



2025

*Теоретическая
и прикладная*

ЭКОЛОГИЯ

ISSN 1995-4304 (PRINT)
ISSN 2618-8406 (ONLINE)

№ 4

Theoretical and
Applied Ecology

**ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ**

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

**МОНИТОРИНГ
ПРИРОДНЫХ
И АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ**

**ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ**

**ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА**

АГРОЭКОЛОГИЯ

**РЕМЕДИАЦИЯ И
РЕКУЛЬТИВАЦИЯ**

ЭКОТОКСИКОЛОГИЯ

**ПОПУЛЯЦИОННАЯ
ЭКОЛОГИЯ**

ЭКОЛОГИЯ И КЛИМАТ

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

<http://envjournal.ru>



ЭКОЦЕНТР АО «КУПРИТ» – МЕСТО, ГДЕ НАЧИНАЕТСЯ ПУТЬ К УСТОЙЧИВОМУ БУДУЩЕМУ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Рост потребления неизбежно ведёт к увеличению объёмов отходов, что ставит перед обществом задачу нового уровня – выстраивания цивилизованной системы обращения с ними. Для решения этой задачи в стране реализуется национальный проект «Экологическое благополучие», цель которого – к 2030 г. обеспечить стопроцентную сортировку твёрдых коммунальных отходов. Этот процесс невозможен без формирования экологической культуры, когда каждый человек начинает воспринимать отходы не как мусор, а как ресурс, возвращающийся в экономику.

С этой миссией в 2023 г. был открыт Экоцентр АО «Куприт». Он стал не просто пунктом приёма вторсырья, а центром притяжения, объединяющим активных жителей, волонтеров, бизнес и власть. Экоцентр выполняет три ключевые функции: обучающую, информационную и диалоговую. Экскурсии, лекции и мастер-классы помогают жителям понять, как устроена система раздельного сбора отходов, а встречи с экспертами и общественными активистами превращают площадку в пространство консолидации мнений и совместного поиска решений.

Класс сортировки «Я разделяю» стал символом этой философии. Здесь принимаются десятки видов вторсырья – пластик, стекло, металлы, макулатура – и всё это гарантирован-

но направляется на переработку. Важная часть работы – экспозиция вторсырья и мастерская апсайклинга, где посетители своими руками создают новые вещи из старых, постигая ценность разумного потребления.

Не менее значима и роль Эколектория. Здесь проходят заседания экспертных советов, круглые столы, общественные слушания и презентации грантовых инициатив. Такие встречи помогают выработать согласованные подходы и формировать коллективное видение экологического будущего региона. Экоцентр стал местом, где объединяются знания, опыт и энергия людей, готовых менять окружающую среду к лучшему.

Региональный оператор придерживается принципа замкнутого цикла: всё собранное вторсырьё должно быть переработано и получить вторую жизнь. Благодаря постоянной работе с населением и партнёрами, развитию проектов «Экососеди» и «Экомобиль», центр вовлекает всё больше жителей области в экологическое движение.

Экоцентр «Куприт» – это пространство действия и доверия, точка роста экологического сознания и взаимодействия. Здесь формируется культура раздельного сбора, рождаются инициативы и объединяются люди, стремящиеся к чистому, устойчивому и благополучному будущему Кировской области и всей России.





**Теоретическая
и прикладная
ЭКОЛОГИЯ**
№ 4, 2025
<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 (№ 2721 по состоянию на 25.11.2025).

Журнал включён в каталог периодических изданий Ульрих (Ulrich's Periodicals Directory), в библиографические базы Scopus (SourceID 21100828916), Web of Science Core Collection, RSCI на платформе WoS, Google Scholar и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ).

Журнал издаётся с 2007 года.

Учредители журнала: ООО ИД «Камертон», ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет».

Главный редактор Т.Я. Ашихмина, д.т.н., профессор, главный научный сотрудник Вятского государственного университета, зав. лабораторией ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Зам. главного редактора С.В. Дёгтева, д.б.н., член-корр. РАН, профессор, директор ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Зам. главного редактора Л.И. Домрачева, д.б.н., профессор, профессор Вятского государственного агротехнологического университета
Зам. главного редактора И.Г. Широких, д.б.н., главный научный сотрудник, зав. лабораторией Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
Зам. главного редактора Б.И. Кочуров, д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Института географии РАН
Ответственный секретарь М.Л. Сазанова, к.б.н., доцент, научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Технические секретари:
Т.И. Кутявина, к.б.н., старший научный сотрудник Вятского государственного университета,
Е.А. Домнина, к.б.н., научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН,
В.В. Рутман, младший научный сотрудник Вятского государственного университета

Адрес редакции: 610000, Кировская область, г. Киров, ул. Московская, 36. Тел. (8332) 37-02-77. E-mail: envjournal@vuyatsu.ru

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 связи, информационных технологий и массовых коммуникаций. Регистрационный номер и дата принятия решения о регистрации: серия ПИ № ФС77-74434 от 23 ноября 2018 г. Подписной индекс ПС248 в каталоге «Подписные издания» официального каталога АО «Почта России». 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. E-mail: info@periodicals.ru; <http://www.periodicals.ru>

Издательство: ООО «О-Краткое»
Адрес издательства: 610000, Кировская область, г. Киров, ул. Свободы, 67.
Оригинал-макет – Татьяна Коршунова, перевод – Мария Сазанова, фотография на 4-й обложке – Александр Широких, администратор сайта журнала – Вячеслав Рутман, выпускающий редактор – Мария Зелаева.
Директор издательства «О-Краткое» Евгений Дрогов
© Оформление. Издательство «О-Краткое»

12+

Дата выхода номера: 15.12.2025.
Тираж 250 экз. Заказ № 1054. Цена свободная.
Отпечатано в ООО «Кировская цифровая типография»
Адрес типографии: 610046, Кировская область, г. Киров, ул. Труда, 84а

ЧЛЕНЫ РЕДАКЦИОННОЙ КОЛЛЕГИИ:

- А.М. Асхабов** д.г.-м.н., академик РАН, профессор, научный руководитель ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Т.К. Головки д.б.н., профессор, главный научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Е.В. Дабах к.б.н., доцент, старший научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
М. Ж. Журинов д.х.н., академик НАН Республики Казахстан, профессор, президент НАН РК, генеральный директор АО «ИТКЭ имени Д.В. Сокольского»
Г.Я. Кантор к.т.н., научный сотрудник ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
Е.Ю. Колбовский д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
Э.И. Коломиец д.б.н., академик НАН Беларуси, профессор, директор Института микробиологии НАН Беларуси
Л.В. Кондакова д.б.н., профессор, профессор Вятского государственного университета
А.В. Кучин д.х.н., академик РАН, профессор, главный научный сотрудник Института химии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
В.Н. Лаженцев д.г.н., академик РАН, профессор, советник РАН
В.З. Латыпова д.х.н., член-корр. РАН, профессор, профессор Казанского федерального университета
Ли Юй д.б.н., иностранный член РАН (КНР), профессор, директор Института микологии Цзилиньского аграрного университета
С.Г. Литвинец к.с.-х.н., доцент, проректор по науке и инновациям Вятского государственного университета
В.А. Малинников д.т.н., профессор, профессор Московского государственного университета геодезии и картографии
Н.А. Манучарова д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
О.М. Масловский д.б.н., зав. лабораторией Института экспериментальной ботаники имени В.Ф. Купревича НАН Беларуси
В.П. Мешалкин д.т.н., академик РАН, профессор, директор Международного института логистики ресурсосбережения и технологической инноватики (НОЦ) РХТУ им. Д.И. Менделеева
А.А. Москалёв д.б.н., член-корр. РАН, профессор РАН, директор Института долголетия с клиникой превентивной медицины и реабилитации РНЦХ им. акад. Б. В. Петровского
Л.Н. Ольшанская д.х.н., профессор, профессор Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А.
С.В. Пестов к.б.н., доцент, доцент Вятского государственного университета
В.С. Петросян д.х.н., профессор, заслуженный профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
В.Д. Поликсенова к.с.-х.н., доцент, доцент Белорусского государственного университета
С.А. Рубцова д.х.н., с.н.с., директор Института химии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН
В.П. Савиных д.т.н., академик РАН, профессор, президент Московского государственного университета геодезии и картографии
В.А. Сысуев д.т.н., академик РАН, профессор, научный руководитель Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
В.А. Терехова д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
Е.И. Тихомирова д.б.н., профессор, зав. кафедрой Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А.
Т.А. Трифонова д.б.н., профессор, профессор Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова
В.И. Холстов д.х.н., профессор, руководитель центра ФГУП «ГосНИИОХТ»
В.В. Ширяев д.б.н., с.н.с., в.н.с. ВНИИ охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б.М. Житкова
Л.Г. Шихова д.с.-х.н., профессор, ведущий научный сотрудник Федерального аграрного научного центра Северо-Востока им. Н.В. Рудницкого
В.Т. Юнглод д.и.н., профессор, президент Вятского государственного университета



Theoretical and Applied ECOLOGY

No. 4, 2025

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

The journal is included into Ulrich's Periodicals Directory, bibliographic databases Scopus (SourceID 21100828916), Web of Science Core Collection, RSCI on WoS, Google Scholar and Russian Science Citation Index (RSCI).

The journal is published since 2007.

The founders of the journal: Publishing house "Kamerton", Vyatka State University.

Editor-in-Chief T.Ya. Ashikhmina,

Doctor in Technical Sciences, Professor, Chief Researcher of Vyatka State University, Head of Laboratory of IB FRC Komi SC UB RAS

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

Doctor in Biology, Corresponding Member of RAS, Professor, Director of FRC Komi SC UB RAS

Vice-Editor-in-Chief L.I. Domracheva,

Doctor in Biology, Professor, Professor of Vyatka State Agrotechnological University

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

Doctor in Biology, Chief Researcher, Head of Laboratory of Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky

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

Doctor in Geography, Professor, Leading Researcher of the Institute of Geography RAS

Executive Secretary M.L. Sazanova,

PhD in Biology, Associate Professor, Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS

Technical Secretaries:

T.I. Kutyavina, PhD in Biology,

Senior Researcher of Vyatka State University,

E.A. Domnina, PhD in Biology,

Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS

V.V. Rutman, Junior Researcher of Vyatka State University

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.

Editorial Address: 36 Moskovskaya St., Kirov, Kirov region, Russia, 610000
phone/fax: (8332) 37-02-77, e-mail: envjournal@vyatsu.ru

The edition is registered by Federal service for supervision in the sphere of communication, information technology and mass communications. Registration number and date of the decision on registration: series PI No. FS77-74434 on November 23, 2018.

Subscription index PS248 in the joint catalog "Subscription Publications" of Russian Post Service".

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>

Publisher: the publishing house of "O-Kratkoe".
Publisher's Address: 67 Svobody St., Kirov region, Russia, Kirov, 610000. E-mail: okrat@okrat.ru.

Designer – Tatiana Korshunova. Translation – Mariya Sazanova.
Photo on the 4th cover – Alexander Shirokikh. Administrator of Web site – Vyacheslav Rutman. Managing editor – Mariya Zelayeva. Director of the publishing house "O-Kratkoe" Evgeniy Drogov. © Publishing house "O-Kratkoe".

Release date: December 15, 2025.
Circulation 250 copies. Order No. 1054. Free price.

