к тяжёлым металлам) и радионуклиды. Свинец, кадмий, мышьяк и ртуть являются наиболее опасными токсикантами, прежде всего, в силу того, что они не подвержены биодеградации. Растения, участвующие в обеззараживании тяжёлых металлов и радионуклидов, должны соответствовать определённым требованиям: 1) быстро расти; 2) иметь высокую толерантность к металлам; 3) быть устойчивыми к болезням и пестицидам; 4) иметь развитую корневую систему и побеги, а также способность синтезировать особые вещества как отклик на токсичную внешнюю среду; 5) быть непривлекательными для животных, чтобы избежать переноса загрязнителей на более высокие трофические уровни; 6) не быть специфичными к определённым элементам для того, чтобы существовала возможность извлечения и детоксикации других металлов [8].

Основными типами фиторемедиации тяжёлых металлов и радионуклидов являются:

фитостабилизация/фитосеквестрация – перевод химических соединений в менее подвижную и активную форму; фитоаккумуляция/фитоэкстракция – накопление в организме растения опасных загрязнителей; фитоволатилизация – испарение воды и летучих химических элементов листьями растений; ризофильтрация – корни всасывают воду и химические элементы, необходимые для жизнедеятельности растений. Кроме того, органические и неорганические загрязнители, содержащие тяжёлые металлы, могут быть удалены из воды и донных отложений в результате различных механизмов биосорбции: адсорбции, абсорбции, выпадения в осадок, поверхностного комплексобразования или ионного обмена. При этом активными биосорбентами являются как живые растения, так и мёртвая фитомасса, поскольку основными агентами в этом случае являются бактерии.

В последние годы значительно продвинулись фитотехнологии по обеззараживанию вод, загрязнённых мышьяком, который является одним из наиболее опасных канцерогенов. Повышенный интерес к поиску недорогих, экологических и устойчивых методов очистки воды от соединений мышьяка в крупных и мелких масштабах вызван наличием огромных территорий, загрязнённых этим металлоидом. Так, более половины подземных вод в Индии и Бангладеш загрязнены мышьяком выше ПДК, а в некоторых районах его концентрации достигают 200 ПДК для питьевой воды [9]. Аналогичная ситуация наблюдается в Латинской Америке, Португалии и Калифорнии (США).

Хорошими концентраторами и гиперконцентраторами мышьяка являются горец перечный (*Polygonum hydropiper*), ряска многокоренная (*Spirodela polyrhiza*), ряска горбатая (*Lemna gibba*), вольфия шаровидная (*Wolffia globosa*), азолла каролинская (*Azolla caroliniana*). Последний вид принадлежит к семейству сальвиниевых. В этой связи следует обратить внимание на ещё один вид – сальвинию плавающую (*Salvinia natans*) – единственный вид этого семейства, произрастающий в России. Сальвиния плавающая представляет собой плавающий папоротник и в обилии встречается в южных областях Европейской части России, в Западной Сибири и на Дальнем Востоке. Этот вид также является гиперконцентратором тяжёлых металлов. По нашим данным, полученным на Нижней Волге, сальвиния плавающая способна концентрировать количество меди почти в 100 раз большее, чем тростник обыкновенный

(*Phragmites communis*) и рогоз узколистный (*Typha angustifolia*). Несколько ниже значения для цинка – сальвиния концентрирует этот элемент почти в 10 и 2 раза больше, чем тростник и рогоз соответственно. Следует отметить, что сальвиния плавающая пресноводное растение, однако средние содержания цинка, никеля, кобальта, меди и хрома в этом виде близки к их содержанию в морских растениях. Учитывая то, что сальвиния является свободноплавающим видом и может быть легко удалена с поверхности воды, её применение в фитотехнологиях открывает широкие перспективы как для искусственных установок, так и для очистки естественных водных объектов.

Как уже было отмечено, в последние годы появилось новое направление – очистка и обеззараживание с помощью фитотехнологий фармацевтических препаратов и средств личной гигиены. Присутствие в воде медицинских препаратов отмечалось давно, но только в последние 15 лет, когда появились новые аналитические методы, позволяющие определять экстремально низкие концентрации (от нано- до микрограмм в литре), они начали считаться загрязнителями. Новые аналитические методы дают возможность количественно проанализировать присутствие в окружающей среде около 3000 биологически активных химических соединений с целью исследования их источников, поведения, трансформации, а также контроля, поскольку наличие фармацевтических препаратов в воде даже в малых концентрациях может иметь долговременные побочные эффекты и создаёт риски экологическому благополучию водных экосистем и здоровью человека.

Основными механизмами очистки вод, загрязнённых фармацевтическими препаратами, в биоинженерных системах с ВВР являются фотолитическая деградация, сорбция, поглощение растениями и фитодеградация, микробная деградация. Принципиально конструкции сооружений по извлечению и обеззараживанию фармацевтических препаратов на основе фитотехнологий мало чем отличаются от таковых для очистки от других загрязнителей. Все они имеют субстрат, ВВР и бактериальное население. Существуют установки со свободной водной поверхностью и с подповерхностным движением воды в горизонтальном или вертикальном направлениях, а также гибридные установки. Используются укореняющиеся и свободноплавающие растения. Производственные (не эксперименталь-

ные) ветленды для этих целей, как правило, имеют площадь более 100 м² и глубину воды до 30 см. В зависимости от конструкции ветленда, время нахождения воды в системе составляет от 1 до 15 суток. Такие системы уже функционируют в США, Канаде, Дании, Италии, Португалии, Испании, Китае, Сингапуре и позволяют очищать и доочищать сточные воды от 115 фармацевтических препаратов.

В качестве субстратов в таких установках наиболее часто используют гравий, реже легкий керамзит, вспученный перлит и чистый песок. Для извлечения антибиотиков используют песчаную, супесчаную почву или почву на основе песчаных суглинков. Иногда в качестве субстратов используют камни и вулканический туф. В последнее время в этом качестве нашли применение биосорбенты, такие как рисовая шелуха, сосновая кора, гранулированная кора пробкового дуба. Обычными растениями в таких ветлендах являются рогозы узколистный (*Typha angustifolia*) и широколистный (*Typha latifolia*), тростник обыкновенный (*Phragmites communis*), малый камыш (*Scirpus validus*). Для выращивания последних часто используют методы гидропоники. Суть метода заключается в том, что корни растений получают питательные вещества не из почвы, а из воды. При этом замечено, что применение тростника более эффективно, чем рогозов. Плотность растений обычно составляет 10–50 шт/м². Реже для этих целей используются погруженные и свободноплавающие макрофиты, такие как элодея канадская (*Elodea canadensis*), роголистник темно-зелёный (*Ceratophyllum demersum*), гигантская сальвиния (*Salvinia molesta*), ряска малая (*Lemna minor*).

По средней эффективности извлечения из воды с помощью фитотехнологий лекарственные препараты могут быть разделены на легко-, средне-, слабоудаляемые и почти не удаляемые. Легко удаляемыми препаратами (средняя эффективность удаления более 70%) являются ацетаминофен, салициловая кислота, сульфадiazин, сульфадиметоксин, сульфаметазин, сульфаметоксазол, сульфацилпирин, триметоприм, атенолол, метопролол, фуросемид, кофеин и тетрациклин. Лекарственные препараты, средняя эффективность удаления которых 50–70%, включают ибупрофен, напроксен, доксициклин и гемфиброзил. Слабо удаляемыми с помощью фитотехнологий (средняя эффективность удаления 20–50%) являются диклофенак, кетопрофен, амоксициллин, кларитромицин, триклозан, соталол,

2-(2-метил-4-хлорфенокси)пропионовая кислота и карбамазепин. Наконец, существует целый ряд лекарственных препаратов, удаление которых с помощью фитотехнологий проблематично (эффективность удаления менее 20%). Это, прежде всего, ампициллин, эритромицин и линкомицин. Кроме того, для всех препаратов эффективность очистки воды зимой снижается на 3–41% [10].

Из новых перспективных методов совершенствования фитотехнологий следует отметить использование генной инженерии и совмещение технологий очистки воды и производства биотоплива. В данном контексте методы генной инженерии призваны помочь получить генно-модифицированные микробы и ВВР с характеристиками, позволяющими микроорганизмам и макрофитам самим быть устойчивыми к загрязнителям, а также более активно и стабильно аккумулировать, абсорбировать и обеззараживать сточные воды. Что касается микробного населения, то здесь принципиальное значение имеют микроорганизмы, в целом – населяющие субстрат и отдельно – ризосферная микрофлора – совокупность микроорганизмов, содержащихся в большом количестве в узкой зоне вокруг корней. Пока нам не известно о существовании трансгенных ВВР, хотя для сухопутных растений уже получены первые результаты на резуховидке Таля (*Arabidopsis thaliana*) и табаке обыкновенном (*Nicotiana tabacum*).

Контроль зарастаемости, переработка и утилизация загрязнённой растительной массы входят в ряд основных проблем при использовании фитотехнологий для очистки вод, особенно – для быстрорастущих растений, имеющих значительную фитомассу. Примером такого растения является водный гиацинт (*Eichhornia crassipes*) – многолетнее свободноплавающее растение, которое является хорошим концентратором и детоксикатором многих загрязнителей, однако в силу своего быстрого распространения и захвата новых территорий как инвазивный вид может создать ряд экологических проблем. С помощью эйхорнии возможно извлечение и обезвреживание фосфатов, сульфатов, фенола, синтетических поверхностно активных веществ, тяжёлых металлов, радионуклидов, формальдегида, диметиламина и даже ракетного топлива (диметилгидразина). Однако следует напомнить, что это один из десяти самых худших сорняков в мире. Именно этот инвазивный вид, имеющий своё происхождение из бассейна р. Амазонки, сейчас вторгся в водоёмы Европы, Африки, Азии и Северной Америки. В некоторых странах водный гиацинт распространился до та-

кой степени, что заполнил все водоёмы и стал национальным бедствием. Так, в Новой Гвинее распространение растительности, завезённой в бассейн р. Сепик, привело к полному зарастанию озёр и проток, исчезновению рыбы, голоду среди местного населения и его вынужденной миграции. Для борьбы с зарастанием водоёмов водным гиацинтом в Японии налажено производство по переработке биомассы этого растения в биотопливо.

Таким образом, всё более очевидным становится то, что, используя природный характер очистки вод и имея существенные экономические преимущества, фитотехнологии имеют значительную перспективу. В связи с этим, при разработке энерго- и ресурсосберегающих программ государственного и регионального уровней следовало бы уделить больше внимания практической реализации результатов научных исследований по использованию фитотехнологий для очистки вод, как в России, так и за её пределами.

Литература

1. Miksch K., Cema G., Corvini P.F.-X., Felis E., Sochacki A., Surmacz-Górska J., Wiszniowski J., Żabczynski S. R&D priorities in the field of sustainable remediation and purification of agro-industrial and municipal wastewater // *New Biotechnology*. 2015. V. 32. № 1. P. 128–132.
2. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Использование фиторемедиации для охраны вод в России и мире // *Водная стихия: опасности, возможности прогнозирования, управления и предотвращения угроз*. Новочеркасск. 2013. С. 332–337.
3. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Очистка воды методами фитотехнологий // *Водоочистка*. 2015. № 5–6. С. 66–70.
4. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н., Бреховских В.Ф. Зарастающие водотоки и водоёмы: Динамические процессы формирования донных отложений. М.: Наука, 2004. 310 с.
5. Казмирук В.Д. Фиторемедиация в охране вод: неограниченные возможности и возможные ограничения // *Современные энерго- и ресурсосберегающие, экологически устойчивые технологии и системы сельскохозяйственного производства: Сб. науч. тр. Вып. 10*. Рязань. 2013. С. 494–501.
6. Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Охрана и очистка вод методами фитотехнологий // *Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.»*. Т. 1. Петрозаводск. 2015. С. 294–301.
7. Saeed T., Sun G. A review on nitrogen and organic removal mechanisms in subsurface flow constructed wet-

lands: Dependency on environmental parameters operating conditions and supporting media // Journal of Environmental Management. 2012. V. 112. P. 429–448.

8. Sharma S., Singh B., Manchanda V.K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water // Environmental Science and Pollution Research. 2015. V. 22. P. 946–962.

9. Islam S., Saito T., Kurasaki M. Phytoltration of arsenic and cadmium by using an aquatic plant, *Micranthemum umbrosum*: Phytotoxicity, uptake kinetics, and mechanism // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2015. V. 112. P. 193–200.

10. Li Y., Zhu G., Ng W.J., Tan S.K. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism // Science of the total environment. 2014. V. 468–469. P. 908–932.

References

1. Miksch K., Cema G., Corvini P.F.-X., Felis E., Sochaeki A., Surmacz-G raska J., Wiszniewski J., Żabczynski S. R&D priorities in the field of sustainable remediation and purification of agro-industrial and municipal wastewater // New Biotechnology. 2015. V. 32. № 1. P. 128–132.

2. Kazmiruk V.D., Kazmiruk T.N. Using phytoremediation for water protection in Russia and the world // Vodnaya stikhiya: opasnosti, vozmozhnosti prognozirovaniya, upravleniya i predotvrashcheniya ugroz. Novocherkassk. 2013. P. 332–337 (in Russian).

3. Kazmiruk V.D., Kazmiruk T.N. Water treatment by phytotechnology methods // Vodoochistka. 2015. № 5–6. P. 66–70 (in Russian).

4. Kazmiruk V.D., Kazmiruk T.N., Brekhovskikh V.F. Overgrown streams and reservoirs: Dynamic processes of formation of bottom sediments. Moscow, Nauka, 2004. 310 p. (in Russian).

5. Kazmiruk V.D. Phytoremediation in water protection: unlimited possibilities and potential limitations // Sovremennyye energo- i resursosberegayushchiye, ekologicheski ustoychivyye tekhnologii i sistemy seleskokhozyaystvennogo proizvodstva: Sbornik nauchnykh trudov. Vypusk 10. Ryazan. 2013. P. 494–501 (in Russian).

6. Kazmiruk V.D., Kazmiruk T.N. Phytotechnologies for water treatment and water bodies protection // Nauchnoyye obespecheniye realizatsii «Vodnoy strategii Rossiyskoy Federatsii na period do 2020 g.». T. 1. Petrozavodsk. 2015. P. 294–301 (in Russian).

7. Saeed T., Sun G. A review on nitrogen and organic removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters operating conditions and supporting media // Journal of Environmental Management. 2012. V. 112. P. 429–448.

8. Sharma S., Singh B., Manchanda V.K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water // Environmental Science and Pollution Research. 2015. V. 22. P. 946–962.

9. Islam S., Saito T., Kurasaki M. Phytoltration of arsenic and cadmium by using an aquatic plant, *Micranthemum umbrosum*: Phytotoxicity, uptake kinetics, and mechanism // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2015. V. 112. P. 193–200.

10. Li Y., Zhu G., Ng W.J., Tan S.K. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism // Science of the Total Environment. 2014. V. 468–469. P. 908–932.

Особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в водной среде

© 2016. М. В. Аниськина¹, к. б. н., доцент, Е. В. Яковлева², к. б. н., н. с.,

¹ Сыктывкарский государственный университет имени Питирима Сорокина,
167005, Россия, г. Сыктывкар, ул. Петрозаводская, д. 120,

² Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,
e-mail: m_aniskina@rambler.ru, kaleeva@ib.komisc.ru

Был проведён модельный эксперимент по изучению влияния бенз[а]пирена (БП), внесённого в воду, на состав полиаренов в растениях элодеи канадской (*Elodea canadensis* L.). Для проведения эксперимента было использовано пять концентраций БП в водном растворе: 0; 1; 5; 10; 20 нг/л. По окончании эксперимента БП в воде был обнаружен только в варианте при внесении 20 нг/л. В растворе выявлено появление других полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), которые могли быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи. Общее содержание ПАУ в растениях контрольного варианта опыта было довольно велико, в основном за счёт природного компонента – фенантрена. Загрязнение водного раствора бенз[а]пиреном в малых дозах приводило к резкому снижению биомассы растений, при более высоких дозах состояние биомассы нормализовалось, аналогично изменялось содержание ПАУ в расчёте на массу растения. Содержание ПАУ на 1 г растения практически не менялось во всех вариантах опыта. Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышала долю внесённого БП, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. При загрязнении воды БП в дозах 1–5 нг/л вынос ПАУ растениями из воды снижался за счёт снижения биомассы, суммарная молярная доля ПАУ в воде повышалась за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастала из-за повышения биомассы, количество ПАУ в воде уменьшалось, ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Внесение в воду БП в концентрации 20 нг/л вело к повышению уровня биомассы растений и повышению выноса ПАУ элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастала аналогично повышению уровня загрязнения воды БП. Согласно полученным данным, элодея канадская может быть рекомендована для очистки водоёмов от загрязнения БП.

Ключевые слова: водные растения, загрязнение, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), разрушение, накопление, очищение воды.

Benz[a]pyrene destruction by *Elodea canadensis* L. in water

M. V. Aniskina¹, E. V. Yakovleva²,

¹ Syktyvkar State University,

120, Petrozavodskaya St., Syktyvkar, Russia, 167005,

² Institute of Biology Komi Scientific Center of Ural Branch of RAS,

28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

e-mail: m_aniskina@rambler.ru; kaleeva@ib.komisc.ru

The simulating model experiment on water-dissolved benz[a]pyrene (BP) impact on composition of polyarenes in *Elodea canadensis* L. plants was conducted. For that, five concentrations of BP in water solution were used: 1; 5; 10; 20 nanogram/l. To the end of the experiment, BP was found in water only when introduced in dose of 20 nanogram/l. We identified other PAHs in solution which could be BP destruction products made by *Elodea Canadensis* L. cell sap. Total PAH content in control (background) plants was quite high, mainly by means of natural polyarene, i.e. phenanthrene. Water pollution with benz[a]pyrene (BP) in small doses strongly decreased biomass of *Elodea Canadensis* L. and increased it when introduced in high doses. The same situation was observed for PAH content per plant weight. PAH content per 1 plant gram was almost the same in every test. The molar ratio of newly-formed water PAHs exceeded that of introduced BP and so evidenced additional production of PAHs by plant in every test. On PB water pollution in doses of 1–5 nanogram/l, plants poorly utilized PAHs because of biomass decrease whereby the total molar ratio of PAHs in water increased because of plant remnants decomposition. On PB water pollution in doses of 10 nanogram/l, the total molar ratio of PAHs in plants strongly increased due to biomass increase whereby water PAH content decreased due to few plant remnants. PB water pollution in doses of 20 nanogram/l increased plant biomass and PAH utilization by *Elodea Canadensis* L. plants.

Keywords: water plants, pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), destruction, accumulation, water purification.

В последние годы масштабными темпами возрастает загрязнение природных экосистем органическими ксенобиотиками, в том числе полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) [1]. Основными источниками эмиссии техногенных ПАУ в окружающую природную среду являются предприятия энергетического комплекса, автомобильный транспорт, химическая и нефтеперерабатывающая промышленность. В основе практически всех техногенных источников ПАУ лежат термические процессы, связанные со сжиганием и переработкой органического сырья: нефтепродуктов, угля, древесины, мусора, пищи, табака и др.

Показателем присутствия полиаренов в окружающей среде чаще всего служит индивидуальный углеводород бенз[а]пирен (БП) – органическое вещество 1 класса опасности. Он обладает канцерогенными, мутагенными и токсичными свойствами по отношению к живым организмам [2].

Сведения о высоком уровне загрязнения природных экосистем БП приводят к необходимости оценить вероятность поглощения БП растениями и исследовать реакцию растительного организма на его воздействие, что позволит в перспективе использовать растения как индикаторы загрязнения среды ПАУ и показать возможность разложения растениями сильных экотоксикантов, таких как БП, до менее токсичных соединений.

Анализ литературных источников позволяет констатировать, что растительные организмы могут поглощать, накапливать и синтезировать ПАУ. У высших растений и водорослей, наряду со способностью к внутриклеточному расщеплению ПАУ, в большинстве случаев наблюдается тенденция к аккумуляции углеводородов из среды своего обитания [3, 4]. Доказано, что после усвоения органические соединения могут перемещаться из корней в другие органы растений и впоследствии подвергаться частичному или полному разрушению или трансформироваться в менее токсичные соединения и связываться в тканях растений. Органические вещества депонируются в вакуолях клеток или связываются с нерастворимыми клеточными структурами, такими как лигнин [5].

Был проведён ряд модельных экспериментов по изучению влияния БП, внесённого в субстрат, на состав полиаренов в растениях ячменя обыкновенного (*Hordeum vulgare* L.) сорта «Новичок» [6, 7] и *Tradescantia* (clon 2) [8]. Эксперименты показали, что БП, внесённый в почву и песчаный субстрат, разлагался в ходе эксперимента до более лёгких полиаренов и минеральных веществ.

Для определения особенностей разложения БП в водной среде в присутствии растения нами был проведён эксперимент по загрязнению дистиллированной воды и выращиванию на ней элодеи канадской.

Авторы, исследовавшие пути детоксикации чужеродных фенолов растениями [9], пришли к выводу, что у водных растений преобладает окислительная деградация этих веществ, в отличие от реакции гликозилирования с последующим депонированием, характерной для сухопутных растений.

В ряде исследований впервые была показана деструктивная активность экстрактов и экссудатов элодеи по отношению к углеводородам нефти [10]. Выявлено, что ферментные экстракты элодеи обладают высокой тирозиназной, лактазной и пероксидазной активностью. При этом сами эндо- и экзоферменты элодеи способны окислять углеводороды нефти. Экзоферменты элодеи оказались индуцибельными: они синтезировались в ответ на присутствие нефти. Установлено, что элодея канадская обладает ферментными системами, принимающими участие в деструкции ароматических ксенобиотиков: толуола, бензола и нафталина. Исследования по очищению водоёмов элодеей канадской от БП ранее не проводились. Плюсом элодеи как биоремедиатора служит её способность к быстрому размножению. Следует отметить, что элодея канадская встречается в природных экосистемах Республики Коми, что обуславливает возможность её использования для индикации состояния таёжных экосистем.

Целью данной работы было исследовать особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в условиях модельного эксперимента при загрязнении водного раствора разными дозами бенз[а]пирена.

Объекты и методы

Для проведения эксперимента было выбрано пять концентраций водного раствора БП: 0; 1; 5; 10; 20 нг/л. ПДК БП в воде составляет 1 нг/л. При приготовлении растворов использовалась дистиллированная вода и раствор БП в ацетонитриле с концентрацией 0,1 мг/л. В готовые растворы с заданными концентрациями вносились живые растения элодеи массой 100 г на одну повторность. Элодея канадская (*Elodea canadensis* L.) принадлежит к классу однодольные, порядку частухоцветные и семейству водокрасовые (*Hydrocharitaceae*). Многолетнее водное растение, ветвящиеся побеги которого могут достигать в длину 30–100 см. Продолжительность эксперимента составила один месяц. Повтор-

ность в опыте трёхкратная. Экспериментальные образцы находились в оптимальных постоянных условиях среды, температура воды составляла +(20–26) °С, естественное освещение менялось в течение эксперимента от 19,5 до 17,5 часов. По окончании времени эксперимента производили сбор и анализ материала.

Химико-аналитические исследования растений выполняли в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Для извлечения ПАУ из растений использовали систему ускоренной экстракции растворителями ASE-350 (Dionex Corporation, США). Пробу растений массой 1 г помещали в экстракционную ячейку и трижды экстрагировали смесью растворителей: хлористый метилен: ацетон (1:1) при температуре 100 °С. Затем экстракты концентрировали с применением аппарата Кудерна-Даниша при температуре 70 °С в термостате и заменяли растворитель на гексан. Полученный концентрат пробы объёмом 3 см³ очищали от неорганических примесей методом колоночной хроматографии с использованием оксида алюминия II степени активности по Брокману. В качестве элюента использовали 50 см³ смеси гексан: хлористый метилен (4:1). Элюат концентрировали с применением аппарата Кудерна-Даниша при температуре 85 °С в термостате до объёма 5 см³, затем добавляли 3 см³ ацетонитрила и упаривали при температуре 90 °С до полного удаления гексана.

Концентрат пробы в ацетонитриле анализировали на содержание полициклических ароматических углеводородов методом высокоэффективной жидкостной хроматографии на хроматографе «Люмахром» («Люмэкс», Россия). Контроль точности результатов измерений проводили для образцов растений с использованием стандартного образца – Certified reference material BCR-683 (European commission community bureau of reference).

При анализе воды модельного эксперимента использовали методику ПНД Ф 14.1:2:4.186-02 «Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации БП в пробах природных, питьевых (в том числе расфасованных в ёмкости) и сточных вод методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с флуориметрическим детектированием с использованием жидкостного хроматографа «Люмахром», 2006.

Результаты исследований и их обсуждение

При проведении анализа на содержание ПАУ в водном растворе по окончании экспери-

мента методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в пробах исследуемых образцов были обнаружены 10 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]антрацен, хризен, бенз[к]флуорантен и БП (рис. 1).

Анализ содержания ПАУ в водном растворе по окончании эксперимента показывает отсутствие БП в растворе при концентрациях от 1 до 10 нг/л и уменьшение его содержания при концентрации 20 нг/л. Также в растворе выявлено появление других ПАУ, которые могут быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи. Так как элодея долгое время находилась при неблагоприятных условиях и начала разлагаться, часть ПАУ в воду могли попасть из самих растений.

В растениях контрольного варианта было обнаружено 6 соединений ПАУ: фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[к]-флуорантен (табл.). Наличие ПАУ в растениях контрольного варианта говорит об их внутриклеточном синтезе. Изменение содержания ПАУ в растениях при разных концентрациях БП обусловлено реакцией растения на стрессирующее действие бенз[а]пирена. В растениях БП был обнаружен в последних трёх вариантах. В первом и втором варианте БП отсутствовал.

Общее содержание ПАУ в растениях контрольного варианта опыта довольно велико, при этом 64% приходится на фенантрен. Фенантрен – компонент преимущественно природного происхождения, этот факт был отмечен рядом авторов [11]. Лабораторно подтверждено образование фенантрена из стеролов в результате деструкции алифатических структур. Стероидные структуры, содержащие гидроксильную группу, являются типичными составляющими липидов высших растений. В растениях присутствуют такие производные фенантрена, как абиетиновая и левопимаровая кислоты. Известно, что фенантрен может образоваться из абиетиновой кислоты, которая находится в смоле хвойных деревьев. Известна схема образования фенантрена из абиетиновой кислоты, которая включает последовательную ароматизацию нафтеновых колец и потерю метильных заместителей, конечным продуктом которой является фенантрен [11]. Вероятно, накопление фенантрена растениями связано не с поглощением из субстрата, а с внутриклеточным синтезом в растениях.