"Kirov digital printing house", LTD
Printing Address: 84a, Truda St., Kirov, Russia, 610046

THE EDITORIAL BOARD OF THE JOURNAL "THEORETICAL AND APPLIED ECOLOGY"

- A.M. Askhabov** Doctor in Geology and Mineralogy, Academician of RAS, Professor, Scientific Director of FRC Komi SC UB RAS
- T.K. Golovko** Doctor in Biology, Professor, Chief Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- E.V. Dabakh** PhD in Biology, Associate Professor, Senior Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- M.Zh. Zhurinov** Doctor in Chemistry, Academician of the National Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan, Professor, President of NAS RK, General Director of "D.V. Sokolsky Institute of Fuel, Catalysis and Electrochemistry"
- G.Ya. Kantor** PhD in Technical Sciences, Researcher of IB FRC Komi SC UB RAS
- E.Yu. Kolbovsky** Doctor in Geography, Professor, Leading Researcher of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Kolomiyets** Doctor in Biology, Professor, 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, Professor of Vyatka State University
- A.V. Kuchin** Doctor in Chemistry, Academician of RAS, Professor, Chief Researcher of Institute of Chemistry FRC Komi SC UB RAS
- V.N. Lazhentsev** Doctor in Geography, Professor, RAS Advisor
- V.Z. Latypova** Doctor in Agriculture, Corresponding Member of RAS, Professor, Professor of Kazan Federal University
- Li Yu** Doctor in Biology, Foreign Associate of RAS (China), Professor, Director of Mycology Institute of Jilin Agricultural University
- S.G. Litvinets** PhD in Agricultural Sciences, Associate Professor, Vice-Rector for Science and Innovation of Vyatka State University
- V.A. Malinnikov** Doctor in Technical Sciences, Professor, Professor of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- N.A. Manucharova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- O.M. Maslovsky** Doctor in Biology, Head of Laboratory of V.F. Kuprevich Institute of Experimental Botany of the National Academy of Sciences of Belarus
- V.P. Meshalkin** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, Director of International Institute of Logistics Resource saving and technological Innovations of Mendeleev University of Chemical Technology
- A.A. Moskalev** Doctor in Biology, Corresponding Member of RAS, Director of the Longevity Institute with the Clinic of Preventive Medicine and Rehabilitation of the Russian Scientific Center of Surgery named after Academician B.V. Petrovsky
- L.N. Olshanskaya** Doctor in Chemistry, Professor, Professor of Yuri Gagarin State Technical University of Saratov
- S.V. Pestov** PhD in Biology, Associate Professor, Associate Professor of Vyatka State University
- V.S. Petrosyan** Doctor in Chemistry, Professor, Professor Emeritus of Lomonosov Moscow State University
- V.D. Poliksenova** PhD in Agricultural Sciences, Associate Professor, Associate Professor of Belarusian State University
- S.A. Rubtsova** Doctor in Chemistry, Senior Researcher, Director of the Institute of Chemistry FRC Komi SC UB RAS
- V.P. Savinykh** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, President of Moscow State University of Geodesy and Cartography
- V.A. Sysuev** Doctor in Technical Sciences, Academician of RAS, Professor, Scientific Director Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky
- V.A. Terekhova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- E.I. Tikhomirova** Doctor in Biology, Professor, Head of Department of Yuri Gagarin State Technical University of Saratov
- T.A. Trifonova** Doctor in Biology, Professor, Professor of Lomonosov Moscow State University
- V.I. Kholstov** Doctor in Chemistry, Professor, Head of the Center of the Federal State Unitary Enterprise "State Scientific Research Institute of Organic Chemistry and Technology"
- V.V. Shiryayev** Doctor in Biology, Senior Researcher, Leading Researcher of Professor Zhitkov Russian Research Institute of Game Management and Fur Farming
- L.N. Shikhova** Doctor in Agricultural Sciences, Professor, Leading Researcher of Federal Agricultural Research Center of North-East named N.V. Rudnitsky
- V.T. Yungblud** Doctor in History, Professor, President of Vyatka State University

СОДЕРЖАНИЕ

ОБЗОРЫ

- М. Л. Сазанова, А. В. Сазанов, В. И. Кузнецов, А. А. Кызин*
Утилизация жома сахарной свёклы в России:
текущая ситуация и перспективы (обзор) 6
- А. А. Перевощикова, Р. Д. Перевощиков, А. А. Сурков,
Л. В. Рудакова* Способы восстановления земель,
нарушенных при размещении буровых шламов:
обзор существующих подходов 18

СТАТЬИ

- П. А. Мельников, А. В. Болотин, Д. А. Волков, И. В. Петров* Математическое моделирование и прогнозирование распространения загрязняющих веществ в урбанизированных территориях 28
- А. С. Буторова, А. В. Шичкин, А. П. Сергеев, А. Г. Буевич,
Е. М. Баглаева* Сравнение моделей множественной регрессии и многослойного перцептрона при картировании поверхностного распределения пыли в снеговом покрове 37
- А. В. Шевченко, А. С. Лякин, Г. Е. Никифоров* Научно-технические основы технологии переработки фторсодержащих токсичных отходов 44
- Е. В. Юркина, Г. Г. Романов* Характеристика базовых элементов, входящих в состав экологического каркаса урбоэкосистемы, и оценка их состояния 58
- О. V. Ваукова, V. N. Pugach, A. V. Kazakov* Model Drivers-Pressures-State-Impact-Response as a method for analyzing hazardous waste management in the People's Republic of China: a review of international experience 66
- Д. А. Севергина, С. Р. Красиков, А. Ф. Осипов, А. А. Дымов* Изменение биомассы растений живого напочвенного покрова после сплошной рубки хвойно-лиственного насаждения (средняя тайга, Республика Коми) 76
- А. Ю. Кудрявцев* Динамика экосистем влажной субори центра Приволжской возвышенности 83
- П. В. Кочкарёв, М. А. Перевозчикова, А. А. Сергеев,
В. В. Ширяев* Свинец в органах и тканях самок дикого северного оленя (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) на севере Красноярского края 94
- М. Н. Барамзин, С. Г. Литвинец* Получение гетерологичных продуцентов рамнолипидов на основе *Acetobacter aceti* AIC1824 107
- Н. В. Подвальная, Ю. А. Бахтеева, М. С. Филинкова,
И. В. Медведева, В. Т. Суриков, И. В. Бызов* Применение наночастиц магнетита для извлечения вольфрама из водных растворов 114
- Т. С. Смирнова, Д. А. Гуськов, А. А. Алексеев* Оценка эффективности пероксида кальция в процессе удаления фосфат-ионов из сточных вод 123
- В. А. Сомин, Л. В. Куртукова, Л. Ф. Комарова* Сорбция ионов меди из воды бентонитовыми глинами 130
- Е. С. Балымова, А. Ф. Пиляева, Ф. Ю. Ахмадулина,
Р. К. Закиров* Перспективы использования комбинированного показателя состояния активного ила в практике водоочистки 140
- Ф. Ф. Чаусов, М. А. Шумилова, П. А. Глушко, Н. Н. Пастухова, В. А. Яковлев, Э. Э. Тимербаева, Р. В. Мустакимов* Видоспецифичная альгицидная активность нитрилотрис-метиленфосфонатоцинката в охлаждающей воде теплоэнергоцентрали ... 148

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ
ПРОБЛЕМЫ
ЭКОЛОГИИ

МЕТОДОЛОГИЯ
И МЕТОДЫ
ИССЛЕДОВАНИЙ.
МОДЕЛИ
И ПРОГНОЗЫ

МОНИТОРИНГ
ПРИРОДНЫХ
И АНТРОПОГЕННО
НАРУШЕННЫХ
ТЕРРИТОРИЙ

ХИМИЯ ПРИРОДНЫХ
СРЕД И ОБЪЕКТОВ

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ
ПРОИЗВОДСТВА

ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ПРОИЗВОДСТВА	<i>С. Н. Салтыкова, М. Ю. Назаренко, Р. В. Козлов, А. Д. Коршунов</i> Установка для газификации углеродсодержащих отходов 153
АГРОЭКОЛОГИЯ	<i>В. А. Козвонин, Н. В. Сырчина, Л. В. Пилип, Т. И. Кутявина, Т. Я. Ашихмина, Е. В. Коледаева, С. А. Куклина, Т. С. Кокарева, А. Н. Частоедов, М. А. Виноградова, А. А. Танатарова, А. М. Григорьева, С. П. Михеева</i> Выявление генетических детерминант устойчивости микроорганизмов к антибиотикам на территориях, подверженных биогенному загрязнению 160 <i>А. С. Соловьёва, Е. С. Белик, Л. В. Рудакова</i> Закономерности культивирования микроскопических водорослей при биофиксации углекислого газа 169
РЕМЕДИАЦИЯ И РЕКУЛЬТИ- ВАЦИЯ	<i>А. В. Кошелев, Е. И. Тихомирова, О. В. Атаманова, В. Ф. Головков</i> Получение потенциально плодородного грунта при реабилитации объектов накопленного вреда окружающей среде 179
ЭКОТОКСИ- КОЛОГИЯ	<i>В. А. Терехова, К. П. Сериков, А. Г. Тригуб, М. М. Гладкова, Ю. Д. Сергеева, М. В. Медякина, А. Ю. Шарова, С. В. Пацаева</i> Технология соноплазменной очистки морской воды: эффективность против фармпрепаратов (модельный эксперимент) 191
ПОПУЛЯЦИОННАЯ ЭКОЛОГИЯ	<i>И. Г. Широких, Е. В. Дабах, Л. В. Кондакова, Н. А. Боков, Т. Я. Ашихмина</i> Почвенный микробиом эмбриозёма на гипсосодержащих отходах химического производства 200
ХРОНИКА	<i>Э. А. Крюкова</i> Менделеевская экологическая экспедиция держит курс на север 212 <i>Ю. С. Попова, А. А. Шинкаренко</i> Экологический трек в рамках VII международного Форума «Россия и Иberoамерика в турбулентном мире: от общих вызовов к совместным решениям» 214 <i>В. П. Мешалкин</i> Творческая деятельность министра химической промышленности СССР Костандова Л.А. и современные проблемы научно-технологического развития Российской Федерации (к 110-летию со дня рождения Л.А. Костандова) 217 <i>Т. Я. Ашихмина, М. Л. Сазанова</i> VII Всероссийский научно-практический форум: итоги работы 222

CONTENTS

REVIEWS

THEORETICAL PROBLEMS OF ECOLOGY	<i>M. L. Sazanova, A. V. Sazanov, V. I. Kuznetsov, A. A. Kyzin</i> Sugar beet pulp recycling in Russia: current status and prospects: a review 6 <i>A. A. Perevoshchikova, R. D. Perevoshchikov, A. A. Surkov, L. V. Rudakova</i> Methods of restoring lands disturbed by drill cuttings disposal: current approaches review 18
--	---

ARTICLES

METHODOLOGY AND RESEARCH METHODS. MODELS AND FORECASTS	<i>P. A. Melnikov, A. V. Bolotin, D. A. Volkov, I. V. Petrov</i> Mathematical modeling and forecasting of the spread of pollutants in urbanized areas 28 <i>A. S. Butorova, A. V. Shichkin, A. P. Sergeev, A. G. Buevich, E. M. Baglaeva</i> Comparison of multiple regression and multilayer perceptron models for mapping the surface distribution of dust in snow cover 37 <i>A. V. Shevchenko, A. S. Lyakin, G. E. Nikiforov</i> Scientific and technical fundamentals of the fluorinated toxic waste treatment technology 44 <i>E. V. Yurkina, G. G. Romanov</i> Characteristics of the basic elements in the urban ecosystem ecological framework and their status assessment 58 <i>O. V. Baykova, V. N. Pugach, A. V. Kazakov</i> Model Drivers-Pressures- State-Impact-Response as a method for analyzing hazardous waste management in the People's Republic of China: a review of international experience 66
---	---

**MONITORING OF
NATURAL AND
ANTHROPO-
GENICALLY
DISTURBED AREAS**

**ECOLOGIZATION
OF PRODUCTION**

AGROECOLOGY

**REMEDICATION
AND RECULTIVATION**

ECOTOXICOLOGY

**POPULATION
ECOLOGY**

CHRONICLE

D. A. Severgina, S. R. Krasikov, A. F. Osipov, A. A. Dymov Changes in the biomass of ground vegetation after clear-cuts of coniferous-deciduous stands (middle taiga, Komi Republic) 76

A. Yu. Kudryavtsev The dynamic of ecosystems pine woods (subor⁴) on the humid sand soils at the central part of Volga Upland 83