Элодея в ходе жизнедеятельности вырабатывает ПАУ, но малые концентрации внесённого в воду бенз[а]пирена (1–5 нг/л) вызывают нарушения биосинтеза жизненно важных веществ, что

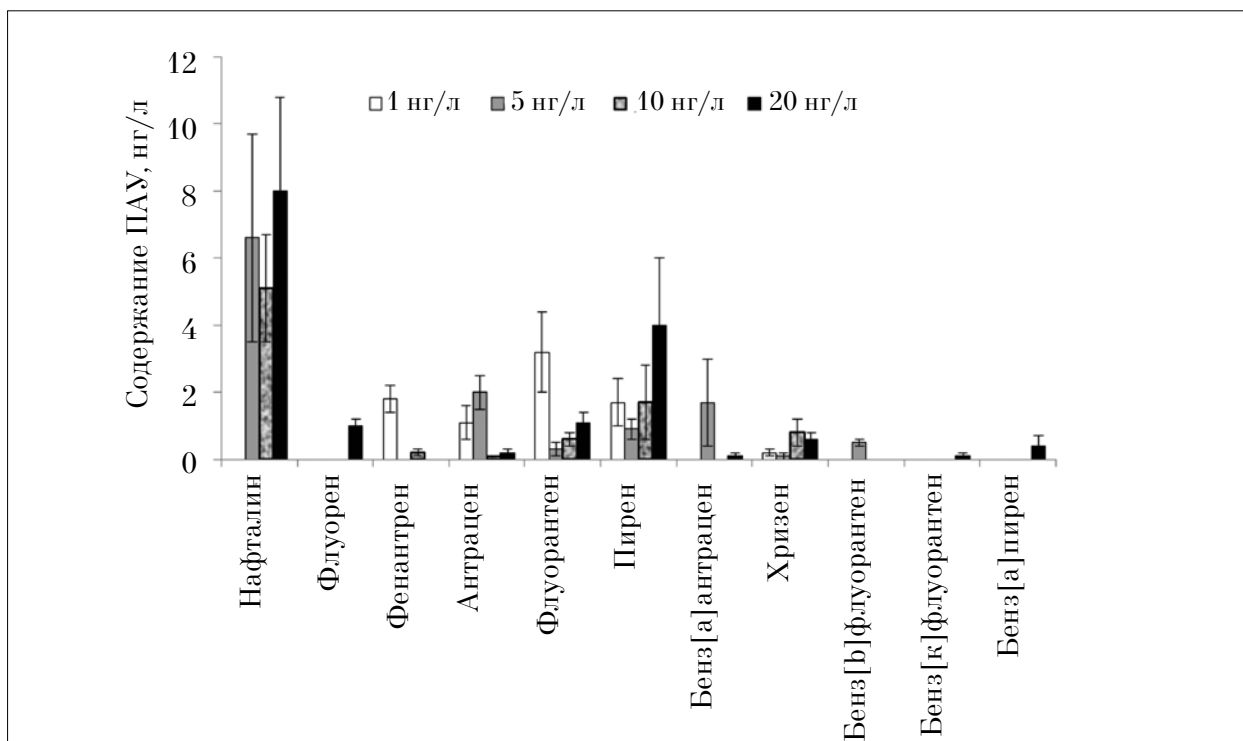


Рис. 1. Содержание ПАУ в водном растворе в конце эксперимента, нг/л

Таблица

Содержание ПАУ в растениях элодеи канадской в конце эксперимента, нг/г

ПАУ	Массовая доля внесённого в воду бенз[а]пирена, нг/г									
	0		1		5		10		20	
	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$	\bar{X}	$S\bar{x}$
Нафталин	0,0	0,0	55,3	0,0	40,3	12	69,7	17,3	60,7	16,3
Флуорен	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	17,2	6,6	18,4	7,4
Фенантрен	238,4	42,1	175,8	45,6	162,0	28,4	100,8	2,1	110,3	6,3
Антрацен	5,5	2	0	0,0	0,0	0,0	27,3	6,8	5,5	1,2
Флуорантен	59,1	11,8	0	0,0	55,0	11,2	107,7	22,1	107,3	24,8
Пирен	54,5	10,3	62,3	16,2	49,2	11,5	80,5	8,8	65,2	4,8
Бенз[а]антрацен	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,0	2,2	1,4	1,6	0,6
Хризен	14,3	0,0	42,5	14,1	28,5	8,5	5,4	2,5	4,5	1,0
Бенз[б]флуорантен	0,0	0,0	0,0	0,0	25,4	10,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Бенз[к]флуорантен	2,3	0,6	0,0	0,0	6,8	0,1	1,6	0,3	1,9	1,2
Бенз[а]пирен	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,2	4,3	0,5	5,1	1,3
Дибенз[а,h]антрацен	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,8	1,3	0,6
Бенз[ghi]перилен	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,6	1,1	0,0	0,0
Σ ПАУ	374,2	78,3	336,0	80,6	374,2	72,4	425,6	72,1	382,0	85,0
Σ лёгких ПАУ	371,9	69,2	293,5	75,9	306,5	71,6	410,9	56,4	373,7	75,2
Σ тяжёлых ПАУ	2,3	0,6	0,0	0,0	39,2	11,1	14,7	2,5	8,3	3,0

Примечание: \bar{X} – среднее значение, $S\bar{x}$ – стандартное отклонение среднего.

приводит к угнетению роста и развития (рис. 2), который мы наблюдали в эксперименте. При более высоких концентрациях БП биомасса растения начинает увеличиваться, вероятно, это связано с тем, что растения включают в процесс

жизнедеятельности БП и используют его как питательное вещество, при этом его токсичность для растения снижается. Этот эффект возможно объяснить с позиции теории малых доз. Такое влияние малых доз было исследовано опытным

путём с применением радиации, бензина и БП [7, 12]. При малых концентрациях защитные механизмы растения не распознают опасность и подвергаются токсическому воздействию БП, нежели при высоких концентрациях. Кроме того могло иметь место ауксиновое действие БП на растение, которое выражается главным образом в росте корневой системы [7].

В ходе эксперимента визуально оценивали цветность растений. В контрольных пробах растение имело обычный для данного растения цвет: от светло-зелёного до тёмно-зелёного. В пробах с внесённым БП растения отличались окраской от жёлтого до тёмно-коричневого цвета. Многие побеги вовсе обесцвечивались и становились почти прозрачными. Наблюдался интенсивный опад листвы. Вероятно, внесение БП в небольших концентрациях отразилось на синтезе и деструкции хлорофилла.

В вариантах с концентрацией загрязнения 1 и 5 нг/л происходит резкое снижение общей суммы ПАУ в растении за счёт снижения биомассы элодеи. При этом содержание ПАУ на 1 г растения остаётся практически неизменным во всех вариантах опыта. При высоких дозах внесённого в воду БП (10–20 нг/л) суммарное содержание ПАУ повышается, при этом отклонения входят в пределы погрешности. В составе ПАУ растений при загрязнении происходят незначительные изменения, с ростом уровня загрязнения снижается содержание природного компонента – фенантрена и увеличивается массовая доля нафталина, флуорантена и хризена, в небольших количествах появляются тяжёлые углеводороды.

Из полученных данных можно предположить, что элодея слабо поглощает полиарены

из водного раствора, а уменьшение содержания БП в воде связано в основном с его разрушением соками растения. При этом лёгкие ПАУ поглощаются в большей степени по сравнению с высокомолекулярными ввиду лучшей растворимости и сродства с компонентами растительных клеток. Возможно, происходит включение защитных механизмов в растении в ответ на загрязнение воды БП, ведущих к разрушению полиаренов. ПАУ в растении могут подвергаться трансформации путём гидроксирования и дальнейшего образования дигидроксопроизводных и дикарбоновых кислот. В ходе первой фазы окислительно-восстановительного или гидролитического превращения молекула вещества обогащается полярными функциональными группами, что делает её реакционноспособной и более растворимой в воде. Во второй фазе происходят синтетические процессы конъюгации промежуточных продуктов метаболизма с эндогенными молекулами (глицин, глутатитон, глюкоза и др.), в результате чего образуются полярные соединения, которые выводятся из организма с помощью специальных механизмов экскреции. При уровне загрязнения воды БП 1 нг/л он разлагался до низкомолекулярных структур, при увеличении доз до 5 нг/л и выше разложение затруднялось и происходило образование тяжёлых полиаренов, при загрязнении 20 нг/л в воде был обнаружен неразложившийся БП. Сходные механизмы разложения БП были выявлены в эксперименте по загрязнению им песчаного субстрата и выращиванию на нём ячменя [6].

Для расчёта балансовых характеристик был выполнен пересчёт массовых концентраций ПАУ на количество вещества (рис. 3).

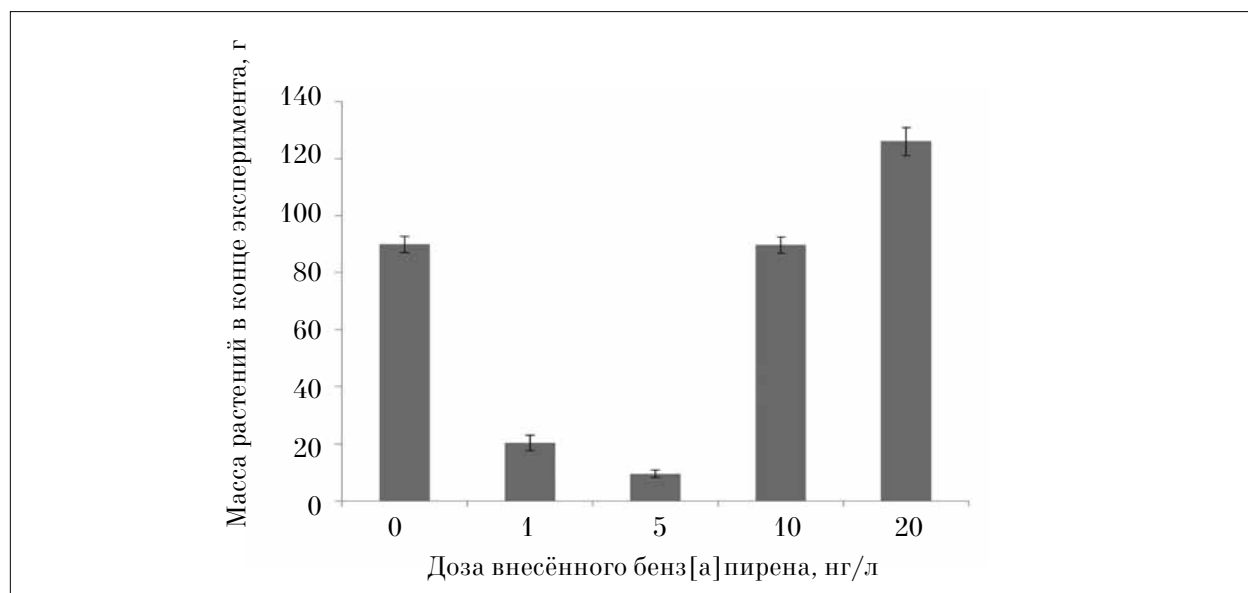


Рис. 2. Влияние бенз[а]пирена на биомассу элодеи за тридцатидневный период воздействия, г

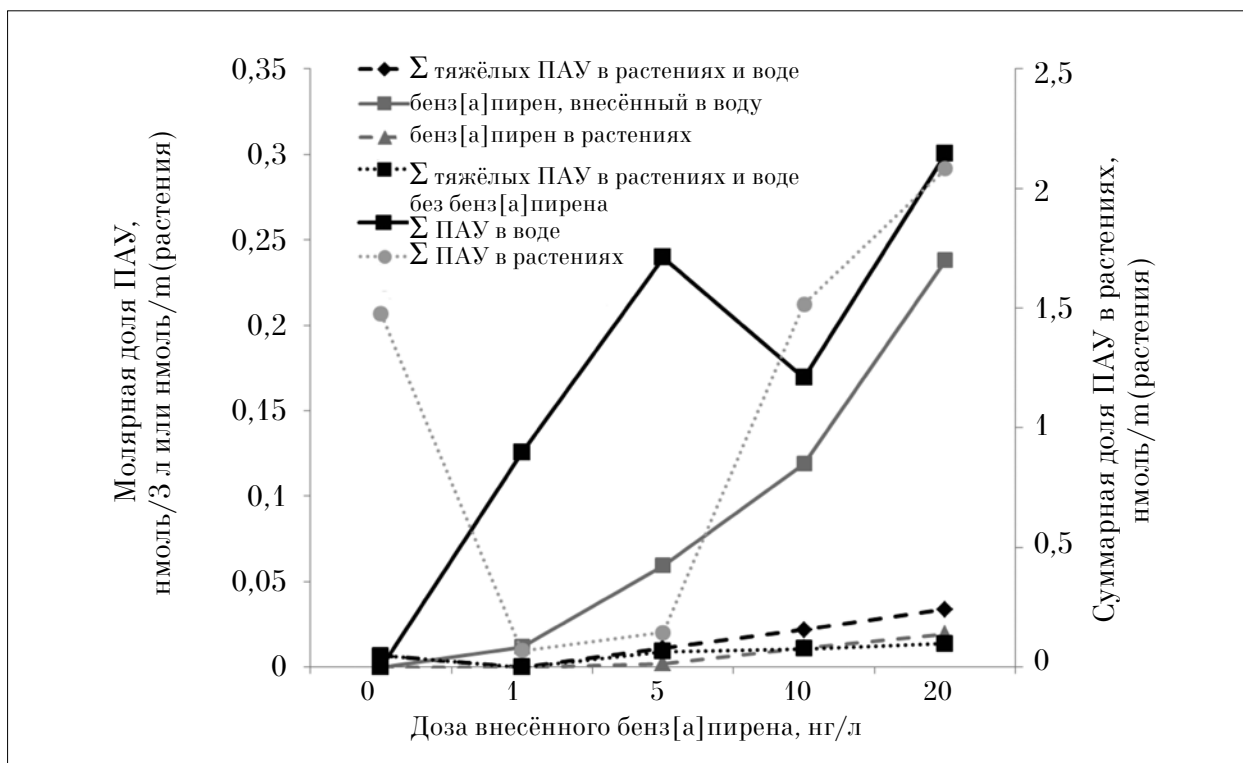


Рис. 3. Молярная доля ПАУ в водном растворе и растениях модельного эксперимента, нмоль/3 л (нмоль/м(растения))

Расчёты показали, что количество ПАУ в воде при различных уровнях загрязнения значительно превышает количество внесённого в воду БП. Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышает долю внесённого БП в 4–10 раз при дозах 1–5 нг/л и в 1,5 раза при дозах 10–20 нг/л, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. ПАУ присутствовали в значительных количествах в контрольных растениях, в то время как в воде контрольного варианта ПАУ обнаружены не были. Загрязнение воды БП в дозах 1–5 нг/л приводило к массовой гибели растений, что выражалось с одной стороны в снижении выноса ПАУ растениями из воды, с другой – в повышении молярной доли ПАУ в воде за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л биомасса растений практически не отличалась от фоновых значений, возможно, при повышенном содержании загрязнителя включались защитные механизмы растения, позволявшие ему нормально функционировать. При этом суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастает из-за повышения биомассы, а количество ПАУ в воде снижается ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Загрязнение воды в концентрации 20 нг/л БП ведёт к повышению уровня биомассы растений, а следовательно, к повышению выноса ПАУ

элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастает аналогично повышению уровня загрязнения воды БП.

Следует отметить, что прирост в содержании ПАУ в воде и растениях определялся в основном приростом лёгких углеводородов, рост тяжёлых полиаренов был обусловлен в основном поступившим в воду бенз[а]пиреном. Остальные тяжёлые ПАУ впервые обнаруживаются в растениях в варианте при внесении 5 нг/л БП и их содержание при дальнейшем повышении доз не увеличивается.

Заключение

Проведён эксперимент по выращиванию элодеи канадской (*Elodea canadensis* L.) на водном растворе, загрязнённом БП. Выявлено, что загрязнение воды БП в малых дозах приводит к резкому снижению биомассы растений, что свидетельствует о стрессовом действии БП на растения и оправданности имеющихся нормативов ПДК бенз[а]пирена в воде. Методом ВЭЖХ в воде модельного эксперимента идентифицировано 11 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бенз[а]-антрацен, хризен, бенз[б]флуорантен, бенз[к]-флуорантен, бенз[а]пирен, в растениях элодеи канадской 13 структур: кроме перечисленных бенз[ghi]перилена и индено[1,2,3-сd]пирена. По

окончании эксперимента БП в воде был обнаружен только в варианте при внесении 20 нг/л. В растворе выявлено появление других ПАУ, которые могли быть результатом разложения БП под воздействием клеточного сока элодеи.

В растениях ПАУ были обнаружены и в контрольном варианте, в общей сумме ПАУ преобладал (64%) природный компонент – фенантрен. Наличие ПАУ в растениях контрольного варианта говорит об их внутриклеточном синтезе. Содержание ПАУ на 1 г растения остаётся практически неизменным во всех вариантах опыта, что свидетельствует о слабой способности элодеи накапливать ПАУ из водной среды.

Молярная доля образовавшихся в воде ПАУ превышает долю внесённого БП, что свидетельствует о дополнительном поступлении ПАУ из растений в воду во всех вариантах опыта. При загрязнении воды БП в дозах 1–5 нг/л вынос ПАУ растениями из воды снижается за счёт снижения биомассы, суммарная молярная доля ПАУ в воде повышается за счёт разложения растительных остатков. При дозе БП 10 нг/л суммарная молярная доля ПАУ в растениях резко возрастает из-за повышения биомассы, количество ПАУ в воде снижается ввиду минимизации поступления отмерших остатков. Внесение в воду БП в концентрации 20 нг/л ведёт к повышению уровня биомассы растений и повышению выноса ПАУ элодеей. Молярная доля ПАУ в воде возрастает аналогично повышению уровня загрязнения воды БП.

Исходя из полученных результатов, можно рекомендовать растения элодеи канадской для очистки водоёмов от загрязнения БП.

Литература

1. Пурмаль А.П. Антропогенная токсикация планеты. Ч. 2. / Химия // Соросовский образовательный журнал. 1998. № 9. С. 46–51.
2. Грандберг И. И. Органическая химия. Бакалавр. Базовый курс. СПб.: Юрайт, 2012. 608 с.
3. Gao Y.-Z., Zhu L.-Z. Phytoremediation for phenantrene and pyrene contaminated soil // J. Environ. Sci. 2005. V. 17. № 1. P. 14–18.
4. Huang X.-D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B. R., Greenberg B. M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils // Environmental Pollution. 2004. V. 130. P. 465–476.
5. Растения и химические канцерогены / Под. ред. Э. И. Слепяна. Л.: Наука, 1979. 208 с.
6. Яковлева Е. В., Габова Д. Н., Безносиков В. А. Влияние различных доз бенз[а]пирена на состав полициклических ароматических углеводородов в песчаной культуре // Агрехимия. 2015. № 6. С. 90–96.

7. Яковлева Е. В., Габова Д. Н., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М. Влияние бенз[а]пиренового загрязнения на ростовые процессы и состав полиаренов растений // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 46–52.
8. Яковлева Е. В., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Хомиченко А. А. Генотоксические эффекты в растениях *Tradescantia* (clon 02) индуцированные бенз[а]пиреном // Сибирский экологический журнал. 2011. № 6. С. 805–812.
9. Pridham J. B. The phenol glucosylation reaction in the plant kingdom // Phytochemistry. 1964. V. 3. P. 493.
10. Тумайкина Ю. А., Турковская О. В., Игнатов В. В. Биодеструкция ароматических углеводородов элодеей канадской (*Elodea canadensis*) // Вестник Саратовского Государственного университета. 2005. № 1. С. 21–23.
11. Ровинский Ф. Я., Теплицкая Т. А., Алексеева Т. А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 224 с.
12. Зайнуллин В. Г. Генетические эффекты хронического облучения в малых дозах ионизирующего излучения. СПб.: Наука, 1998. 100 с.

References

1. Purmal A.P. Anthropogenic toxication of the planet. P. 2. / Chemistry // Sorosovskiy Obrazovayelnyy Zhurnal. 1998. № 9. P. 46–51 (in Russian).
2. Grandberg I.I. Organic Chemistry. Bachelor. Basic Course. SPb: Yurayt, 2012. 608 p. (in Russian).
3. Gao Y.-Z., Zhu L.-Z. Phytoremediation for phenantrene and pyrene contaminated soil // J. Environ. Sci. 2005. V. 17. № 1. P. 14–18.
4. Huang X.-D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B.R., Greenberg B. M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils // Environmental Pollution. 2004. V. 130. P. 465–476 (in Russian).
5. Plants and chemical carcinogens / Eds. E.I. Slepyan. L.: Nauka, 1979. 208 p. (in Russian).
6. Yakovleva E.V., Gabov D.N., Beznosikov V.A. Impact of various benz[a]pyrene doses on composition of polycyclic aromatic hydrocarbons in sand culture // Agrokhimiya. 2015. № 6. P. 90–96 (in Russian).
7. Yakovleva E.V., Gabov D.N., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M. Influence of benz[a]pyrene pollution on growth processes and structure of polyarenes in plants // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2015. № 4. P. 46–52 (in Russian).
8. Yakovleva E.V., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M., Khomichenko A.A. Genotoxic effects in *Tradescantia* plants (clon 02) induced by benz(a)pirene // Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal. 2011. № 6. P. 805–812 (in Russian).
9. Pridham J. B. The phenol glucosylation reaction in the plant kingdom // Phytochemistry. 1964. V. 3. P. 493.
10. Tumaykina Yu.A., Turkovskaya O.V., Ignatov V.V. Biodestruction of aromatic hydrocarbons with *Elodea canadensis* L. // Vestnik Saratovskogo Gosagrouniversiteta. 2005. № 1. P. 21–23 (in Russian).
11. Rovinskiy F.Ya.; Teplitskaya T.A., Alekseeva T.A. Baseline monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons. L.: Hidrometeoizdat, 1988. 224 p. (in Russian).
12. Zaynullin V.G. Genetic effects of chronic ionizing radiation in small doses. SPb: Nauka, 1998. 100 p. (in Russian).

Влияние фосфорсодержащих автошампуней на развитие почвенных цианобактерий

© 2016. В. С. Симакова¹, аспирант, Л. И. Домрачева^{1,2}, д. б. н., профессор,
С. Ю. Огородникова^{2,3}, к. б. н., доцент, А. И. Фокина³, к. б. н., доцент,
Т. Я. Ашихмина, д. т. н., профессор, зав. лабораторией², зав. кафедрой³,

¹ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, 133,

² Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
167982, Россия, Республика Коми, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28,

³ Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,
e-mail: dli-alga@mail.ru

Впервые исследовано влияние трёх различных фосфорсодержащих автошампуней марок Концентрат, Felix и Uni, относящихся к синтетическим поверхностно-активным веществам, на развитие и физиологическое состояние почвенных цианобактерий *Nostoc paludosum* и *Fischerella muscicola*. Показано, что под влиянием автошампуней в концентрациях, применяемых для мойки машин, происходит изменение таких показателей состояния цианобактериальных популяций, как их численность и дегидрогеназная активность. Сила угнетающего эффекта автошампуней на цианобактериальные популяции зависит от марки автошампуня, его концентрации, вида цианобактерий. При определении дегидрогеназной активности клеток цианобактерий тетразольно-топографическим методом, основанном на вычислении соотношения живых клеток с кристаллами формазана и нежизнеспособных (без формазана), а также при количественном спектрофотометрическом методе определения формазана выявлены тождественные реакции цианобактерий на действие испытуемых поллютантов, что позволяет использовать оба метода для определения степени токсичности автошампуней. Установлена высокая токсичность автошампуня Uni для исследуемых видов цианобактерий и повышенная чувствительность *Fischerella muscicola* ко всем тестируемым автошампуням.

Ключевые слова: синтетические поверхностно-активные вещества, автошампуни, цианобактерии, формазан, токсичность, биотестирование.

Effect of phosphorus autoshampoos on the development of soil cyanobacteria

V. S. Simakova¹, L. I. Domracheva^{1,2}, S. Yu. Ogorodnikova^{2,3},
A. I. Fokina³, T. Ya. Ashikhmina^{2,3},

¹ Vyatka State Agricultural Academy,
133 Oktyabrsky Prospect, Kirov, Russia, 610017,

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

³ Vyatka State University,
36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: dli-alga@mail.ru

For the first time the effect of three different brands of car shampoo concentrate was studied, as well as of Uni of Felix, related to synthetic surfactants, on the development and physiological status of soil cyanobacteria *Nostoc paludosum* and *Fischerella muscicola*. So far, it is shown that under the influence of car shampoo in the concentrations used for washing autos, the following indicators of cyanobacterial populations are changed: their number and dehydrogenase activity. The inhibitory effect on autoshampoos on cyanobacterial populations depends on the brand of car shampoo, their concentration, as well as on the type of cyanobacteria. It was found out at determining the dehydrogenase activity of cyanobacteria cells with the help of tetrazole-topographical method based on calculation of the ratio of living cells containing formazan crystals and those without formazan, as well as with the help of a quantitative spectrophotometric method of formazan determination, that cyanobacteria react to pollutants identically, which allows to use the both methods for determining the degree of toxicity of autoshampoos. The high toxicity of Uni autoshampoos was stated for the cyanobacteria species under research, and *Fischerella muscicola* is hypersensitive to all the tested autoshampoos.

Keywords: synthetic surfactants, autoshampoos, cyanobacteria, formazan, toxicity, biological testing.

Антропогенный пресс на почву приводит к существенным изменениям в статусе микробных группировок. Поллютанты, привносимые в почву при техногенном загрязнении, могут оказывать как острое (при первичном поступлении), так и хроническое (при длительном присутствии в почве) действие на развитие микробиоценозов. Разнообразие почвенной микрофлоры и разнообразие загрязняющих веществ не позволяют создать стройную концепцию эволюции микробных сообществ, так как техногенный фактор может и стимулировать, и ингибировать микробиологические процессы. Неоднократно отмечалось, что под воздействием таких поллютантов, как тяжёлые металлы [1–3], пестициды [4, 5], нефть и нефтепродукты [6], фосфорорганические соединения [7], меняется состав и численность различных групп микроорганизмов, их ферментативная активность, другие физиологические и биохимические функции [8, 9]. Подобные изменения зафиксированы и у почвенных цианобактерий (ЦБ), которые в серии исследований рассматриваются как организмы-индикаторы на техногенное загрязнение почвы (эффект цианофитизации) [10], а также в качестве тест-организмов при испытании степени токсичности различных соединений тетразольно-топографическим методом [11, 12].

К числу поллютантов, циркулирующих в природных экосистемах, относятся и синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), которые широко применяются в промышленности и содержатся во многих средствах бытовой химии. Резкое увеличение легковых автомобилей привело к распространению автомоек с применением в них СПАВ в виде автошампуней.

Особенность СПАВ – чрезмерная стойкость к деградации, что приводит к их длительной сохранности в различных экотопах и включению в биогенные круговороты [13]. При этом показано, что многие СПАВ токсикологически действуют на представителей биоты различного систематического положения [14]. В частности, сублетальные концентрации СПАВ у ряда водорослей нарушают подвижность половых клеток и спорообразование, изменяют содержание фотосинтезирующих пигментов у *Chlorella vulgaris* [15]. Отмечалось усиление вакуолизации клеток под действием СПАВ у *Chlamydomonas reinhardtii*, из 21 вида водорослей выживает всего 6, принадлежащих к отряду Bacillariophyta [16].

Цель данной работы – установить характер действия некоторых автошампуней на количественные и физиологические показатели альгологически чистых культур ЦБ.