P. V. Kochkarev, M. A. Perevozchikova, A. A. Sergeev, V. V. Shiryayev Lead concentrations in organs and tissues of the wild reindeer (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) in the north of Krasnoyarsk Region94

M. N. Baramzin, S. G. Litvinets Heterologous rhamnolipid producers based on *Acetobacter aceti* AIC1824 obtaining 107

N. V. Podvalnaya, Yu. A. Bakhteva, M. S. Filinkova, I. V. Medvedeva, V. T. Surikov, I. V. Byzov Application of magnetite nanoparticles for tungsten extraction from aqueous solutions 114

T. S. Smirnova, D. A. Guskov, A. A. Alekseev Assessment of the calcium peroxide efficiency for removing phosphates from wastewater 123

V. A. Somin, L. V. Kurtukova, L. F. Komarova Sorption of copper ions from water by bentonite clays 130

E. S. Balymova, A. F. Gilyazeva, F. Y. Akhmadullina, R. K. Zakirov Prospects for using a combined indicator of activated sludge status in water treatment practice 140

F. F. Chausov, M. A. Shumilova, P. A. Glushko, N. N. Pastukhova, V. A. Yakovlev, Z. Z. Timerbaeva, R. V. Mustakimov Species-specific algicidal efficiency of nitrilo-tris (methylenephosphonato)zincate in the cooling water of thermal power plant 148

S. N. Saltykova, M. Yu. Nazarenko, R. V. Kozlov, A. D. Korshunov Installation for gasification of carbon-containing wastes 153

V. A. Kozvonin, N. V. Syrchina, L. V. Pilip, T. I. Kut'yavina, T. Ya. Ashikhmina, E. V. Koledaeva, S. A. Kuklina, T. S. Kokareva, A. N. Chastoedova, M. A. Vinogradova, A. A. Tanatarova, A. M. Grigoreva, S. P. Mikheeva Identification of genetic determinants of antibiotic microbial resistance in areas affected by biogenic pollution 160

A. S. Solovyova, E. S. Belik, L. V. Rudakova Cultivation patterns of microscopic algae under carbon dioxide biofixation conditions 169

A. V. Koshelev, E. I. Tikhomirova, O. V. Atamanova, V. F. Golovkov Potentially fertile soil obtaining during the rehabilitation of accumulated environmental damage sites 179

V. A. Terekhova, K. P. Serikov, A. G. Trigub, M. M. Gladkova, Yu. D. Sergeeva, M. V. Medyankina, A. Yu. Sharova, S. V. Patsaeva Sonoplasma seawater purification technology: efficiency against pharmaceuticals 191

I. G. Shirokikh, E. V. Dabakh, L. V. Kondakova, N. A. Bokov, T. Ya. Ashikhmina Soil microbiome in Technosol on gypsum-containing chemical production waste 200

E. A. Kryukova The Mendeleev Ecological Expedition is heading north 212

Y. S. Popova, A. A. Shinkarenko Environmental track within the VII International Forum "Russia and Ibero-America in a turbulent world: from common challenges to joint solutions"214

V. P. Meshalkin Creative activity of L.A. Kostandov – the USSR Minister of Chemical Industry, and current issues of scientific and technological development of the Russian Federation (on the 110th anniversary of L.A. Kostandov)217

T. Ya. Ashikhmina, M. L. Sazanova The VII All-Russian scientific and practical forum: outcomes222

Утилизация жома сахарной свёклы в России: текущая ситуация и перспективы (обзор)

© 2025. М. Л. Сазанова^{1,2}, к. б. н., доцент, н. с.,
А. В. Сазанов², к. б. н., и. о. зав. кафедрой, В. И. Кузнецов³, директор,
А. А. Кызин³, зам. директора по инновациям,

¹Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

²Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

³ООО «НВП Башинком»,

450015, Россия, г. Уфа, ул. Карла Маркса, д. 37/4, офис 310,
e-mail: sazanova.m.l@ib.komisc.ru, usr11759@vyatsu.ru

Главной задачей экономики замкнутого цикла является минимизация отходов путём их вторичной переработки. В работе обобщены данные по традиционным и некоторым перспективным для России способам рециклинга жома сахарной свёклы (ЖСС) – крупнотоннажного отхода сахарной промышленности с потенциально высокой экологической нагрузкой. Основным потребителем ЖСС является сельское хозяйство, где он применяется в качестве кормовой добавки и удобрения. Однако до 50% ЖСС остаётся непереработанным и при складировании оказывает негативное влияние на состояние окружающей среды: увеличивается выброс парниковых газов, загрязнение почвы и вод (в том числе снижение рН из-за образующихся в процессе брожения масляной и уксусной кислот), распространение патогенов и т. п. Рассматриваются альтернативные направления утилизации ЖСС. Благодаря наличию полисахаридов с большим количеством функциональных групп ЖСС может использоваться в качестве сорбента для очистки водоёмов и сточных вод от тяжёлых металлов и нефтепродуктов. Большое количество доступных для использования микроорганизмами компонентов открывает потенциал ЖСС как структуратора для рекультивации нефтезагрязнённых почв, а также как наполнителя биокомпозитов с сорбирующими свойствами для защиты окружающей среды от загрязнения. Обобщены данные о разработанных технологиях получения биоразлагаемых продуктов (бумага, упаковка, композиты), альтернативных видов топлива (биоэтанол, биогаз) из ЖСС. Предлагается комплекс мер, направленных на повышение эффективности переработки и расширение сфер применения ЖСС. Результаты анализа подтверждают потенциал ЖСС как важного ресурса для реализации концепции экономики замкнутого цикла, способствующей снижению объёмов неперерабатываемых отходов и снижению экологических рисков.

Ключевые слова: жом сахарной свёклы, утилизация отходов, вторичная переработка, удобрение, корм для животных, сорбент, структуратор, биоразлагаемые продукты.

Sugar beet pulp recycling in Russia: current status and prospects: a review

© 2025. M. L. Sazanova^{1,2} ORCID: 0000-0003-3492-8395¹

A. V. Sazanov² ORCID: 0000-0002-6934-3330²

V. I. Kuznetsov³ ORCID: 0009-0001-6490-5808³

A. A. Kyzin³ ORCID: 0009-0004-5538-0458³

¹Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,

²Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

³JSC “Bashinkom”,

37/4, Karl Marx St., Ufa, Russia, 450015,

e-mail: sazanova.m.l@ib.komisc.ru, usr11759@vyatsu.ru

The main objective of a circular economy is to minimize waste through recycling. The paper summarizes data on traditional and some promising methods for recycling sugar beet pulp (SBP), a large-tonnage waste from the sugar industry with a potentially high environmental burden. The main consumer of SBP is agriculture, where it is used as a forage additive and fertilizer. However, up to 50% of SBP remains unprocessed and, when stored, has a negatively affect the environment which is reflected in increased greenhouse gas emissions, soil and water pollution (including a decrease in pH due to butyric and acetic acids formed during fermentation), the spread of pathogens, etc. Alternative ways of SBP disposal are being considered. Due to the presence of polysaccharides with a large number of functional groups, SBP can be used as a sorbent for the purification of waterbodies and wastewater from heavy metals and petroleum products. A large number of components available for microorganisms opens up the SBP potential as a structurator for the oil-contaminated soil reclamation, and as a biocomposites' filler with sorbent properties to protect the environmental pollution. The data on the developed technologies for the production of biodegradable products (paper, packaging, composites) and alternative fuels (bioethanol, biogas) from SBP are summarized. A set of measures is proposed aimed at improving the efficiency of processing and expanding the scope of SBP applications. The results of the analysis confirm the potential of SBP as an important resource for the implementation of the concept of a circular economy, contributing to a reduction in the volume of non-recyclable waste and reducing environmental risks.

Keywords: sugar beet pulp, waste disposal, recycling, fertilizer, forage, sorbent, structurator, biodegradable products.

Сокращение количества отходов путём их повторного использования или переработки с получением продукции с добавленной стоимостью является главной задачей экономики замкнутого цикла [1]. Ввиду увеличения численности населения стремительно растёт производство пищевых продуктов, равно как и число отходов. Крупнотоннажными отходами пищевой промышленности считаются фруктовая кожура, рисовые и пшеничные отруби, жмых сахарного тростника и сахарной свёклы и др. При их несвоевременной и/или неадекватной утилизации растёт нагрузка на окружающую среду: увеличивается выброс парниковых газов, загрязнение почвы и вод, распространение патогенов [2].

Производство сахара считается одной из наиболее материалоемких отраслей перерабатывающей промышленности: на каждую тонну готового продукта образуется 9 т отходов [3]. Более 80% отходов производства сахара приходится на свекловичный жом (ЖСС) – обессахаренную стружку толщиной менее 2 мм [4, 5]. По разным оценкам, ежегодно в России образуется от 16 до 70 млн т сырого жома [3, 5–7]. В зависимости от содержания воды и сухого вещества (СВ) различают жом свежий/сырой (92–93% воды, 7–8% СВ), отжатый (12–14% СВ), кислый (получается при хранении свежего или отжатого жома в хранилищах), высушенный/прессованный (18–25% СВ), сухой (88% СВ); последний может быть в рассыпном или гранулированном виде, а также мелассированный [6, 7].

Свекловичный жом – лигноцеллюлозное сырьё, содержащее 17,6–56,0% целлюлозы, 21–23% гемицеллюлоз, 4% лигнина, 0,7–16,3% моносахаридов [6, 8–12]. Кроме того, в ЖСС идентифицированы аминокислоты (аланин, аргинин, аспарагиновая кислота, ва-

лин, гистидин, глицин, глутаминовая кислота, изолейцин, лейцин, лизин, метионин, пролин, серин, тирозин, треонин, триптофан, фенилаланин), водорастворимые витамины (В1, В2, В3, В5, В6, В7, В9, В12, С), макро- и микроэлементы (Р, S, К, Са, Mg, Zn, I) [6, 7, 9–12]. Богатый химический состав, «натуральность», низкая себестоимость, большие объёмы производства делают ЖСС перспективным продуктом для вторичной переработки. В России ЖСС наиболее востребован в животноводстве, где составляет основу рационов крупного рогатого скота (КРС) и свиней [5–12]. Однако 40–50% жома остаётся невостребованным и попадает в отходы, причём при хранении изначально пятый класс опасности отхода «жом свекловичный свежий» возрастает до третьего, поскольку начинаются процессы брожения [3, 5, 6].

В связи с вышеизложенным, цель данной работы состояла в обобщении и систематизации перспективных методов утилизации жома сахарной свёклы, в том числе с получением продуктов с добавленной стоимостью.

Объекты и методы исследования

Для поиска источников научной и технической информации использовали сервисы eLIBRARY, КиберЛенинка, PubMed, Scopus, Web of Science, Google Scholar, Роспатент платформа. Подбор публикаций за последние десять лет проводили по таким ключевым словам, как жом свекловичный, жом сахарной свёклы, **beet pulp, sugar beet pulp, лигноцеллюлозное сырьё**, отходы сахарной промышленности, agricultural waste. Особое внимание уделяли вопросам, связанным с экологическими аспектами утилизации крупнотоннажных отходов сахарного производства, а также

экономической целесообразности различных способов получения вторичной продукции.

Сельскохозяйственное производство

Кормовая добавка. Россия является крупнейшим в мире производителем (2023 г. – 1,87 млн т, 16,4% мирового производства) и экспортёром (2023 г. – 1,30 млн т, 27% мирового экспорта; прогноз на 2030 г – 1,6 млн т) сушёного ЖСС, используемого на корм скоту [13].

Жом сахарной свёклы свежий, прессованный, сухой, мелассированный входит в состав комбикормов или кормовых добавок в рационы крупного [6–8, 10, 14–25] и мелкого рогатого скота [14, 26, 27], свиней [14, 28–31], лошадей [14, 32–35], кроликов [36–38], кур [14, 39–41], уток [42, 43], перепелов [44], собак [45–47] и кошек [48, 49].