Материалы и методы

В работе использовано три марки автошампуней: Концентрат (с катионными и амфотерными ПАВ), произведённый в ООО «ПК «АБХим» (г. Киров, Кировская область), Felix (с неионогенными и амфотерными ПАВ), произведённый в г. Дзержинске Нижегородской области, и Uni (с анионоактивными и неионогенными ПАВ), произведённый в Германии. Массовая концентрация фосфора в автошампунях Концентрат составляет 0,10, Felix – 0,075 и Uni – 1,00 мг/дм³ [19].

В первой серии опытов исследования проводили, используя альгологически чистую культуру ЦБ *Nostoc paludosum* Kütz. № 18 из коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии агрономического факультета Вятской ГСХА. Выращивание ЦБ проводили в течение 12 недель при температуре 22–24 °С и 12-часовом освещении, после чего испытывали характер действия на ЦБ данных автошампуней в разбавлениях, рекомендуемых для практического использования (табл. 1).

Опыт проводили методом чашечных культур со стёклами обрастания на промытом прокалённом песке в чашках Петри с массой песка 50 г. Затем вносили следующие разбавления автошампуней (1 рекомендуемая доза, или 1 р. д.): автошампунь Концентрат – 10 г / на 1 л, автошампунь Felix – 35 г / 1 л, и автошампунь Uni – 30 г / 1 л, однократно (табл. 1). Общий объём жидкости составлял 10 мл.

В контроле песок увлажняли дистиллированной водой. В каждый вариант опыта добавляли гомогенизированную суспензию ностока в количестве 1 мл с титром $4,8 \cdot 10^8$ клеток/мл и тщательно перемешивали с используемым субстратом. На поверхность песка раскладывали покровные стекла. Опыт продолжался в течение 30 сут при 12-часовом искусственном освещении. При снятии опыта вели микроскопический учёт клеток ЦБ.

Во второй серии опытов культуру ЦБ *N. paludosum* вносили в дерново-подзолистую почву, отобранную с открытого участка на юго-

Таблица 1
Концентрация автошампуней, внесённых в используемый субстрат (песок)

Вариант	Концентрация внесённого автошампуня, г
Концентрат	0,83
Felix	2,92
Uni	2,5

западе г. Кирова, с одновременным внесением в почву автошампуня Uni в следующих количествах от рекомендуемой дозы (р. д.) 30 г/1 л воды (1 р. д.): 0,25; 0,5; 1; 2 и 4 р. д. Влажность почвы в чашках Петри поддерживали 60% от полной влагоёмкости. Микроскопический учёт ЦБ также проводили на стёклах обрастания через 30 суток после начала опыта, который проводился при 12-часовом искусственном освещении.

В третьей серии опытов определяли влияние автошампуней в таких же дозах, что и в первой серии опытов, на дегидрогеназную активность ЦБ.

Исследования проводили на альгологически чистых культурах двух видов ЦБ: *N. paludosum* Kütz. № 18 и *F. muscicola* (Thur.) Gom. № 300. ЦБ выращивали на питательной среде Громова № 6 без азота в течение 12 недель при температуре 22–24 °С и 12-часовом освещении.

Степень влияния синтетических поверхностно-активных веществ – автошампуней Концентрат, Felix и Uni на дегидрогеназную активность определяли двумя методами: по жизнеспособности клеток ЦБ (микроскопический учёт живых клеток с кристаллами формазана) и по количественному определению формазана спектрофотометрическим методом.

В первом случае жизнеспособность клеток ЦБ выявляли тетразолюно-топографическим способом [11]. Для этого гомогенизированную культуру ЦБ после отмывания водой выдерживали в 0,075% растворе 2,3,5-трифенилтетразолий хлорида (ТТХ) 12 часов. За этот период бесцветный ТТХ превращается в 2,3,5-трифенилформазан, имеющий красную или малиновую окраску. Для определения соотношения жизнеспособных и нежизнеспособных клеток в культуре готовились мазки на предметных стеклах (по 3 мазка на каждый вариант опыта) и с помощью иммерсионного объектива микроскопа просчитывали не менее 500 клеток в каждой повторности. При количественном учете дифференцировали клетки с ярко-красными кристаллами формазана (жизнеспособные с выраженной дегидрогеназной активностью) и клетки без кристаллов (неактивные и нежизнеспособные).

При втором методе содержание формазана определяли в соответствии с методикой [17], которую модифицировали для ЦБ. К культуре ЦБ, в клетках которых образовались кристаллы формазана, добавляли ледяную уксусную кислоту для разрушения клеточных стенок. Формазан экстрагировали ацетоном. Надосадочную жидкость отделяли от клеток путём центрифугирования. Оптическую плотность надосадочной жидкости, содержащей формазан,

устанавливали на спектрофотометре Specol-1300 при длине волны 490 нм [18].

В качестве тестируемых поллютантов были выбраны автошампуни Концентрат, производства ООО ПК «АБХим», г. Киров, Кировская область; Felix – г. Дзержинск, Нижегородская область и Uni – Германия. Разбавление автошампуней производилось по нормам (1 рекомендуемая доза, или 1 р. д.): Концентрат – 10 г / 1 л, Felix – 35 г / 1 л, Uni – 30 г / 1 л.

Результаты и обсуждение

Изучение влияния трёх различных автошампуней на развитие *N. paludosum* показало, что все исследуемые СПАВ снижают интенсивность размножения ЦБ (табл. 2). Особенно сильное репрессивное действие оказывает Uni. В этом варианте численность клеток ЦБ составляет всего лишь 4,2% по отношению к контролю. Почти в 10 раз снижается плотность популяции ЦБ в варианте с автошампунем Концентрат. Наименее токсичен в этой серии опытов оказался автошампунь Felix.

В последующих опытах наиболее токсичный для ЦБ автошампунь Uni вносили уже не в песок, а дерново-подзолистую почву в диапазоне возрастающих концентраций одновременно с внесением культуры *N. paludosum*. В опыте использовались концентрации меньше применяемых для мытья автомобилей (0,25 и 0,5 р. д.), применяемые для мытья автомобилей (1 р. д.) и большие, чем используемые на практике (2 и 4 р. д.).

Проведение количественного учёта клеток цианобактериальной популяции показало, что по мере увеличения концентрации автошампуня происходит резкое снижение численности клеток ностока (табл. 3). Установлено, что при увеличении концентрации в 2 раза (0,25–0,5 р. д.) численность клеток снижается в 2 раза. Следующее увеличение концентрации в 2 раза (0,5–1,0 р. д.) угнетает размножение ЦБ в 3 раза. В то же время и при 2 р. д. плотность популяции ностока остаётся на таком же уровне, что и при 1 р. д. Однако увеличение концентрации автошампуня ещё

Таблица 2
Влияние различных автошампуней на развитие *N. paludosum*

Вариант	Численность клеток на 1 см ²	Процент к контролю
Контроль	41025±600	100,0
Концентрат	4375±750	10,7
Felix	24850±825	60,6
Uni	1725±150	4,2

в 2 раза до 4 р. д. приводит к снижению численности клеток в популяции *N. paludosum* практически в 8 раз по сравнению с дозами 1 и 2 р. д., и в 57 раз, по сравнению с дозой 0, 25 р. д.

Таким образом, изучение влияния автошампуней Концентрат, Felix и Uni на развитие ЦБ *N. paludosum* показало, что данные поллютанты способны подавлять размножение цианобактериальной популяции. При этом уровень угнетающего воздействия зависит от марки применяемого автошампуня. Наивысшей репрессивной активностью обладает автошампунь Uni. Сила его угнетающего воздействия на ЦБ резко возрастает параллельно с возрастанием концентрации.

Длительный опыт использования различных видов ЦБ в качестве тест-организмов показал, что с их помощью можно определять степень токсичности поллютантов различной химической природы [3, 5, 7, 8, 10–12]. В данных опытах впервые была определена токсичность трёх марок автошампуней в концентрациях, рекомендуемых для мытья автомобилей (1 р. д.) при использовании двух видов ЦБ в качестве тест-культур. Жизнеспособность клеток ЦБ определяли по их дегидрогеназной активности. Было установлено, что все три испытуемых автошампуня резко снижают численность живых клеток при тетразолюно-топографическом методе определения (живые – это клетки с кристаллами формазана). При этом репрессивная активность автошампуней Felix и Uni достигает 98,5 и 99,2% соответственно у *F. muscicola* (табл. 4). 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*.

При количественном определении формазана спектрофотометрическим методом (табл. 5) наблюдается подобная тенденция – резкое снижение количества формазана в клетках исследуемых ЦБ под воздействием автошампуней. Так, в опытах с автошампунями содержание формазана у *F. muscicola* составляло всего лишь 4,52, 5,47 и 6,22% по сравнению с контролем в ряду: Felix – Концентрат – Uni. Содержание формазана в клетках *N. paludosum*, помещённых в автошампуня, составляло от 4,24 до 10,37% по отношению к контролю.

Особенно сильное снижение количества формазана наблюдается при действии Felix и Uni для *N. paludosum* и при действии Концентрат и Felix для *F. muscicola*. Наиболее чувствительным тест-организмом, по результатам данного опыта, оказалась ЦБ *F. muscicola*.

Между двумя методами, используемыми в данной работе при тестировании токсичности автошампуней с помощью ЦБ: количеством жизнеспособных клеток и накоплением формазана, существует весьма сильная положительная корреляция ($r = 0,88$ для *N. paludosum* и $r = 0,99$ для *F. muscicola*).

Исходя из результатов опыта, можно предположить, что у различных видов ЦБ имеются различные механизмы адаптации к СПАВам. Сильнейшим ингибирующим эффектом по отношению к ЦБ обладает автошампунь Uni, вызывающий почти полную гибель популяций ЦБ.

Таблица 3

Влияние возрастающих концентраций автошампуня Uni на численность клеток *N. paludosum* в почве

Концентрация Uni, р. д.	Количество внесенного автошампуня Uni, г	Численность клеток на 1 см ²
0,25	0,05	32825±450
0,5	0,09	15630±315
1	0,18	4950±750
2	0,36	4500±250
4	0,72	575±25

Таблица 4

Количество жизнеспособных и нежизнеспособных клеток в популяциях цианобактерий *N. paludosum* и *F. muscicola*, %

Вариант	Контроль (вода)		Автошампунь					
	1	2	Концентрат		Felix		Uni	
			1	2	1	2	1	2
<i>N. paludosum</i>	97,1	2,9	28,2	71,2	0,6	99,4	0,3	99,7
<i>F. muscicola</i>	99,0	1,0	5,6	94,4	1,5	98,5	0,8	99,2

Примечание: 1 – количество жизнеспособных клеток, 2 – количество нежизнеспособных клеток.

Влияние автошампуней на содержание формазана в клетках цианобактерий

Автошампунь	<i>N. paludosum</i>		<i>F. muscicola</i>	
	Содержание формазана, мкг/мл	Процент к контролю	Содержание формазана, мкг/мл	Процент к контролю
Контроль	140,1	100,0	254	100
Концентрат	14,62	10,37	13,94	5,47
Felix	7,87	5,58	11,54	4,52
Uni	5,98	4,24	15,83	6,22

Выводы

1. Результаты проведенных исследований с использованием ЦБ показывают, что применение СПАВ в виде автошампуней для мойки автомобилей может представлять весьма существенную опасность для водной и почвенной биоты.

2. Использование ЦБ в качестве тест-организмов показало, что три популярные марки автошампуней (Концентрат, Felix и Uni), применяемые в концентрациях, рекомендуемых для мойки автомобилей, вызывают резкое снижение численности популяции ЦБ *N. paludosum*, при этом максимальной токсичностью обладает автошампунь Uni.

3. Автошампунь Uni оказывает токсическое действие на развитие *N. paludosum* в широком диапазоне концентраций – и меньших, чем дозы, рекомендуемые для мойки автомобилей, и в более высоких. Сила репрессивного воздействия на ЦБ увеличивается пропорционально возрастанию концентрации автошампуня.

4. Использование двух видов ЦБ (*N. paludosum* и *F. muscicola*) для определения степени токсичности исследуемых автошампуней по дегидрогеназной активности ЦБ показало, что оба используемых метода определения жизнеспособности клеток по накоплению формазана (тетразольно-топографический и спектрофотометрический) регистрируют очень сильное угнетение жизнедеятельности ЦБ. Установлена высокая положительная степень коррелятивной зависимости между результатами обоих методов.

5. Наиболее чувствительным тест-организмом по отношению к испытуемым автошампуням оказалась ЦБ *F. muscicola*, которую в дальнейшем можно успешно использовать для определения степени токсичности и других СПАВ.

Работа выполнена в рамках проекта № 863 «Особенности функционирования живых систем в условиях действия специфических поллютантов на примере фосфорсодержащих соединений»,

включённой в государственное задание ВятГУ на 2016 г.

Литература

1. Гузев В.С., Левин С.В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов // Перспективы развития почвенной микробиологии. М. 2001. С. 178–219.
2. Мосина Л.В., Давлетьярова Э.А. Тяжёлые металлы в почве как источник опасности микотоксинов // Докл. ТСХА. 2012. № 284. Ч. 1. С. 207–209.
3. Горностаева Е.А., Злобин С.С., Сунцова Е.С., Елькина Т.С., Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я. Микробиологический статус почв в зоне действия Кирово-Чепецкого химического комбината // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 44–49.
4. Домрачева Л.И., Ашихмина Т.Я., Кондакова Л.В., Березин Г.И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–18.
5. Березин Г.И., Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Дабах Е.В. Особенности микробных группировок почв в районе Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов (Кировская область) // Принципы экологии. 2016. Т. 5. № 2. С. 4–17.
6. Дорохова М.Ф., Кречетов П.П. Реакция цианопрокариот на загрязнение почв авиационным керосином в полевого эксперименте // Цианопрокариоты (цианобактерии): систематика, экология, распространение. Международная научная школа-конференция. Апатиты, 5–9 сентября 2016 г. Тезисы докладов. Апатиты, 2016. С. 58–61.
7. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Кудряшов Н.А., Ашихмина Т.Я. Биоиндикационные и биотестовые реакции организмов на действие метилфосфонатов и пирофосфата натрия // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 4. С. 63–69.
8. Горностаева Е.А. Влияние ионов меди и никеля на почвенные цианобактерии и цианобактериальные сообщества: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2015. 26 с.
9. Фокина А.И., Горностаева Е.А., Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Домрачева Л.И., Кондакова Л.В. Адаптационные резервы почвенных природных биоценозов с доминированием цианобактерий р. *Phormidium* // Сибирский экологический журнал. 2015. № 6. С. 842–851.
10. Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Под ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.
11. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Огородникова С.Ю., Олькова А.С., Фокина А.И. Применение тетразольно-топографического метода опреде-

ления дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.

12. Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Березин Г.И., Домрачева Л.И., Калинин А.А. Комплексная оценка состояния цианобактерий *Nostoc paludosum* Kütz. при воздействии различных поллютантов // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 3. С. 47–52.

13. Калениченко К.П. Определение катионных ПАВ в природных водах // Гидробиологический журнал. 1996. Т. 32. № 6. С. 70–76.

14. Остроумов С.А. Влияние синтетических поверхностно-активных веществ на гидробиологические механизмы самоочищения водной среды // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 5. С. 546–555.

15. Колотская Н.Н., Пискунов Н.Ф., Остроумов С.А. Воздействие катионных ПАВ на пресноводные цианобактерии и зеленые водоросли // Совр. пробл. лимнологии, альгологии и фитоценологии. М., 1998. С. 337–338.

16. Паршикова Т.В. Структурно-функциональні маркери адаптації мікрободоростей при дії поверхнево активних речовин: Автореф. дис. ... докт. біол. наук. Киев. 2003. 16 с.

17. Определение дегидрогеназной активности микроорганизмов. Методические указания по санитарно-микробиологическому исследованию почвы. № 2293-81.

18. Симакова В.С., Огородникова С.Ю., Домрачева Л.И. Изучение накопления формазана в клетках цианобактерий *Nostoc paludosum* под влиянием автошампуней // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Матер. 12 Всеросс. научно-практ. конф. с междунар. участием. Книга 1. (г. Киров, 1–2 декабря 2015 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси», 2015. С. 278–281.

19. ГОСТ 18309-2014 Вода // Методы определения фосфорсодержащих веществ. М.: Стандартинформ, 2015. 40 с.

References

1. Guzev V.S., Levin S.V. Man-made changes in soil microbial communities // Perspektivy razvitiya pochvennoy mikrobiologii. M. 2001. P. 178–219 (in Russian).

2. Mosina L.V., Davletyarova E.A. Heavy metals in soil as a source of danger of mycotox-ins // Dokl. TSKhA. 2012. № 284. Ch. 1. P. 207–209 (in Russian).

3. Gornostayeva Ye.A., Zlobin S.S., Suntsova Ye.S., Yelkina T.S., Domracheva L.I., Ashikhmina T.Ya. The microbiological status of soils in the zone of the Kirovo-Chepetsk Chemical Plant // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2012. № 3. P. 44–49 (in Russian).

4. Domracheva L.I., Ashikhmina T.Ya., Kondakova L.V., Berezin G.I. Response of soil microbiota to pesticides // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2012. № 3. P. 4–18 (in Russian).

5. Berezin G.I., Kondakova L.V., Domracheva L.I., Dabakh Ye.V. Features of soil microbial groups in the area of the Kilmzskiy landfill dumping of toxic chemicals (Kirov region) // Printsipy ekologii. 2016. Т. 5. № 2. P. 4–17 (in Russian).

6. Dorokhova M.F., Krechetov P.P. Reaction cyanoprokaryota on soil contamination with aviation kerosene in a field experiment // Tsianoprokarioty (tsianobakterii): sistematika,

ekologiya, rasprostraneniye. Mezhdunarodnaya nauchnaya shkola-konferentsiya. Apatity 5–9 sentyabrya 2016. Tezisy dokladov. Apatity, 2016. P. 58–61 (in Russian).

7. Kondakova L.V., Domracheva L.I., Ogorodnikova S.Yu., Olkova A.S., Kudryashov N.A., Ashikhmina T.Ya. Bioindication and biotesting reactions of organisms to methylphosphonate and sodium pyrophosphate // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2014. № 4. P. 63–69 (in Russian).

8. Gornostayeva Ye.A. Influence of copper and nickel ions on soil cyanobacteria and cyanobacterial communities: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. M., 2015. 26 p. (in Russian).

9. Fokina A.I., Gornostayeva Ye.A., Ogorodnikova S.Yu., Zykova Yu.N., Domracheva L.I., Kondakova L.V. Adaptation reserves of soil natural biofilms when the dominance of cyanobacteria, p. *Phormidium* // Sibirskiy ekologicheskiy zhurnal. 2015. № 6. P. 842–851 (in Russian).

10. Features of urboecosystems of southern taiga in the European Northeast / Eds. T.Ya. Ashikhmina, L.I. Domracheva. Kirov: Izd-vo VyatGGU, 2012. 282 p. (in Russian).

11. 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).

12. Ogorodnikova S.Yu., Zykova Yu.N., Berezin G.I., Domracheva L.I., Kalinin A.A. Integrated assessment of cyanobacteria *Nostoc paludosum* Kütz. when exposed to various pollutants // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya. 2010. № 3. P. 47–52 (in Russian).

13. Kalenichenko K.P. Determination of cationic surfactant in natural waters // Gidrobiologicheskiy zhurnal. 1996. Т. 32. № 6. P. 70–76 (in Russian).

14. Ostroumov S.A. Effect of synthetic surfactants on self-purification mechanisms of hydrobiologic aqueous medium // Vodnyye resursy. 2004. Т. 31. № 5. P. 546–555 (in Russian).

15. Kolotskaya N.N., Piskunov N.F., Ostroumov S.A. The impact of cationic surfactants on freshwater cyanobacteria and green algae // Sovr. probl. limnologii, algologii i fitotsenologii. M: 1998. P. 337–338 (in Russian).

16. Parshikova T.V. Структурно-функциональні маркери адаптації мікрободоростей при дії поверхнево активних речовин: Автореф. дис. ... dokt. biol. nauk. Kiyev. 2003. 16 p. (in Russian).

17. Determination of microbial dehydrogenase activity. AUC-Methodological zaniya the sanitary-microbiological study of the soil. № 2293-81 (in Russian).

18. Simakova V.S., Ogorodnikova S.Yu., Domracheva L.I. Research of formazan accumulation in cells of cyanobacteria *Nostoc paludosum* influenced by autoshampoos // Aktualnyye problemy regionalnoy ekologii i biodiagnostika zhivyykh sistem: Mater. 12 Vseross. nauchno-prakt. konf. s mezhdunar. uchastiyem. Kniga 1. (g. Kirov, 1–2 dekabrya 2015). Kirov: Izd-vo ООО «Vesi», 2015. P. 278–281 (in Russian).

19. ГОСТ 18309-2014 Water // Methods for determination of phosphorus-containing compounds. M.: Standartinform, 2015. 40 p. (in Russian).

**Структура ценопопуляций *Centaurea sumensis* Kalen.
на северо-восточной границе ареала**

© 2016. Н. И. Шишкина, аспирант, Н. П. Савиных, д. б. н., профессор,
Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
e-mail: nataliashishkina@rambler.ru, savva_09@mail.ru

С позиций популяционно-онтогенетического и биоморфологического подходов изучен на северо-восточной границе распространения охраняемый во многих регионах России *Centaurea sumensis* Kalen. Исследованы особенности ценопопуляций в контроле и на трёх модельных площадках, различных по степени освещённости: на вершине дюны после вырубке леса, в лесу и в лесопосадках 10–15-летнего возраста. Ценопопуляции оценены по соотношению индексов возрастности и эффективности, по эффективности самоподдержания согласно индексам восстановления и замещения. Определены распределение особей в ценопопуляции, экологическая плотность, возрастные спектры и тип ценопопуляций. Показаны разное состояние особей в пределах всех участков, дуализм их жизненных стратегий в зависимости от степени освещения: эксплерент на свету и специализированный пациент при низком освещении в лесу и лесопосадках. Установлены разные возрастные спектры и типы ценопопуляций: инвазионная полночленная молодая в контроле, на вырубке – нормальная неполночленная зреющая, в лесу – инвазионно-регрессивная неполночленная молодая и регрессивная неполночленная старая в лесопосадках. Предложено для сохранения *C. sumensis* на северо-восточной границе ареала содействие естественному семенному возобновлению этого вегетативно-неподвижного моноцентрического растения в виде своевременных прочисток и осветления лесопосадок и санитарно-выборочных рубок в сформированных сосняках.

Ключевые слова: *Centaurea sumensis* Kalen., редкий вид, популяционная биология, ценопопуляция, жизненные стратегии, сохранение биоразнообразия.

**Coenopopulation structure of *Centaurea sumensis* Kalen.
on the northeastern boundary of its areal**

N. I. Shishkina, N. P. Savinykh,
Vyatka State University,
36 Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: nataliashishkina@rambler.ru, savva_09@mail.ru

From the standpoint of population-ontogenetic and biomorphological approaches *Centaurea sumensis* Kalen., protected in many regions of Russia in the north-eastern boundary of its areal, was studied. Coenopopulation features was studied in control – in the areas of herbaceous vegetation under transmission lines in the pine forests, as close as possible under the terms of habitat to its natural habitat plants, and in three model areas with different degrees of illumination: at the top of the dunes, after logging in the forest and forest plantations 10–15 years of age. Coenopopulations evaluated by correlation between the age and efficiency indices, by efficiency of self-sustaining according to recovery and replacement indices. Determined the distribution of individuals in populations, ecological density, age range and type of coenopopulation. Established different states of individuals within all areas, the dualism of their life strategies, depending on the illumination degree. In the control area coenopopulation was invasive, complete (consists of individuals of all ages), young, with environmental density of 1.42, with a population estimate of 4 points, bimodal/centered age spectrum and diffuse arrangement of individuals; life strategy of individuals - explerent. On dune coenopopulation is normal, maturing, not complete, with ecological density of 2.9, number of evaluation of 3 points, with left-side age range of the diffuse location of individuals; life strategy of individuals – explerent. In the forest coenopopulation is invasive-regressive, young, not complete, with an ecological density of 0.85, the number of evaluation of 2 points, with a bimodal age range, group location of individuals; life strategy of individuals – a specialized patient's. In plantations coenopopulation is not complete, regressive, old, with environmental density of 0.7, with a population estimate of 2 points, a fragmented age range and location of the group of individuals; life strategy of individuals – a specialized patient's samples. To save *C. sumensis* in the north-eastern boundary of its areal offered to assist the natural seed regeneration of vegetative monocentric stationary plants in the form of timely tassel and clarification of forest plantations and sanitary selective cutting in mature pine forests.

Keywords: *Centaurea sumensis* Kalen., a rare species, population biology, coenopopulation, life strategies, the preservation of biodiversity.

Сохранение редких и охраняемых видов является одной из главных задач биологической науки. Для осознания состояния вида растений в пределах конкретной территории необходимо знание биоморфологии особей, численности, возрастного спектра и особенностей пространственной структуры ценопопуляций. В совокупности эти данные позволяют оценить наследственный адаптивный потенциал и конкурентоспособность растения, особенности взаимодействия особей с условиями среды.

Василёк сумской – *Centaurea sumensis* Kalen. – внесён в Красную книгу Среднего Урала, охраняется в Кировской области со статусом III: редкий вид у северо-восточной границы ареала [1]. Этот степной псаммофит встречается здесь в южных районах в основном в сосновых лесах на песках.

Целью исследования стало изучение структуры ценопопуляции *C. sumensis* для оценки устойчивости этого вида и разработки мероприятий по сохранению его в пределах северо-восточной части ареала.

Материал и методы исследования

По шкалам [2] *C. sumensis* – светолюбивый гелиофит открытых пространств, псаммофит, мезотроф. Это – поликарпическое (многократно плодоносящее) многолетнее травянистое моноцентрическое стержнекорневое растение с двумя типами специализированных побегов: розеточные вегетативные многолетние n-го порядка с разными по степени расчленения листовая пластинка простыми листьями и его боковые однолетние вегетативно-генеративные. В зависимости от условий обитания, особенно освещённости, особи *C. sumensis* имеют разные жизненные стратегии. Как и большинство степных трав, они активно заселяют открытые свободные территории, как типичные эксплеренты, и не живут здесь долго. При затенении и загущении ценозов они существуют в течение многих лет в вегетативном состоянии как специализированные пациенты. При освещении эти растения вновь зацветают, переходя снова к стратегии эксплерентов. В онтогенезе *C. sumensis* в связи с развитием корневых и побеговых систем описаны все известные у растений периоды онтогенеза и 9 онтогенетических состояний [3].

Биоморфологию и пространственную структуру ценопопуляций (ЦП) *C. sumensis* изучили на особо охраняемой природной территории (ООПТ) «Медведский бор» в Нолинском районе Кировской области. Медведский бор является

оконечностью лесного массива, покрывающего боровую террасу р. Вятки на южном склоне Верхосунского поднятия Вятского Увала. Сосновый лес площадью 6921,05 га (55 кварталов) с цепью озёр карстового происхождения расположен на материковых песчаных дюнах, реликтовое сообщество ксеротермической эпохи постледникового времени [4] с многочисленными степными растениями в травяном покрове.