Наиболее полно в данном направлении ЖСС используется в регионах, где выращивается и перерабатывается сахарная свёкла [50, 51]. В первую очередь это связано с низкой устойчивостью свежего ЖСС к окислению: уже на третьи сутки рН снижается до 5, что неблагоприятно сказывается на качестве кормов. Кислый ЖСС нейтрализуют раствором аммиака с получением аммонизированного жома [52]. Силосование травы, пострадавшей от засухи, с использованием ЖСС рекомендуется для улучшения сохранности и повышения кормовой ценности силоса [53].

Для эффективного сохранения питательности и транспортабельности ЖСС высушивается до влажности менее 13% [4, 53], на процессы обезвоживания и гранулирования приходится 30–40% общих энергозатрат при переработке свёклы [51]. С целью снижения затрат тепловой энергии на высушивание рекомендуется гранулирование с последующим активным вентилированием [54], либо сушка методом ворошения [55], либо обработка ЖСС перед экстрагированием растворами сульфатов алюминия и аммония [56].

В рацион животных ЖСС вводится для обеспечения углеводно-протеинового баланса кормов, а также в качестве источника пищевых волокон, нормализующих обмен холестерина и оказывающих антиоксидантное действие [19, 28]. В 1 кг сухого ЖСС 0,85–0,98 кормовых единиц (для сравнения – в свежем жоме 0,06–0,09 корм. ед.) [4, 53]. Установлено, что включение в рационы КРС кормовых добавок с ЖСС оказывает положительное влияние на поедаемость и усвояемость кормов, фер-

ментацию в толстом кишечнике и состав бактерий, морфо-биохимический состав крови (рост концентрации кальция, фосфора, эритроцитов), способствует повышению молочной продуктивности [19, 20, 23–25], увеличивает долю ацетата в рубце и уровень циркулирующего инсулина [57]. Однако при использовании ЖСС с высокой концентрацией крахмала жирность молока снижается [23]. Позитивные эффекты введения ЖСС в рацион животных состоят в стимуляции образования и всасывания короткоцепочечных жирных кислот, формировании разнообразной микробной экосистемы (увеличение количества полезной микробиоты, особенно *Lactobacillus*) в кишечнике, пребиотическом действии, снижении уровня триглицеридов в крови [28, 30, 31, 45, 58]. Доказана эффективность в борьбе с диареей у поросят-отъёмышей [30]. В отношении кроликов установлено, что высокое содержание в рационе растворимой клетчатки, которой богат ЖСС, с одной стороны, может способствовать снижению риска расстройств пищеварения, с другой – увеличивает вязкость химуса, затрудняет его переваривание и всасывание, увеличивает относительную массу содержимого слепой кишки и время пребывания химуса в слепой кишке, а затем приводит к накоплению токсинов в слепой кишке, нарушению её микрофлоры и аномальному росту *Escherichia coli*, и, как следствие, линейно снижает показатели роста и выход тушки [38, 59, 60].

При добавлении ЖСС в рацион животных следует учитывать возможность его контаминации патогенной микрофлорой и плесневыми грибами родов *Fusarium*, *Aspergillus* и *Penicillium*, а также микотоксинами: зеараленоном, микофеноловой кислотой, охратоксином А, рокфортином С [61]. По данным [62], инфицирование сухого ЖСС ниже, чем других побочных продуктов пищевой промышленности (ячменный солод, пивная дробина), но это не отменяет необходимость строгого контроля качества продукции. Другим решением проблемы стало применение консервирующих добавок на основе органических кислот (муравьиной и др.) [63].

Удобрения. Энергозатратность производства сухого ЖСС (сухой рассыпной, сухой гранулированный), недостаточные технологические мощности сахарных заводов по переработке свежего ЖСС с получением новой продукции (пектин, карбоксиметилцеллюлоза и т.п.), сезонность производства сахара (с августа по январь), а также недостаточное количество животноводческих хозяйств-

потребителей свежего ЖСС вынуждает производителей складировать его в ямах или на открытых площадках, а затем утилизировать как отход [51, 64, 65]. Свекловичный жом можно отнести к вторичным ресурсам, которые могут быть использованы в хозяйственной деятельности, в частности, в качестве органического удобрения. Рекомендуется запахивать его в течение двух суток после доставки на поле, а для снижения кислотности вносить с веществами, нейтрализующими кислотность [66, 67]. Так, показано [68, 69], что при выращивании яровой пшеницы и ярового ячменя внесение ЖСС+дефекат в дозах 100+5 и 150+15 т/га, соответственно, способствует повышению урожайности культур и увеличению показателей экономической эффективности (чистого дохода, рентабельности).

На основе лигноцеллюлозных отходов, к которым относится ЖСС, перспективна разработка технологии получения биоудобрений. Так, при ультразвуковой кавитации ЖСС в нём на 77% повышается содержание сухих веществ и на 80% – содержание редуцирующих сахаров, что необходимо для роста микроорганизмов при производстве удобрений [70].

В связи с неустойчивостью свежего ЖСС к окислению рекомендуется компостирование. Хорошо зарекомендовало себя вермикомпостирование [71], поскольку полученный биогурус характеризуется более высоким содержанием азота, фосфора, калия, кальция и магния по сравнению с исходным сырьём [72]. Вермикомпост, включающий субстрат из ЖСС, почвы и фильтрационного осадка, перерабатываемый калифорнийскими червями в течение 5 месяцев, позволяет эффективно утилизировать ЖСС в условиях сахарного завода, снижая нагрузку на окружающую среду, и уменьшить затраты на производство биогуруса [73]. Биокомпост, полученный путём смешивания ЖСС с биоактиватором, содержащим штаммы *Bacillus* sp. BR 1256, позволяет обогатить и улучшить структуру почвы, повысить плодородие [74].

Использование в качестве сорбента

Свекловичный жом содержит полисахариды, обладающие сорбирующими свойствами: пектин, целлюлозу, лигнин, гемицеллюлозу. За счёт реакций хемосорбции, комплексобразования, реакций ионного обмена, микроосаждения и т. п. осуществляется адсорбция веществ [75]. Центрами сорбции в молекулах

полисахаридов являются гидроксильные группы, гетероатомы глюкопиранозных колец, $\beta(1\rightarrow4)$ -гликозидные связи целлюлозы, карбоксильные, карбонильные, ацетильные группы гемицеллюлоз [75–77]. Относительно применения ЖСС в качестве сорбента можно выделить как положительные (дешевизна, экологичность, доступность, хорошая поглощающая способность, возможность повторного использования), так и отрицательные моменты (низкая устойчивость к разложению под действием температуры и влажности, закисление почвенного раствора, низкая маслоёмкость вследствие гидрофильности) [78–81]. Тем не менее, ряд авторов рассматривает ЖСС как эффективный энтеросорбент низкомолекулярных органических веществ и метаболитов белковой природы [82].

Защита окружающей среды. В лабораторных экспериментах установлено, что нативный и модифицированный (карбонизированный) ЖСС может использоваться для удаления красителей (метиленовый синий, реактивный чёрный 5, кислотный красный 1 и др.) и ионов тяжёлых металлов: цинка (II), хрома (III), хрома (VI), меди (II), марганца (II), свинца (II), урана (VI), железа (III), никеля (II), таллия (I), кадмия (II) из водных сред, в т. ч. шахтных вод [77, 83–88]. Адсорбция металлов согласуется с изотермой Ленгмюра по механизму ионного обмена, электростатического взаимодействия либо хелатирования [83]. Сорбирующие свойства материалов можно увеличить путём карбонизации сырья с последующей углекислотной или водно-паровой активацией, поскольку при этом увеличивается пористость и площадь поверхности сорбентов [81, 89–91]. Так, если эффективность извлечения металлов для нативного ЖСС составляет 55–80%, то для модифицированного – до 98% [88]. По данным [92, 93], сорбционная активность карбонизированного и активированного водяным паром ЖСС по очистке сточных вод полиграфического и нефтехимического производств сопоставима с эффективностью активированного угля, а стоимость – на 20–40% ниже. Кроме того, исследователи отмечают сорбционную активность гидро- и ксерогелей на базе пектина, полученного из ЖСС, в отношении ионов меди (II), свинца (II) и кадмия (II) [94].

Также ЖСС показал хорошие сорбирующие свойства в отношении разливов нефти и нефтепродуктов на воде [79, 81, 88, 95, 90]. Установлено, что для нативного высушенного ЖСС нефтеёмкость составляет 1,16–2,17 г/г, для обработанного СВЧ-излучением либо

органическим растворителем с последующим выжиганием – 3,5–16 г/г [79, 81, 88]. При этом маслоёмкость жома зависит от температуры (снижается при понижении температуры) и фракционного состава (средняя фракция ЖСС, размером 1,2–5 мм, имеет наилучшие сорбционные характеристики) [88, 95]. Для повышения эффективности нефтесорбентов разработаны биокомпозитные материалы на основе полимерной матрицы (например, сополимера акрилонитрила и метилметакрилата) с инкорпорированными биогенными компонентами (лигноцеллюлозный наполнитель, например, ЖСС) и иммобилизованной культурой или ассоциатами нефтеокисляющих бактерий (из родов *Rodococcus*, *Leicobacter*, *Ochrobactrum*, *Deinococcus* и др.); данные биокомпозиты адсорбируют углеводороды и разлагают их до нетоксичных продуктов [90, 96].

Для ликвидации разливов нефти в водоёмах и рекультивации загрязнённых нефтью и нефтепродуктами почв и грунтов предпочтительна микробиологическая деструкция одновременно с внесением структураторов. Последние дренируют почвы, улучшают их водный режим, стабилизируют, снижают эрозию и деструкцию. Структуратором может быть различное лигноцеллюлозное сырьё, в том числе многотоннажные отходы производства – ЖСС, стержни кукурузных початков, рисовая и гречишная шелуха, лузга проса и подсолнечника, гидролизный лигнин, пивная дробина, активный ил, древесные опилки, кора хвойных и лиственных деревьев, хлопкосодержащие отходы прядильного производства и др., а также биочар, верховой и низинный торф, навоз, мох, вермикулит [89, 97–99]. Наличие доступных для микроорганизмов-деструкторов аминокислот, органических кислот (яблочная и др.), витаминов, элементов минерального питания, а также образующихся в результате ферментативного и/или химического гидролиза моносахариды (глюкоза, ксилоза, арабиноза и др.), выгодно отличают ЖСС от других структураторов. Согласно [100], наличие пантотеновой, яблочной и аскорбиновой кислот (входят в состав ЖСС) благоприятно сказывается на метаболизме нефтеокисляющих бактерий. Эффективность очистки нефтезагрязнённых грунтов при использовании ЖСС в качестве структуратора может достигать 97% [91], при этом не происходит вымывания и перехода в почву веществ из структураторов под действием атмосферных осадков [101].

Биоразлагаемые продукты и продукты «зелёной» химии

По данным [51, 71, 102, 103], ЖСС может эффективно использоваться в производстве бумаги и упаковочных материалов в качестве частичной (15%) или полной замены древесных волокон. С 2020 г. голландская компания Crown Van Gelder производит бумагу, на 20% состоящую из свекловичного волокна: прочную, экологичную (экологический след на 16% меньше, а воздействие волокон на окружающую среду на 80% меньше, чем у древесных волокон), безопасную для пищевых продуктов, пригодную для печати офсетным и флексографским способом, а также вторичной переработки и компостирования [104]. В России разработаны композиции биоразлагаемых упаковочных материалов на основе смесей синтетических полимеров и модифицирующих волокнистых добавок, в том числе ЖСС [105, 106]. Линия производства биоразлагаемой упаковки может быть установлена на свёклосохарных заводах [107], что позволяет сэкономить на логистических расходах.