Изучение флоры и растительности Медведского бора в течение последних 15 лет показало почти полное отсутствие *C. sumensis*, как и других степных растений, в составе лесных сообществ, особенно в сосняках с высокой степенью сомкнутости крон. Они встречаются исключительно на антропогенно нарушенных территориях: вдоль лесных дорог, под линиями электропередач, а также на опушках лесов, среди молодых посадок или в местах естественного возобновления сосняков, особенно после лесохозяйственных мероприятий.

Для оценки состояния растений на территории ООПТ были заложены четыре модельных участка: ЦП 1 «Контроль» – на хорошо освещённой территории под линией электропередач в районе п. Медведок; ЦП 2 «Дюна» – на вершине дюны с севера на юг на опушке сосняка можжевельниково-зеленомошникового вдоль линии электропередач; ЦП 3 «Лес» – в сосняке можжевельниково-зеленомошниковом; ЦП 4 «Лесопосадка». Последние три участка расположены в непосредственной близости друг от друга на границе 117 и 118 кварталов Медведского бора. Учётные площадки внутри модельных участков закладывали трансектой шириной 2 м, с площадью в 1 м². В «Контроле» были зафиксированы все особи. В «Лесу» и «Лесопосадке» – на трансекте – от опушки вглубь леса до последнего встреченного растения. На «Дюне» трансекта была заложена в центре ЦП. Поскольку растение охраняемое, изучали биоморфологию особей и определяли их онтогенетическое состояние без изъятия из состава сообщества.

Онтогенетическая структура ЦП изучена в соответствии с классическими методиками [5] и рекомендациями по изучению редких видов [6]. Счётной единицей у прегенеративных, ранних и зрелых генеративных растений принята особь семенного происхождения, у позднегенеративных и постгенеративных – скелетная ось из побеговой системы одного-двух порядков ветвления.

Экологическая плотность определена как число особей на единицу обитаемого пространства (число особей на 1 м²).

Возрастные спектры ЦП охарактеризованы в соответствии с представлениями нескольких авторов [7–10]. Для оценки состояния ЦП использовали подходы [11], основанные на соотношении индексов возрастности (Δ – дельта) и эффективности (ω – омега). Индекс возрастности вычисляли по формуле: $\Delta = \sum n_i m_i / \sum n_i$, где n_i – абсолютное число растений i -ого онтогенетического состояния, m_i – возрастность особи, $\sum n_i$ – общее число растений. Индекс эффективности – по формуле: $\omega = \sum n_i e_i / \sum n_i$, где n_i – абсолютное число растений i -ого онтогенетического состояния, e_i – эффективность особи, $\sum n_i$ – общее число растений.

Для характеристики эффективности самоподдержания ЦП использовали предложенные [12] индекс восстановления (I_b) – число потомков на одну генеративную особь в данный момент времени: $I_b = (j+im+v)/(g_1+g_2+g_3)$ и индекс замещения (I_s) – доля взрослой части популяции, которую может заместить подрост или число дочерних особей на одно взрослое растение:

$$I_s = (j+im+v)/(g_1+g_2+g_3+ss+s+sc).$$

Результаты и обсуждение

ЦП 1 «Контроль» расположена в пределах вейниково-разнотравной ассоциации с ракитником русским; проективное покрытие травяно-кустарникового яруса 34%. В составе растительности преобладали *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Silene tatarica* (L.) Pers., *Scleranthus annuus* L., *Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Woloszcz.) Klaskova. Всего на 168 м² выявлено и охарактеризовано 240 разновозрастных растений. Экологическая плотность 1,42, численность в баллах – 4. В числе выяв-

ленных особей ювенильных (далее – j) – 12%; имматурных (далее – im) – 22%; виргинильных (далее – v) – 32%; раннегенеративных (далее – g_1) – 0,4%; зрелых генеративных (далее – g_2) – 23%; позднегенеративных (далее – g_3) – 11%; субсенильных (далее – ss) – 2,6%. В этой ЦП преобладают растения прегенеративного периода (j, im, v), зрелые и позднегенеративные особи, поэтому спектр характеризуется как бимодальный (рис. 1). По-видимому, здесь (в оптимальных условиях существования) уже во время первого цветения формируется не один вегетативно-генеративный побег, как обычно у раннегенеративных особей, а больше: как у зрелых генеративных растений. Поэтому большая часть виргинильных особей становятся зрелыми генеративными, «пропуская» таким образом раннегенеративное онтогенетическое состояние. С учётом этого данный возрастной спектр можно считать центрированным, а ЦП оценить, в целом, как успешную. Согласно индексам возрастности ($\Delta = 0,27$) и эффективности ($\omega = 0,49$), эта ЦП молодая. Индекс восстановления – 1,9. Индекс замещения – 1,7 из-за высокой эффективности семенного воспроизведения. Растения существуют в этих условиях согласно жизненной стратегии эксплерент.

Таким образом, контрольная ЦП *C. sumensis* инвазионная полночленная молодая с экологической плотностью 1,42, с оценкой численности в 4 балла, бимодальным /центрированным возрастным спектром и диффузным расположением особей с жизненной стратегией эксплерент.

ЦП 2 «Дюна». В травяном покрове преобладали *Artemisia vulgaris* L., *Sedum telephium* L., *Milicclephium triphyllum*, *Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. ex Woloszcz.) Klaskova. На площади 18 м² было зарегистрировано 52 осо-

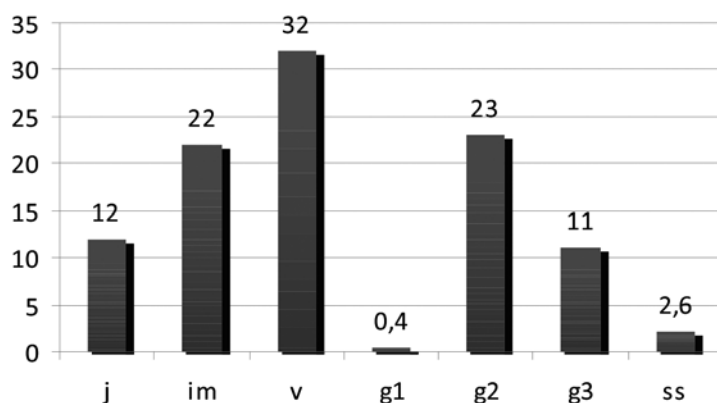


Рис. 1. Возрастной спектр ценопопуляции 1 «Контроль»

би, что оценивается в 3 балла. Экологическая плотность составила 2,9. Среди выявленных особей $j - 4\%$, $im - 29\%$, $v - 21\%$, $g_1 - 25\%$, $g_2 - 11\%$, $g_3 - 10\%$ (рис. 2). ЦП нормальная, но неполночленная, так как отсутствуют особи постгенеративного периода; прегенеративных особей 54%, генеративных – 46%. Вданном сообществе онтогенез особей *C. sumensis* типичен для оптимальных условий: с неполночленным (сокращённым) типом онтогенеза при завершении его в позднегенеративном онтогенетическом состоянии, когда особи цветут и плодоносят до конца жизни. Возрастной спектр левосторонний с небольшим преобладанием особей прегенеративного онтогенетического состояния. Согласно индексам возрастности и эффективности ($\Delta = 0,22$; $\omega = 0,65$), ЦП зреющая: основная часть её возрастного распределения находится в центральной части спектра. В ценопопуляции нет особей постгенеративного периода, поэтому индекс восстановления и индекс старения равны и составляют 1,17.

Таким образом, ЦП *C. sumensis* в этих условиях нормальная неполночленная зреющая с экологической плотностью 2,9, оценкой численности в 3 балла, с левосторонним возрастным спектром и диффузным расположением особей с жизненной стратегией эксплерент.

ЦПЗ «Лес» расположена в 35–45-летнем сосняке можжевельниково-зеленомошниковом. Освещённость территории – 65%. Сомкнутость крон деревьев составляет 0,4. Подрост представлен *Pinus sylvestris*. В подлеске отмечены *Juniperus communis* L., *Sorbus aucuparia* L., *Quercus robur* L., *Picea abies* (L.). Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса из 11 видов растений 20%. В нём преобладали *Antennaria dioica* (L.) и *Vaccinium vitis-idaea* L. Общее проективное покрытие мохово-лишай-

никового покрова 55%. Растения *C. sumensis* не заходят вглубь леса далее 10 м в местах разрывов крон. На площади в 20 м² зарегистрировано 17 особей, что оценивается в 2 балла. Экологическая плотность составила 0,85. В спектре онтогенетических состояний особей $im - 6\%$, $v - 76\%$ и $s - 18\%$. Неполночленность спектра обусловлена отсутствием цветущих особей. Возрастной спектр данной ценопопуляции левосторонний (рис. 3) с абсолютным максимумом у прегенеративных (82%) особей с разным календарным возрастом. Согласно индексам возрастности и эффективности ($\Delta = 0,29$; $\omega = 0,36$), ЦП молодая, поскольку основная часть её возрастного распределения сосредоточена в начальной части спектра. Индекс восстановления равен 0 из-за отсутствия генеративных особей, индекс замещения (с учётом сенильных растений) – 4,67. В этих условиях проявляется патентность *C. sumensis*: длительная задержка особей в вегетативном состоянии, возникающая за счёт недостаточного освещения и развитого травяно-мохового покрова, затрудняющего развитие особей. Наличие множества виргинильных растений в составе этой ЦП свидетельствует о возможности развития её в будущем двумя путями: 1) при осветлении она перейдет в зреющую; 2) при сохранении условий освещения без осветления – в регрессивную.

Таким образом, эта ЦП *C. sumensis* инвазионно-регрессивная неполночленная молодая с экологической плотностью 0,85, оценкой численности в 2 балла, с бимодальным возрастным спектром, групповым расположением особей с жизненной стратегией специализированный пациент.

ЦП 4 «Лесопосадки» расположена в 10-15 летнем сосняке можжевельниково-зе-

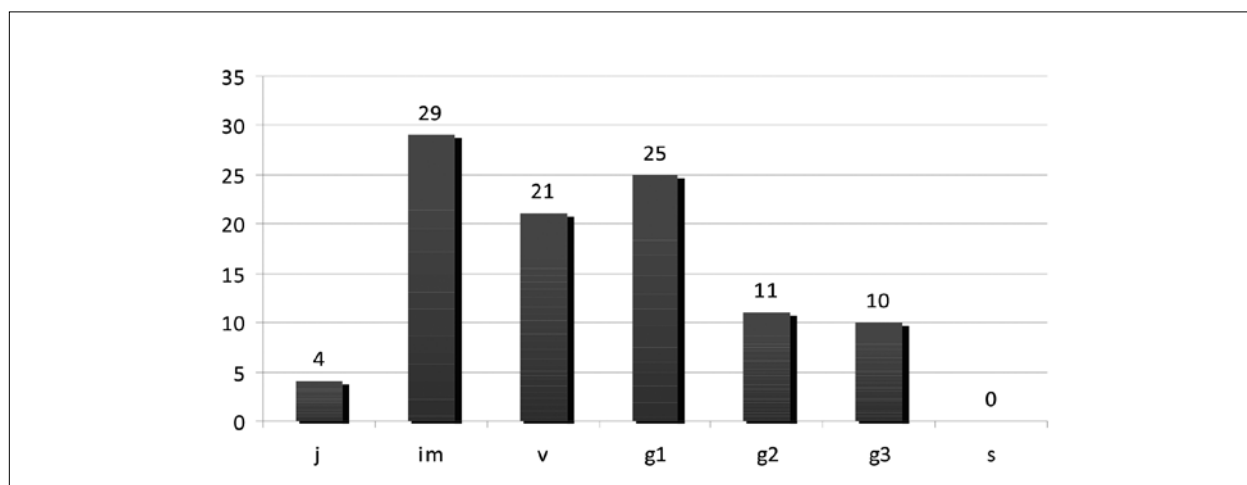


Рис. 2. Возрастной спектр ценопопуляции 2 «Дюна»

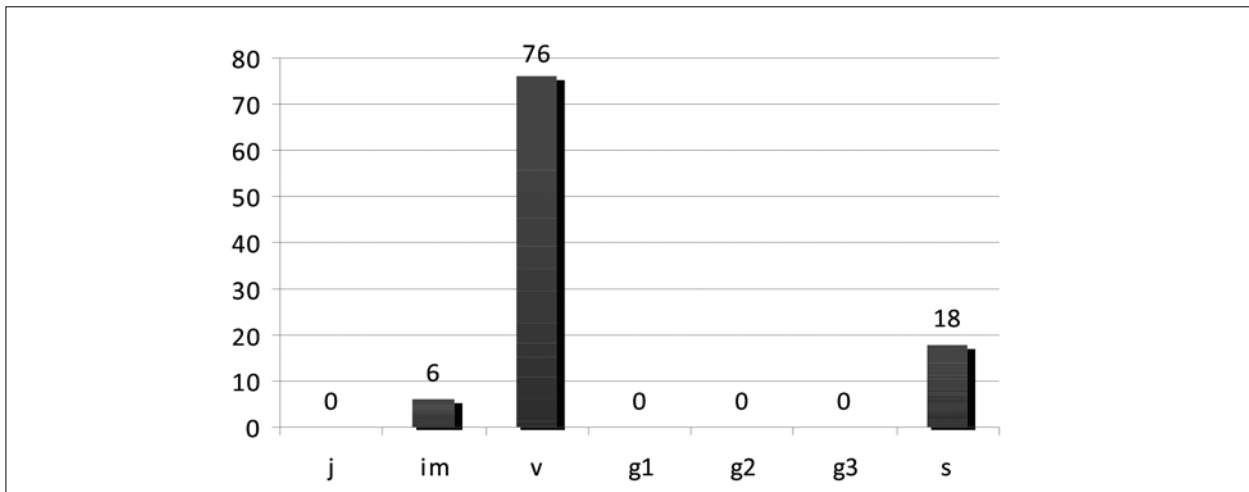


Рис. 3. Возрастной спектр ценопопуляции 3 «Лес»