Свекловичный жом является биоразлагаемым наполнителем, на основе которого можно получить различные полимерные композиты [108–112]. В частности, синтезирован нанокомпозит из пектина и целлюлозных нановолокон ЖСС и экстракта граната, обладающий антибактериальными и антиоксидантными свойствами, который можно использовать для покрытий упаковочной бумаги [111]. Разработанные технологии позволяют получить плёночные материалы для упаковки с высокими упруго-прочностными характеристиками сниженной себестоимости за счёт использования агропромышленных отходов. Недостатком изготовления таких материалов считают невозможность получения стабильной по составу массы, а также необходимость длительного хранения ЖСС перед изготовлением композитов, дополнительные расходы на высушивание наполнителя [113, 114], высокую зависимость полученных ЖСС-пластмасс от влажности окружающей среды вследствие их гидрофильности [115]. Приводятся сведения о синтезированных термопластах из полисахаридов ЖСС путём прямой переэтерификации, позволившей добиться замещения до 96% гидроксогрупп ацильными цепями различной длины [116].

Альтернативное топливо – биоэтанол – производится из возобновляемых ресурсов

в результате сбраживания углеводов, например, с помощью *Saccharomyces carlsbergensis*, *S. cerevisiae*, *Zygomonas mobilis* и др. [71, 117–119]. Биотехнологическое производство биоэтанола имеет как преимущества (высокая селективность ферментов, щадящие условия реакции, не требуется предварительное высушивание), так и недостатки (высокая себестоимость, необходимость предварительной обработки лигноцеллюлозного сырья и постоянного удаления образующегося этанола) [71, 117]. Выход сбраживаемых моносахаридов из ЖСС можно увеличить путём предварительной обработки ультразвуком или нагреванием в сочетании с ферментативным гидролизом [120]. Согласно [119], широкому производству и применению биоэтанола в России препятствует отсутствие необходимой государственной поддержки, достаточного рынка сбыта, неразвитые инфраструктура и система технической эксплуатации транспортных двигателей на топливных смесях с ним.

Путём анаэробного сбраживания свежего или силосованного ЖСС можно получить биогаз (основной компонент – метан) [51, 71, 117, 118]. Подобные производства имеются в Польше, Германии, Великобритании, Молдове, Украине, России [51, 121]. Несмотря на ограничивающие выход биогаза факторы (лигнин и кристаллическая целлюлоза ограничивают доступ гидролизующих ферментов к целлюлозе и гемицеллюлозе), его выход настолько высок, что производство считается экономически выгодным [117]. Для производства биогаза в сезон производства сахара из свёклы (август – январь) используется свежий ЖСС, вне сезона – силосованный [51]. Прогнозные показатели ежегодной экономической эффективности использования биогазовой станции на сахарных заводах в России составляют 120–230 руб. на каждую тонну переработанного сырья сахарной свёклы, окупаемость – 10–12 лет [122–124].

Из других продуктов с добавленной стоимостью, изготовленных с использованием ЖСС, упоминаются биодизель [71], композитные строительные материалы [125, 126], биоуголь и пиролизный газ [127], электроды для суперконденсаторов [128], а также различные продукты биотехнологического синтеза [71, 117]. Таким образом, рециклинг позволяет снизить количество перерабатываемых отходов свёклосохарных предприятий с 9 т до 200 г на каждую тонну производимого сахара [129].

Заключение

В данной работе обсуждаются существующие и перспективные области применения крупнотоннажного отхода сахарной промышленности – свекловичного жома. Россия – крупнейший производитель и экспортёр сухого ЖСС, основным потребителем которого является животноводство. Однако отсутствие сушильных установок на ряде предприятий, высокая энергозатратность сушки жома, недостаток производственных мощностей для сушки не позволяют переработать весь объём жома в сушёный. Поэтому ряд российских предприятий использует ЖСС для производства в небольших объёмах пектина или биогаза. При этом объём перерабатываемых отходов сокращается. Тем не менее, возможен более глубокий рециклинг жома с получением сорбентов и/или структураторов для деконтаминации окружающей среды, а также биodeградируемых материалов и продуктов «зелёной» химии. К сожалению, в настоящее время данные направления остаются в России на уровне научных разработок без внедрения в практику.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка состояния трансформированных экосистем подзоны южной тайги, методические подходы к их биоремедиации», номер государственной регистрации в ЕГИСУ № 125021402208-5.

References

1. Kachanova L.S., Bondarenko A.M. Involvement of potential organic waste into the circular economy as a tool ensuring the economic security of the state // *Economic Security*. 2022. V. 5. No. 4. P. 1517–1530 (in Russian). doi: 10.18334/ecsec.5.4.115059
2. AlZahabi S., Mamdouh W. Valorization of citrus processing waste into high-performance bionanomaterials: green synthesis, biomedicine, and environmental remediation // *RSC Adv*. 2025. V. 15. No. 43. P. 36534–36595. doi: 10.1039/d5ra04307g
3. Vinogradova K.I. Reclamation of disturbed lands by agrarian industry wastes // *Natural sciences: current issues and social challenges: materialy IV Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii*. Astrakhan: Izdatelskiy dom “Astrakhanskiy universitet”, 2021. P. 69–75 (in Russian).
4. Golubev I.G., Shvanskaya I.A., Konovalenko L.Yu., Lopatnikov M.V. Waste recycling in agriculture. Moskva: FGBNU “Rocinformagrotekh”, 2011. 296 p. (in Russian)
5. Zamotaev I. V., Gracheva R.G., Mikheev P.V., Konopliyanikova Yu.V. Formation and transformation of soils

in the areas of sugar industry waste disposal (review) // Pochvovedenie. 2022. No. 8. P. 949–961 (in Russian). doi: 10.31857/S0032180X22080159

6. Slavyansky A.A., Mitroshina D.P., Gribkova V.A., Ermolaev V.A., Bondarchuk O.N. Beet pulp of sugar production and prospects for its use // Vestnik of MSTU. 2023. V. 26. No. 3. P. 292–303 (in Russian). doi: 10.21443/1560-9278-2023-26-3-292-303

7. Starodubtsev D.A. Beet tops and beet pulp // Production and processing of agricultural products: materialy VIII mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Voronezh: Voronezhskiy gosudarstvennyy agrarnyy universitet im. Imperatora Petra I, 2022. P. 198–203 (in Russian).

8. Dobruk E.A., Taras A.M., Verttinskaya O.V., Yarosh A.E. Efficiency of feed mix usage based on sugar beet pulp in the nutriment of cattle // Agriculture – problems and prospects: sbornik nauchnykh trudov. Grodno: Grodnenskiy gosudarstvennyy agrarnyy universitet, 2017. P. 24–36 (in Russian).

9. Zobova S.N., Ostrikov A.N., Frolova L.N., Kopylov M.V., Bogomolov I.S. Influence of technological modes on changes in the composition of beet pulp during its processing at the Borinsky sugar plant // Vestnik VGUIT. 2021. V. 83. No. 1. P. 71–77 (in Russian). doi: 10.20914/2310-1202-2021-1-71-77

10. Lesnov A.P. Processing of beet pulp into high-protein feed // Sugar. 2010. No. 8. P. 2–5 (in Russian).

11. Radchikov V.F., Tsay V.P., Gurin V.K., Kot A.N., Sapsaleva T.L. Beet pulp in cattle feeding // Sugar. 2010. No. 8. P. 2–5 (in Russian).

12. Schwab E.C., Schwab C.G., Shaver R.D., Girard C.L., Putnam D.E., Whitehouse N.L. Dietary forage and nonfiber carbohydrate contents influence B-vitamin intake, duodenal flow, and apparent ruminal synthesis in lactating dairy cows // J. Dairy Sci. 2006. V. 89. No. 1. P. 174–187. doi: 10.3168/jds.S0022-0302(06)72082-3

13. Beet pulp. Overview of foreign economic activity [Internet resource] https://aemcx.ru/wp-content/uploads/2024/06/obzor-ved_zhom-sveklovichnyj.pdf (Accessed: 21.05.2025)

14. Donchenko L.V., Lastkov D.O. On the relevance of deep processing of beet pulp in modern conditions // Sugar. 2023. No. 2. P. 40–45 (in Russian). doi: 10.24412/2413-5518-2023-2-40-45

15. Lemesh E.A., Gulakov A.N. Increasing the productivity and quality of milk from dairy cows through the use of probiotic feed additives in the diet // Vestnik Chuvash SAU. 2025. No. 1. P. 107–111 (in Russian). doi: 10.48612/vch/vxxd-vgnf-g2xd

16. Skrypka S.N., Shvetsov N.N., Chekhranova S.V., Nikolaev S.I., Vorontsova E.S., Ivanov A.V. The efficiency of using “Ultra” premix when feeding dairy cows // Proc. Lower Volga Agro-University Comp. 2025. No. 1(79). P. 348–355 (in Russian). doi: 10.32786/2071-9485-2025-01-36

17. Besarab G.V. The use of dry beet pulp, molasses, and defecate in the young cattle feeding // Aktualnye problemy intensivnogo razvitiya zhivotnovodstva. 2025. No. 28-1. P. 151–159 (in Russian).

18. Radchikov V.F., Ganushchenko O.F. Beet pulp in cattle feeding // Nashe selskoe khozyaystvo. 2025. No. 16. P. 18–21 (in Russian).

19. Sapsaleva T.L., Radchikova G.N., Glivanskiy E.O., Slozhenkina M.I., Izmaylovich I.B., Sadomov A.N., Sintserova A.M., Skripin P.V., Kozlikin A.V. Efficiency of using secondary sugar production products in cow diets // Engineering: theory and practice: materialy IV mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Pinsk: Poleskiy gosudarstvennyy universitet, 2024. P. 136–139 (in Russian).

20. Dudaev Sh.M. The influence of beet pulp on the dairy productivity of Montbilliard cows // Breakthrough scientific research as an engine of science in agriculture: materialy dokladov Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Groznyy: Chechenskiy gosudarstvennyy universitet imeni Akhmata Abdulkhamidovicha Kadyrova, 2024. P. 57–61 (in Russian). doi: 10.36684/140-1-2024-57-61

21. Azimova G.V., Yuferev R.A. Efficiency of using sugarbeet pulp in diets of highly productive cows // Agrarnaya Rossiya. 2024. No. 12. P. 6–8 (in Russian). doi: 10.30906/1999-5636-2024-12-6-8

22. Lamminen M., Halmemies-Beauchet-Filleau A., Pétursdóttir A.H., Qin N., Desnica N., Bell L., Gunnlaugsdóttir H., Honkanen A., Kokkonen T., Stergiadis S., Vanhatalo A. Effects of protein source and seaweed supplementation on mineral intake, milk mineral concentrations, and iodine transfer efficiency from feed to milk in lactating dairy cows // J. Dairy Sci. 2025. doi: 10.3168/jds.2025-26779

23. Malekkhahi M., Razzaghi A., Vyas D. Replacement of corn silage with shredded beet pulp and dietary starch concentration: Effects on performance, milk fat output, and body reserves of mid-lactation dairy cows // J. Dairy Sci. 2023. V. 106. No. 3. P. 1734–1745. doi: 10.3168/jds.2022-22415

24. Lyu J., Yang Z., Wang E., Liu G., Wang Y., Wang W., Li S. Possibility of using by-products with high NDF content to alter the fecal short chain fatty acid profiles, bacterial community, and digestibility of lactating dairy cows // Microorganisms. 2022. V. 10. No. 9. Article No. 1731. doi: 10.3390/microorganisms10091731

25. Mohsen M.K., Ali M.F., Gaafar H.M., Al-Sakka T.S., Aboelenin S.M., Soliman M.M., Dawood M.A.O. Impact of dry sugar beet pulp on milk production, digestibility traits, and blood constituents of dairy Holstein cows // Animals (Basel). 2021. V. 11. No. 12. Article No. 3496. doi: 10.3390/ani1123496

26. Peleki C., Kiosis E., Polizopoulou Z.S., Tsousis G., Fthenakis G.C., Giadinis N.D., Brozos C. Effect of sugar beet pulp and anionic salts on metabolic status and mineral homeostasis during the peri-parturient period of dairy sheep // Animals. 2023. V. 13. No. 2. Article No. 213. doi: 10.3390/ani13020213

27. Poli C.H.E.C., Thornton-Kurth K.J., Legako J.F., Bremm C., Hampel V.S., Hall J., Ipharraguerre I.R., Vilalba J.J. The effect of plant bioactive compounds on lamb performance, intake, gastrointestinal parasite burdens, and lipid peroxidation in muscle // *J. Anim. Sci.* 2021. V. 99. No. 1. Article No. skab009. doi: 10.1093/jas/skab009
28. Bai Y., Zhou X., Zhao J., Wang Z., Ye H., Pi Y., Che D., Han D., Zhang S., Wang J. Sources of dietary fiber affect the SCFA production and absorption in the hindgut of growing pigs // *Frontiers in Nutrition.* 2022. V. 8. Article No. 719935. doi: 10.3389/fnut.2021.719935
29. Feng L., Luo Z., Wang J., Wu K., Wang W., Liu Z., Wen J., Wang Z., Duns G.J., Ma X., Tan B. Effects of different ratios of soluble to insoluble dietary fiber on growth performance and intestinal health of piglets // *Anim. Nutr.* 2024. V. 18. P. 257–271. doi: 10.1016/j.aninu.2024.05.005
30. Huang S., Cui Z., Hao X., Cheng C., Chen J., Wu D., Luo H., Deng J., Tan C. Dietary fibers with low hydration properties exacerbate diarrhea and impair intestinal health and nutrient digestibility in weaned piglets // *J. Anim. Sci. Biotechnol.* 2022. V. 13. No. 1. Article No. 142. doi: 10.1186/s40104-022-00771-7
31. Badaras S., Ruzauskas M., Gruzauskas R., Zokaityte E., Starkute V., Klupsaite D., Mockus E., Klementaviciute J., Vadopalas L., Zokaityte G., Dauksiene A., Bartkevics V., Bartkiene E. Different creep compound feed formulations for new born piglets: influence on growth performance and health parameters // *Front. Vet. Sci.* 2022. V. 9. Article No. 971783. doi: 10.3389/fvets.2022.971783
32. Sharaskina O.G. Dietary feeding techniques for body weight control in horses with equine metabolic syndrome // *Veterinaria i kormlenie.* 2024. No. 6. P. 106–108 (in Russian). doi: 10.30917/ATT-VK-1814-9588-2024-6-24
33. Popova S.A., Skoptsova T.I. Modern approaches to horse feeding // *Izvestiya Velikolukskoy gosudarstvennoy selskokhozyaystvennoy akademii.* 2020. No. 1(30). P. 14–19 (in Russian).
34. Souza L.A., Hunka M.M., Rezende Júnior S.F., Silva C.J.F.L.D., Manso H.E.C.D.C.C., Simões J., Coelho C.S., Fazio F., Aragona F., Manso Filho H.C. Potential use of beet-pulp concentrate supplementation in athletic horse // *Heliyon.* 2024. V. 11. No. 1. Article No. e40961. doi: 10.1016/j.heliyon.2024.e40961
35. Ford T., McAdams Z.L., Townsend K.S., Martin L.M., Johnson P.J., Ericsson A.C. Effect of sugar beet pulp on the composition and predicted function of equine fecal microbiota // *Biology (Basel).* 2023. V. 12. No. 9. Article No. 1254. doi: 10.3390/biology12091254
36. Degtyar A.S., Levandovskaya A.V. Meat productivity and meat quality of rabbits using vitamin-mineral complexes // *Vestnik Donskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta.* 2025. No. 2(56). P. 88–94 (in Russian).
37. Kvartnikova E.G., Kosovskiy G.Yu., Krovina E.V. Features of feeding young rabbits // *Agrarian Bulletin of the Urals.* 2023. V. 23. No. 12. P. 74–82 (in Russian). doi: 10.32417/1997-4868-2023-23-12-74-82
38. Arce O., Alagón G., Ródenas L., Martínez-Paredes E., Moya V.J., Cervera C., Pascual J.J. Effect of dietary level of beet pulp, with or without molasses, on health status, growth performance, and carcass and digestive tract traits of rabbits // *Animals.* 2022. V. 12. No. 23. Article No. 3441. doi: 10.3390/ani12233441
39. Shatskikh E.V., Latypova E.N. Additives containing different phytobiotics in diets for layers // *Ptitsevodstvo.* 2025. No. 1. P. 30–36 (in Russian). doi: 10.33845/0033-3239-2025-74-1-30-36
40. Dolgov E.P., Kuzminova E.V., Semenenko K.A., Abramov A.A. Influence of Sorbidexyl on hematological blood parameters in broiler chickens with experimental mycotoxicosis // *Collection of Scientific Papers of KRCAHVM.* 2024. V. 13. No. 1. P. 284–288 (in Russian). doi: 10.48612/sbornik-2024-1-65
41. Kardel A.A., Kazemifard M., Rezaei M., Teimouri Yansari A. Broiler responses to dietary fibre sources at different ages: effects on growth performance, nutrient digestibility, blood parameters and intestinal morphology // *Vet. Med. Sci.* 2025. V. 11. No. 4. Article No. e70471. doi: 10.1002/vms3.70471
42. Khaustov V.N., Pilyukshina Ye.V. Use of dried beet chips in broiler-duckling nutrition // *Bulletin of Altai State Agricultural University.* 2014. No 1. P. 83–86 (in Russian).
43. Zaremba I., Grabowicz M., Biesek J. Effects of feeding silage of beet pulp or maize on the growth performance, meat quality, and production economics of broiler ducks // *Poult. Sci.* 2024. V. 103. No. 3. Article No. 103441. doi: 10.1016/j.psj.2024.103441
44. Bamedi A., Salari S., Baghban F. Changes in performance, cecal microflora counts and intestinal histology of Japanese quails fed diets containing different fibre sources // *Vet. Anim. Sci.* 2024. V. 25. Article No. 100386. doi: 10.1016/j.vas.2024.100386
45. Montserrat-Malagarriga M., Castillejos L., Salas-Mani A., Torre C., Martín-Ortíz S.M. The impact of fiber source on digestive function, fecal microbiota, and immune response in adult dogs // *Animals (Basel).* 2024. V. 14. No. 2. Article No. 196. doi: 10.3390/ani14020196
46. Le Bon M., Carvell-Miller L., Marshall-Jones Z., Watson P., Amos G. A novel prebiotic fibre blend supports the gastrointestinal health of senior dogs // *Animals (Basel).* 2023. V. 13. No. 20. Article No. 3291. doi: 10.3390/ani13203291
47. Finet S., He F., Clark L.V., de Godoy M.R.C. Functional properties of miscanthus fiber and prebiotic blends in extruded canine diets // *J. Anim. Sci.* 2022. V. 100. No. 4. Article No. skac078. doi: 10.1093/jas/skac078
48. Donadelli R.A., Dogan H., Aldrich C.G. The effects of fiber source on extrusion processing parameters and kibble characteristics of dry cat foods // *Transl. Anim. Sci.* 2020. V. 4. No. 4. Article No. txaa185. doi: 10.1093/tas/txaa185
49. Bayurov L.I., Mikheeva K.D. Comparative characteristics of dry foods of foreign production for adult

- cats // Scientific Journal of KubSAU. 2023. No. 3(192). P. 174–180. doi: 10.36718/1819-4036-2023-3-174-180
50. Novikova A.V. Beet pulp as a possible source of inhibitory substances of the human food chain // Bulliten KrasSAU. 2023. No. 3. P. 174–180 (in Russian). doi: 10.36718/1819-4036-2023-3-174-180
51. Ptak M., Skowrońska A., Pińkowska H., Krzywonos M. Sugar beet pulp in the context of developing the concept of circular bioeconomy // Energies. 2021. V. 15. Article No. 175.
52. Buryakov N.P. The role of by-products of sugar beet production in carbohydrate nutrition of animals // Sugar. 2023. No. 12. P. 44–51 (in Russian). doi: 10.24412/2413-5518-2023-12-44-51
53. Gruber T., Fliiegerová K., Terler G., Resch R., Zebeli Q., Hartinger T. Mixed ensiling of drought-impaired grass with agro-industrial by-products and silage additives improves the nutritive value and shapes the microbial community of silages // Grass and Forage Science 2024. V. 79. P. 179–197.
54. Chernikov A.M. Dried beet pulp production method // Patent RU 2542530. Application: 2013137985/13, 13.08.2013. Date of publication: 20.02.2015. Bull. 5 (in Russian).
55. Chernikov A.M. Method for production of dried beet pulp // Patent RU 2719156. Application: 2019110360, 08.04.2019. Date of publication: 17.04.2020. Bull. 11 (in Russian).
56. Kulneva N.G., Zhuravlev M.V., Zirka N.E. Study of the influence of thermochemical treatment of beet chips on the water-retaining capability of beet pulp // Innovative technologies in the food industry: science, education and production: VIII Mezhdunarodnaya nauchno-tekhnicheskaya konferentsiya. Voronezh: Voronezhskiy gosudarstvennyy universitet inzhenernykh tekhnologiy, 2023. P. 110–113 (in Russian).
57. Jeong I., Na S.W., Kang H.J., Park S.J., Jung D.J.S., Beak S.H., Lee J., Kim D.H., Kim H.J., Malekkhahi M., Ranaweera K.K.T.N., Baik M. Partial substitution of corn grain in the diet with beet pulp reveals increased ruminal acetate proportion and circulating insulin levels in Korean cattle steers // Animals (Basel). 2022. V. 12. No. 11. Article No. 1419. doi: 10.3390/ani1211419
58. Wilkowska A., Berłowska J., Nowak A., Motyl I., Antczak-Chrobot A., Wojtczak M., Kunicka-Styczyńska A., Binczarski M., Dziugan P. Combined yeast cultivation and pectin hydrolysis as an effective method of producing prebiotic animal feed from sugar beet pulp // Biomolecules. 2020. V. 10. No. 5. Article No. 724. doi: 10.3390/biom10050724
59. Liu B., Cui Y., Ali Q., Zhu X., Li D., Ma S., Wang Z., Wang C., Shi Y. Gut microbiota modulate rabbit meat quality in response to dietary fiber // Front. Nutr. 2022. V. 9. Article No. 849429. doi: 10.3389/fnut.2022.849429
60. Huang D., Wang J., Zhang L., Li Z., Liu Q. Effects of dietary fibers with different sources on cecal fermentation parameters and microflora amount of Fujian yellow rabbits // Chinese Journal of Animal Nutrition. 2019. V. 31. No. 1. P. 236–242 (in Chinese). doi: 10.3969/j.issn.1006-267x.2019.01.029
61. Boudra H., Rouillé B., Lyan B., Morgavi D.P. Presence of mycotoxins in sugar beet pulp silage collected in France // Anim. Feed Sci. Technol. 2015. V. 205. P. 131–135. doi: 10.1016/j.anifeeds.2015.04.010
62. Lopes P., Sobral M.M.C., Lopes G.R., Martins Z.E., Passos C.P., Petronilho S., Ferreira I.M.P.L.V.O. Mycotoxins' prevalence in food industry by-products: a systematic review // Toxins (Basel). 2023. V. 15. No. 4. Article No. 249. doi: 10.3390/toxins15040249
63. Ignatiev B.Yu. Possibilities of reducing the risks of microbiological contamination in the supply of beet pulp using organic acids // Sugar. 2018. No. 1. P. 34–35 (in Russian).
64. Sabetova L.A., Levina M.V. Perspective directions of secondary waste utilization sugar beet production // Technologies of the food and processing industry of the agroindustrial complex – healthy food products. 2017. No. 5. P. 132–141 (in Russian).
65. Balabanova M.Yu., Panov S.Yu., Marnov A.Yu. Research of technical solutions to environmental and energy problems during pyrolysis processing of large-tonnage solid organic waste // Vestnik VGUIT. 2025. V. 87. No. 1. P. 243–249 (in Russian). doi: 10.20914/2310-1202-2025-1-243-249
66. Borzenkov A.A. Problems of beet pulp use by sugar factories // Sugar. 2023. No. 11. P. 38–39 (in Russian). doi: 10.24412/2413-5518-2023-11-38-39
67. Ermolaev V.A. Secondary raw materials for sugar production and directions for its processing // Innovatsii i prodovolstvennaya bezopasnost. 2024. No. 1. P. 87–94 (in Russian). doi: 10.31677/2314-0651-2023-43-1-87-94
68. Gurin A.G., Rezvyakova S.V. Analysis of the economic efficiency of using sugar production waste in spring wheat crops // Innovations in agriculture: problems and prospects. 2020. No. 2. P. 162–168 (in Russian).
69. Kozhukhova T.S. Changes in yield and agrochemical properties of the soil when using unconventional organic fertilizers on spring barley crops // Bulletin of agrarian science. 2023. No. 2. P. 189–194 (in Russian). doi: 10.17238/issn2587-666X.2023.2.189
70. Makarkin A.A., Khamitov L.A., Gorkova I.V., Kostromicheva E.V., Popova A.Yu., Yakovleva I.V. Prospects for obtaining biofertilizers based on lignocellulose waste from the agro-industrial complex // Innovative technologies for the production of competitive, environmentally friendly livestock products: materialy mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Chita: ZabAI, 2024. P. 308–312 (in Russian).
71. Jiménez-Islas D., Pérez-Romero M.E., Ventura-Cruz I., Flores-Romero M.B. Sugar beet pulp and research efforts to diversify its use // Sugar beet cultivation, management and processing / Eds. V. Misra, S. Srivastava,