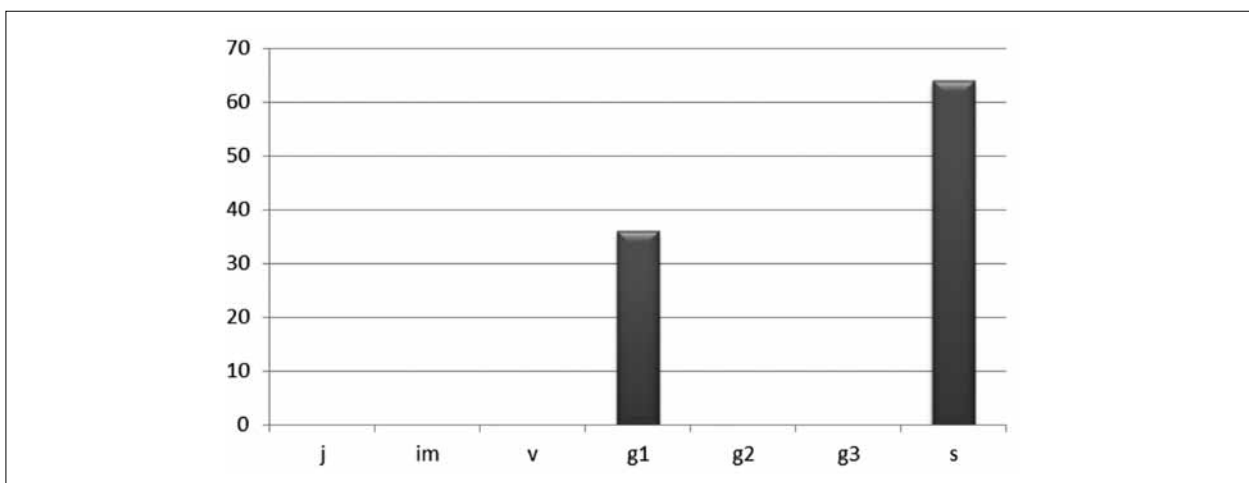


Рис. 4. Возрастной спектр ценопопуляции 4 «Лесопосадки»

леномошниковом. Освещённость территории 30%. Сомкнутость крон 0,7. В подлеске присутствует *Sorbus aucuparia* L. Проективное покрытие травяно-кустарникового яруса составило 15%. Общее покрытие лишайникового покрова 65%. На площадке в 20 м² зарегистрировано 14 особей *C. sumensis*, что соответствует оценке численности в 2 балла. 64% особей находятся в сенильном онтогенетическом состоянии, 36% в генеративном (рис. 4). Эти особи располагаются у края лесопосадки. Все особи в глубине лесопосадки сенильные. Все генеративные растения (определены по строению листовой пластинки) временно не цветущие. Экологическая плотность этой ЦП – 0,7. Возрастной спектр правосторонний с преобладанием сенильных растений. По классификации «дельта – омега» эта популяция старая ($\Delta = 0,71$, $\omega = 0,39$). Индекс восстановления и индекс замещения равны 0, так как в ЦП нет прегенеративных особей.

Таким образом, эта ЦП *C. sumensis* регрессивная неполночленная старая с экологической плотностью 0,7, с оценкой численности в 2 балла, с фрагментарным возрастным спектром и групповым расположением особей. По-видимому, в связи с уменьшением освещённости по мере развития сосны особи *C. sumensis* принимают жизненную стратегию специализированного пациента. Судьба таких растений так же, как в лесу, будет зависеть от степени освещения.

Заключение

На северо-восточной границе ареала *C. sumensis* в зависимости от степени освещённости формируются разные по возрастному составу ЦП. Полночленные инвазионные ЦП свойственны освещённым местам среди травянистой растительности на антропогенно нарушенных территориях. Сходные условия

создаются на вырубках. Здесь среди травянистой растительности восстанавливается типичный возрастной спектр нормальной полночленной ЦП. При зарастании антропогенно сформированных участков (в лесопосадках) формируются регрессивные ЦП: имеющиеся в её составе особи стареют по мере развития леса и принимают в условиях недостаточной освещённости стратегию специализированных пациентов; внедрение новых особей с опушки леса невозможно из-за низкой освещённости территории. В лесу в инвазионно-регрессивной ЦП параллельно старение имеющихся растений и появление новых особей в результате инвазии с края леса. ЦП одновременно и стареет, и восстанавливается, но без достаточного освещения полночленный возрастной спектр не формируется: растения переходят в вегетативное состояние с жизненной стратегией специализированный пациент, пропуская генеративный период развития. Поэтому для сохранения *C. sumensis* на северо-восточной границе ареала необходимо содействие естественному семенному возобновлению этого вегетативно-неподвижного моноцентрического растения в виде своевременных прочисток и осветления лесопосадок, санитарных выборочных и добровольно выборочных рубок в сформированных сосняках.

Литература

1. Красная книга Кировской области: Животные, растения, грибы / Под ред. О.Г. Барановой, Е.П. Лачохи, В.М. Рябова, В.Н. Сотникова, Е.М. Тарасовой, Л.Г. Целищевой. Киров: Кировская областная типография, 2014. 336 с.
2. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 198 с.
3. Савиных Н.П., Шишкина Н.И. Биоморфология *Centaurea sumensis* Kalen. с позиции охраны вида // Вестн. Том. гос. ун-та. Биология. 2016. № 2 (34). С. 69–86.
4. Соловьёв А.Н. Сокровища вятской природы. Киров: Волго-Вятское книжное издательство, 1986. 160 с.
5. Ценопопуляции растений (очерки популяционной биологии) / Под ред. Л.Б. Заугольной, Л.А. Жуковой, И.М. Ермаковой и др. М.: Наука, 1988. 182 с.
6. Денисова Л.В., Никитина С.В., Заугольнова Л.Б. Программа и методика наблюдений за ценопопуляциями видов растений «Красной книги СССР». М.: ВАСХНИЛ, 1986. 34 с.
7. Работнов Т. А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Тр. БИН АН СССР. Сер. 3. Геоботаника. М.-Л., 1950. Вып. 6. С. 7–20.

8. Уранов А.А., Смирнова О.В. Классификация и основные черты развития популяций многолетних растений // Бюл. Моск. общ-ва испытателей природы. Отд. Биол. 1969. Т. 74. Вып. 2. С. 119–134.
9. Рысин Л.П., Казанцева Т.Н. Метод ценопопуляционного анализа в геоботанических исследованиях // Ботанический журнал. 1975. Т. 60. № 2 С. 199–209.
10. Заугольнова Л.Б. Структура популяций семенных растений и проблемы их мониторинга: Автореф. дисс. ... д. биол. н. СПб., 1994. 70 с.
11. Животовский Л. А. Онтогенетические состояния, эффективная плотность и классификация популяций растений // Экология. 2001. № 1. С. 3–7.
12. Жукова Л.А. Популяционная жизнь луговых растений. Йошкар-Ола: РИИК «Ланар», 1995. 224 с.

References

1. Red Data Book of the Kirov Region: Animals, plants, mushrooms / Eds. O.G. Baranova, E.P. Lachoha, V.M. Ryabov, V.N. Sotnikov, E.M. Tarasova, L.G. Tselishcheva. Kirov: Kirovskaya oblastnaya tipografiya, 2014. 336 p. (in Russian).
2. Tsyganov D.N. Phytoindication environmental regimes in the subzone of coniferous and deciduous forests. M.: Nauka. 1983. 198 p. (in Russian).
3. Savinykh N.P., Shishkina N.I. Biomorphology of *Centaurea sumensis* Kalen. from the perspective of the protection of species // Vestn. Tom. gos. un-ta. Biologiya. 2016. № 2 (34). P. 69–86 (in Russian).
4. Solovyev A.N. Soloviev A.N. Treasures of Vyatka nature. Kirov: Volgo-Vyatskoye knizhnoye izdatelstvo, 1986. 160 p. (in Russian).
5. Coenopopulations of plants (essays of population biology) / Eds. L.B. Zaugolnova, L.A. Zhukova, I.M. Ermakova et al. M.: Nauka, 1988. 182 p. (in Russian).
6. Denisova L.V., Nikitin S.V., Zaugolnova L.B. Program and methods of observation of coenopopulations of plants species from «Red Data Book of USSR». M.: VASKhNIL, 1986. 34 p. (in Russian).
7. Rabotnov T.A. Life cycle of perennial herbaceous plants in the meadow coenoses // Tr. BIN AN SSSR. Ser. 3. Geobotanika. M.-L., 1950. V. 6. P. 77–204 (in Russian).
8. Uranov A.A., Smirnova O.V. Classification and main features of perennials populations // Byul. Mosk. obshch-va ispytateley prirody. Otd. Biol. 1969. T. 74. Vyp. 2. P. 119–134 (in Russian).
9. Rysin L.P., Kazantsev T.N. Coenopopulation analysis method in geobotanical studies // Botanicheskiy zhurnal. 1975. V. 60. № 2. P. 199–209 (in Russian).
10. Zaugolnova L.B. Seed plants population structure and problem of its monitoring: Avtoref. diss. ... d. biol. n. SPb., 1994. 70 p. (in Russian).
11. Zhivotovskiy L.A. Developmental state, the effective density and classification of plant populations // Ekologiya. 2001. № 1. P. 3–7 (in Russian).
12. Zhukova L.A. Populational life of meadow plants. Yoshkar-Ola: RIIK «Lanar», 1995. 224 p. (in Russian).



Борис Иванович Кочуров

31 августа отметил день рождения Борис Иванович Кочуров. Его имя широко известно среди учёных разных специальностей, так как круг интересов Бориса Ивановича также чрезвычайно широк: география, геоэкология, геохимия, почвоведение, природопользование, урбоэкология, землеустройство.

Трудовая деятельность Б. И. Кочурова началась в Институте географии Сибири и Дальнего Востока после окончания МГУ им. М. В. Ломоносова. Его руководителем был знаменитый советский учёный академик В. Б. Сочава. Борис Иванович активно участвовал в создании комплексных экспериментальных географических стационаров (полигонов), на которых проводились исследования природных процессов ландшафтов Сибири. По результатам этих работ в 1974 г. он защитил кандидатскую диссертацию на тему «Геохимия системных геосистем юга Минусинской котловины».

В 1980-х гг. Б. И. Кочуров активно занимался проблемами землепользования и землеустройства в Государственном институте земельных ресурсов. Здесь им совместно с Ю. Г. Ивановым была разработана концепция территориального эколого-хозяйственного баланса, имеющая большое теоретическое и практическое значение.

Наибольшие возможности для раскрытия творческого потенциала появились у Б. И. Кочурова после того, как он начал работать в Институте географии РАН. Под его руководством на единой методической основе были созданы первые экологические карты СССР, России и других стран и регионов (всего около 40 карт). За разработку и составление этих карт был награждён грамотами и удостоен почётных наград.

Борис Иванович приобрёл широкую известность в научных и научно-педагогических кругах

ПОЗДРАВЛЯЕМ С ЮБИЛЕЕМ!

за достижения в области геоэкологии, экологического картографирования, природопользования и сбалансированного развития. По результатам этих работ он защитил в 1994 г. докторскую диссертацию на тему «Пространственный анализ экологических ситуаций».

Б. И. Кочуров – автор более 500 печатных работ, в том числе 20 монографий и учебных пособий. Он действительный член Международной Академии исследования будущего, член различных научных советов. Является вице-президентом Общероссийского объединения «Экосфера», членом комиссии по экологической безопасности, различных научных советов и комиссий.

Б. И. Кочуров – основатель и главный редактор журналов «Проблемы региональной экологии» и «Экология урбанизированных территорий», зам. главного редактора журнала «Теоретическая и прикладная экология», выпускаемых Издательским домом «Камертон».

Под научным руководством Бориса Ивановича 40 аспирантов защитили кандидатские диссертации. Он был научным консультантом по 13 докторским диссертациям. Его многочисленные ученики работают в различных уголках нашей страны – в Москве, Астрахани, Белгороде, Барнауле, Перми, Курске, Смоленске, Саранске, Орле, Воронеже, Липецке и др., а также за рубежом. Среди них есть и уже известные имена: Е. Ю. Колбовский, Р. В. Галиулин, А. Н. Бармин, В. А. Андрианов, А. М. Луговской, О. Г. Завьялова, В. А. Шкаликов, А. В. Шакиров, А. А. Ямашкин и др.

Борис Иванович – добрый и требовательный учёный и педагог, он щедро делится своими знаниями с коллегами и учениками. Он неутомимый исследователь, область его профессиональных интересов постоянно расширяется.

Свой юбилей профессор Б.И. Кочуров встретил в обычной деловой атмосфере: консультации, выступления, редакционная работа, заседания, поездки в регионы. Это обычный ритм его работы.

Издательский дом «Камертон», редакционный совет, редколлегия журнала «Теоретическая и прикладная экология» и его многочисленные друзья, коллеги и соратники по работе сердечно поздравляют юбиляра и желают БОРИСУ ИВАНОВИЧУ здоровья и благополучия «на многие лета», сохранения той неутомимой творческой энергии, которую он щедро отдаёт на благо развития географической науки.

**УСПЕХОВ И СЧАСТЬЯ ВАМ,
ДОРОГОЙ БОРИС ИВАНОВИЧ!**

Индекс 82027, 48482



ISSN 1995-4301



9 771995 430004