A.K. Mall. Singapore: Springer, 2022. doi: 10.1007/978-981-19-2730-0_47

72. Paćzka G., Garczyńska M., Mazur-Paćzka A., Podolak A., Szura R., Skoczko I., Kostecka J. Vermicomposting of sugar beet pulp using *Eisenia fetida* (Sav.) earthworms // Annual Set the Environment Protection. 2018. V. 20. P. 588–601.

73. Melnikova A.S., Kostriukova N.V., Elizarev A.N., Sultanova D.S. Method of producing vermicompost from sugar production wastes // Patent RU 2840004 C1. Application: 2024129971, 04.10.2024. Date of publication: 15.05.2025. Bull. 14 (in Russian).

74. Sultanova D.S., Kostriukova N.V., Nasyrova E.S., Melnikova A.S., Akhtiamova P.R. Method of producing biocompost from sugar production wastes // Patent RU 2842538 C1. Application: 2024139332, 25.12.2024. Date of publication: 30.06.2025. Bull. 19 (in Russian).

75. Nikiforova T.E., Gabrin V.A., Razgovorov P.B. Peculiarities of sorption of heavy-metal ions by polysaccharide and polyamide biopolymers // Prot. Met. Phys. Chem. Surf. 2023. V. 59. No. 3. P. 313–324. doi: 10.1134/S2070205123700363

76. Vurasko A.V., Simonova I.E., Minakova A.R. Sorption materials on the basis of technical cellulose from straw and rice husk // Izvestia Sankt-Peterburgskoj lesotekhnicheskoy akademii. 2019. No. 226. P. 139–154 (in Russian).

77. Gérente C., du Mensil P.C., Andrès Y., Thibault J.F., Cloiree P.L. Removal of metal ions from aqueous solution on low cost natural polysaccharides: sorption mechanism approach // React. Funct. Polym. 2000. V. 46. P. 135–144. doi: 10.1016/S1381-5148(00)00047-X

78. Muratova A.R., Kostriukova N.V. Analysis of sorbents for oil spill response // Russia and the world community: problems of demography, ecology and public health: sbornik statey VII Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Penza: Penzenskiy gosudarstvennyy agrarnyy universitet, 2024. P. 154–159 (in Russian).

79. Kostriukova N.V., Melnikova A.S., Platonova A.I. Analysis of sorbing characteristics of modified sugar production waste // Vestnik NTsBZhD. 2022. No. 3(53). P. 108–116 (in Russian).

80. Ulanova D.E., Zhitin Yu.I., Stekolnikova N.V. The effect of beet pulp and distillery stillage on the functioning of agrocoenosis in the central chernozem region // Vestnik of Voronezh State Agrarian University. 2015. No. 4. P. 27–33 (in Russian).

81. Meshcheryakov S.V., Eremin I.S., Sidorenko D.O., Kotelev M.S., Zaitseva E.A., Lavrentiev A.E. Obtaining of sorbing material based on sugar beet pulp // Environmental protection in oil and gas complex. 2019. No. 6. P. 10–16 (in Russian). doi: 10.33285/2411-7013-2019-6(291)-10-16

82. Ryabinina E.I., Andreeva N.A., Nikitina T.N., Zotova E.E. The evaluation of the dried beet pulp detoxic properties based on the model experiments // Proceedings of Voronezh State University. Series: Chemistry. Biology. Pharmacy. 2018. No. 2. P. 49–56 (in Russian).

83. Dronnet V.M., Renard C.M.G.C., Axelos M.A.V., Thibault J.-F. Binding of divalent metal cations by sugar-beet pulp // Carbohydr. Polym. 1997. V. 34. No. 1–2. P. 73–82. doi: 10.1016/S0144-8617(97)00055-6

84. Reddad Z., Gérente C., Andrès Y., Le Cloirec P. Lead removal by a natural polysaccharide in membrane reactors // Water Sci. Technol. 2004. V. 49. No. 1. P. 163–170.

85. Aksu Z., İsoğlu İ.A. Removal of copper(II) ions from aqueous solution by biosorption onto agricultural waste sugar beet pulp // Process Biochem. 2005. V. 40. P. 3031–3044

86. Pehlivan E., Yanik B.H., Ahmetli G., Pehlivan M. Equilibrium isotherm studies for the uptake of cadmium and lead ions onto sugar beet pulp // Bioresour. Technol. 2008. V. 99. No. 9. P. 3520–3527. doi: 10.1016/j.biortech.2007.07.052

87. Kuznetsova T.A., Pestov N.A., Revin V.V. Study of the adsorption properties of plant cellulose with respect to nickel ions // Chemistry of plant raw material. 2020. No. 2. P. 307–314 (in Russian). doi: 10.14258/jcprm.2020026573

88. Shaikhieva K.I., Stepanova S.V., Shaikhiev I.G., Sverguzova S.V. Use of native and modified samples of sugar beet pulp (*Beta vulgaris*) as sorption materials to remove pollutants from water environments // Chemistry of plant raw material. 2024. No. 3. P. 49–70 (in Russian). doi: 10.14258/jcprm.20240313555

89. Lisichkin G.V., Kulakova I.I. Elimination of emergency oil spills: state of the art and problems // Russian Journal of Applied Chemistry. 2022. V. 95. No. 9. P. 1263–1289. doi: 10.1134/s1070427222090014.

90. Dzhabrailova Kh.S., Aleskerova L.E., Shapiro T.N., Lobakova E.S., Dedov A.G. Biocomposite materials for oil spill response in the arctic conditions // Environmental protection in oil and gas complex. 2024. No. 5. P. 6–17 (in Russian).

91. Grosheva S.V., Tikhonova I.O. The potential of using large-tonnage organic waste in the bioremediation of oil-contaminated soils // II Lavyorov Readings. Arctic: current issues and challenges: sbornik nauchnykh materialov Vserossiyskoy konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem. Arkhangelsk: JSC “Tipografiya No. 2”, 2023. P. 386–388 (in Russian).

92. Grosheva S.V., Shlapak S.A., Tikhonova I.O. New sorbents from large-tonnage agro-industrial waste // Waste processing technologies to produce new products: materialy VI Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Kirov: Vyatka State University, 2024. P. 43–46 (in Russian).

93. Grosheva S.V., Tikhonova I.O. Method of producing sorbent from granulated beet pulp // Patent RU 2821395 C1. Application: 2023135150, 26.12.2023. Date of publication: 24.06.2024. Bull. 18 (in Russian).

94. Mata Y.N., Blázquez M.L., Ballester A., González F., Muñoz J.A. Sugar-beet pulp pectin gels as biosorbent for heavy metals: preparation and determination of biosorption

- and desorption characteristics // Chem. Eng. J. 2009. V. 150. No. 2–3. P. 289–301. doi: 10.1016/j.cej.2009.01.001
95. Shaikhiev I.G., Stepanova S.V., Shaikhiya K.I., Mavlebaeva A.I. Investigation of waste from sugar beet processing as a sorption material of mineral oils // Herald of Technological University. 2015. V. 18. No. 17. P. 258–261 (in Russian).
96. Ivanova E.A., Lobakova E.S., Idiatulov R.K., Shapiro T.N., Sandzhieva D.A., Kuznetsova O.V., Zaitseva Yu.N., Dzhabrailova Kh.S., Dedov A.G. Biocomposite materials for purification of aqueous media contaminated with hydrocarbons // Pet. Chem. 2019. V. 59. P. 420–426. doi: 10.1134/S096554411904008X
97. Lazareva A.M., Grosheva S.V., Tikhonova I.O. Prospects for deriving carbonizates from large-tonnage organic wastes // Uspekhi v khimii i khimicheskoy tekhnologii. 2023. V. 37. No. 12. P. 98–101 (in Russian).
98. Kulikova N.V., Grosheva S.V., Tikhonova I.O. Lysimetric characterization of potential structurators for bioremediation // Uspekhi v khimii i khimicheskoy tekhnologii. 2022. V. 36. No. 12. P. 126–128 (in Russian).
99. Muratova A.Y., Panchenko L.V., Dubrovskaya E.V., Lyubun' E.V., Golubev S.N., Sungurtseva I.Yu., Zakharevich A.M., Biktasheva L.R., Galitskaya P.Yu., Turkovskaya O.V. Bioremediation potential of biochar-immobilized cells of *Azospirillum brasilense* // Microbiology. 2022. V. 91. P. 514–522. doi: 10.1134/S0026261722601336
100. Mu Y.Q., Song J.B., Zhao M., Ren P., Liu H.Y., Huang X. Integrative omics analysis of plant-microbe synergies in petroleum pollution remediation // PeerJ. 2025. V. 13. Article No. e19396. doi: 10.7717/peerj.19396
101. Grosheva S.V., Tikhonova I.O. Best environmental practices in bioremediation of oil-contaminated lands // Environmental problems of industrial cities: sbornik nauchnykh trudov 11 mezhdunarodnoy konferentsii. Saratov: Amirit JSC, 2023. P. 128–130 (in Russian).
102. Lundin T., Karisalmi K., Sojakka H. Method for production of paper or cardboard // Patent RU 2754187 C2. Application: 2019134418, 29.03.2018. Date of publication: 30.08.2021. Bull. 25 (in Russian).
103. Revin V.V., Pestov N.A. Method of producing pectin and cellulose from beet pulp // Patent RU 2580884 C1. Application: 2014154069/13, 29.12.2014. Date of publication: 10.04.2016. Bull. 10 (in Russian).
104. When sugar beets pack sugar [Internet resource] <https://packaging-journal.de/english-2022-07-crown-van-gelder/> (Accessed: 16.08.2025)
105. Nemenushchaya L.A., Manokhina A.A. Ecological technologies of recycling vegetable raw materials // Tekhnika i oborudovanie dlya sela. 2023. No. 8(314). P. 30–35 (in Russian). doi: 10.33267/2072-9642-2023-8-30-35
106. Kuzmin A.M., Radaikina E.A. Biodegradable polymer composition for packaging purposes // Patent RU 2805927 C1. Application: 2023110651, 25.04.2023. Date of publication: 24.10.2023. Bull. 30 (in Russian).
107. Drannikov A.V., Shakhov S.V., Erofeevskaya M.O., Sukhanov P.M. Method for production of biodegradable package from secondary material resources of food production // Patent RU 2745895 C1. Application: 2020112260, 26.03.2020. Date of publication: 02.04.2021. Bull. 10 (in Russian).
108. Vodyakov V.N., Shabarin A.A., Shabarin A.A., Kuzmin A.M. Polymer composition for producing biodegradable articles // Patent RU 2714887 C1. Application: 2016124877, 21.06.2016. Date of publication: 31.08.2017. Bull. 25 (in Russian).
109. Kirsh I.A., Beznaeva O.V., Bannikova O.A., Ananov V.V., Korovikova I.A., Romanova V.A., Sdobnikova O.A., Tveritnikova I.S. Biologically degradable polymer composition // Patent RU 2714887 C1. Application: 2018141075, 22.11.2018. Date of publication: 20.02.2020. Bull. 5 (in Russian).
110. Pavlovskaya N.E., Gorkova I.V., Gavrilova A.Yu., Gagarina I.N. Study of the effect of composite fillers on the rheological properties of polymers to create a biodegradable film // Ecology and Industry of Russia. 2020. V. 24. No. 3. P. 29–33 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2020-3-29-33
111. Hassan E., Fadel S., Abou-Elseoud W., Mahmoud M., Hassan M. Cellulose nanofibers/pectin/pomegranate extract nanocomposite as antibacterial and antioxidant films and coating for paper // Polymers. 2022. V. 14. No. 21. Article No. 4605. doi: 10.3390/polym14214605
112. Liu L., Fishman M.L., Hicks K.B., Liu C.K. Biodegradable composites from sugar beet pulp and poly(lactic acid) // J. Agric. Food Chem. 2005. V. 53. No. 23. P. 9017–9022. doi: 10.1021/jf058083w
113. Nikiforova T.E., Guzenko O.A. Composition for producing biodegradable polymer material and biodegradable polymer material on its basis // Patent RU 2 796 732 C1. Application: 2022120925, 01.08.2022 Date of publication: 29.05.2023 Bull. 16 (in Russian).
114. Malinkina O.N., Papkina V.Yu., Shipovskaya A.B. Composition for obtaining biodegradable polymer material and biodegradable polymer material on its basis // Patent RU 2669865 C1. Application: 2017136410, 16.10.2017. Date of publication: 16.10.2018. Bull. 29 (in Russian).
115. Liu B., Zhang J., Liu L., Hotchkiss A.T. Preparation and properties of water and glycerol-plasticized sugar beet pulp plastics // J. Polym. Environ. 2011. V. 19. P. 559–567. doi: 10.1007/s10924-011-0322-4
116. Serizawa R., Milotskyi R., Iwata S., Fujie T., Wada N., Takahashi K. Synthesis and characterization of thermoplastic resin from sugar beet polysaccharides via one-step transesterification // Carbohydr. Polym. 2025. V. 15. No. 352. Article No. 123224. doi: 10.1016/j.carbpol.2025.123224
117. Tomaszewska J., Bieliński D., Binczarski M., Berłowska J., Dziugan P., Piotrowski J., Stanishevsky A., Witońska I.A. Products of sugar beet processing as raw materials for chemicals and biodegradable polymers //

RSC Adv. 2018. V. 8. No. 6. P. 3161–3177. doi: 10.1039/C7RA12782K

118. Usmani Z., Sharma M., Diwan D., Tripathi M., Whale E., Jayakody L.N., Moreau B., Thakur V.K., Tuohy M., Gupta V.K. Valorization of sugar beet pulp to value-added products: A review // *Bioresour. Technol.* 2022. V. 346. Article No. 126580. doi: 10.1016/j.biortech.2021.126580

119. Penkin A.L., Ruppel' Ye.A., Vorob'yov A.A., Sobolev A.A., Novoselsky I.Yu. On the influence of fuel bioethanol on the operational properties of transport engines // *Proceedings of Petersburg Transport University.* 2023. V. 20. No. 4. P. 1027–1033. doi: 10.20295/1815-588X-2023-4-1027-1033.

120. Rezić T., Oros D., Marković I., Kracher D., Ludwig R., Šantek B. Integrated hydrolyzation and fermentation of sugar beet pulp to bioethanol // *J. Microbiol. Biotechnol.* 2013. V. 23. P. 1244–1252. doi: 10.4014/jmb.1210.10013

121. Shvechikova A. Waste will find a way out [Internet resource] <https://www.kommersant.ru/doc/7958532?ysclid=mgz54ghk2t479353234> (Assessed: 20.08.2025)

122. Mansurov R.E. Capacity of sugar beet subcomplex for biogas production from beet pulp in Tula Region // *Agrarian science.* 2018. No. 9. P. 57–62 (in Russian).

123. Mansurov R.E. Feasibility study of biogas production in the sugar beet subcomplex of the Nizhny Novgorod Region // *Vestnik of Lobachevsky state university of Nizhni Novgorod. Series: Social sciences.* 2018. No. 4. P. 23–29 (in Russian).

124. Mansurov R.E., Zasedova A.A. Prospects for the development of the sugar beet sub-complex of the republic of Bashkortostan through the modernization of sugar production using biogas plants // *PNRPU sociology and economics bulletin.* 2019. № 1 P. 279–295 (in Russian). doi: 10.15593/2224-9354/2019.1.23

125. Harb E., Maalouf C., Bliard C., Tenpierik M., Lachi M., Bogard F., Polidori G. Thermal performance of starch/beet-pulp composite bricks for building insulation at a wall scale // *Case Studies in Construction Materials.* 2023. V. 18. Article No. e01851. doi: 10.1016/j.cscm.2023.e01851

126. Borysiuk P., Jencyk-Tolloczko I., Auriga R., Kordzikowski M. Sugar beet pulp as raw material for particleboard production. // *Ind. Crop. Prod.* 2019. V. 141. Article No. 111829. doi: 10.1016/j.indcrop.2019.111829

127. Chojnacki J., Kielar J., Kukiełka L., Najser T., Pachuta A., Berner B., Zdanowicz A., Frantík J., Najser J., Peer V. Batch pyrolysis and co-pyrolysis of beet pulp and wheat straw // *Materials.* 2022. V. 15. Article No. 1230. doi: 10.3390/ma15031230

128. Selinger J., Meinander K., Wilson B.P., Abbas Q., Hummel M., Spirk S. Sweet side streams: sugar beet pulp as source for high-performance supercapacitor electrodes // *ACS Omega.* 2024. V. 9. No. 4. P. 4733–4743. doi: 10.1021/acsomega.3c07976

129. Our processes result in almost zero waste [Internet resource] <https://www.britishsugar.co.uk/about-sugar/co-products> (Assessed: 20.08.2025)

Способы восстановления земель, нарушенных при размещении буровых шламов: обзор существующих подходов

© 2025. А. А. Перевощикова^{1,2}, аспирант, м. н. с.,

Р. Д. Перевощиков², вед. инженер, А. А. Сурков¹, к. т. н., доцент,

Л. В. Рудакова¹, д. т. н., профессор,

¹Пермский национальный исследовательский политехнический университет,
614990, Россия, г. Пермь, Комсомольский проспект, д. 29,

²Пермский государственный национальный исследовательский университет,
614068, Россия, г. Пермь, ул. Генкеля, д. 4,

e-mail: aaperevoshchikova@yandex.ru

В обзоре рассмотрена проблема размещения буровых шламов на дневной поверхности и их воздействия на окружающую среду. Отдельное внимание уделено негативному воздействию буровых шламов на почвенный покров и способам восстановления нарушенных земель. В состав бурового шлама в основном входят нефть и нефтепродукты (до 7%), минеральные соли (до 16,8%), соединения тяжёлых металлов (до 6%). Потенциальное загрязняющее действие на окружающую среду обусловлено малоопасными свойствами компонентов бурового раствора. Однако наибольшее воздействие на окружающую среду могут оказывать содержащиеся в буровом шлеме ионы водорастворимых солей (хлориды, сульфаты, натрий), меньше – нефтепродукты и тяжёлые металлы. Загрязнение буровыми шламами приводит к нарушению экологического равновесия в почвенном биоценозе, угнетению растительности и трансформации ландшафтов. В целом проблема восстановления земель, нарушенных при размещении буровых шламов, является наиболее актуальной для территорий Западной Сибири. Обсуждаются различные подходы к восстановлению земель: внесение минеральной добавки, выравнивание слоёв и посев семян многолетних культур, производство техногенного грунта с последующим посевом культур-фитомелиорантов, использование гуминоминерального мелиоранта, использование сорбентов и геотуб, применение биологических методов. Недостатками описанных подходов является экономическая неэффективность и транспортная недоступность при поставке некоторых материалов и ресурсов. Однако создание искусственных почвогрунтов с применением биологических методов в комплексе с агротехническими приёмами способствует запуску почвообразовательных процессов, что позволит снизить техногенную нагрузку на окружающую среду и восстановить нарушенные земли и экосистемы с минимальными капитальными затратами. Тем самым, буровой шлам может являться минеральной почвообразующей породой для развития «молодых» почв и формирования устойчивых фитоценозов, поскольку содержит необходимые для растений микроэлементы, и в основе является алюмосиликатным материалом, на котором формируется большинство природных почв.

Ключевые слова: добыча нефти, буровой шлам, нарушенные территории, рекультивация, почвообразование.

Methods of restoring lands disturbed by drill cuttings disposal: current approaches review

© 2025. А. А. Perevoshchikova^{1,2}

R. D. Perevoshchikov²

A. A. Surkov¹

L. V. Rudakova¹

ORCID: 0000-0003-1769-7740^{*}

ORCID: 0000-0001-6451-8202^{*}

ORCID: 0000-0001-7756-2683^{*}

ORCID: 0000-0003-3292-8359^{*}

¹Perm National Research Polytechnic University,
29, Komsomolskiy Ave., Perm, Russia, 614990,

²Perm State National Research University,
4, Genkel St., Perm, Russia, 614068,

e-mail: aaperevoshchikova@yandex.ru

This review explores the issue of surface placement of drill cuttings waste (DC) and its environmental consequences. Special focus is given to the DC detrimental effects on soils and methods for disturbed lands restoring. The DC contains oil and oil products (up to 7%), mineral salts (up to 16.8%), and heavy metal compounds (up to 6%). The risk of environmental pollution arises from the low-hazard nature of the DC components. However, the water-soluble

salts ions (chlorides, sulfates, sodium) can greatly affect the environment, while petroleum products and heavy metals have less effect. DC pollution leads to disturbance of the ecological balance in the soil biocenosis, vegetation depression and landscape transformation. The challenge of restoring lands affected by DC disposal is the most urgent for Western Siberia. Therefore, this review examines various approaches to such lands restoration. The methods involve the mineral additives as well as humic-mineral ameliorants applying, leveling layers and sowing perennial crop seeds, the production of man-made soil followed by the phytomeliorant plants sowing, sorbents and geotubes application, as well as biological methods implementation. The drawbacks of the above mentioned approaches include economic inefficiency and transport inaccessibility in the supply of certain materials and resources. However, the creation of artificial soils through biological methods in conjunction with mineral fertilizers and sandy soil facilitates the initiation of soil-forming processes, ultimately alleviating the anthropogenic burden on the environment and restoring disturbed lands and ecosystems with minimal financial cost. Thus, DC can be a mineral soil-forming rock for the development of “young” soils and the formation of stable phytocenoses, since it contains trace elements necessary for plants, and is based on an aluminosilicate material on which most natural soils are formed.

Keywords: oil production, drill cuttings, disturbed lands, reclamation, soil formation.

С ростом промышленного производства увеличивается потребление минеральных ресурсов, что приводит к увеличению объёмов образующихся отходов и возникновению экологических проблем. Углеводороды занимают ведущую позицию в мировом энергетическом секторе среди других источников энергии [1]. Ископаемые виды топлива, такие как нефть и природный газ, остаются основными составляющими энергопотребления. Нефть занимает лидирующие позиции на мировом рынке топлива, её добывают в 80 странах мира [2]. По данным статистических обзоров мировой энергетики, составляемых ежегодно компанией British Petroleum, в 2023 г. мировая добыча нефти достигла рекордного уровня – около 96 млн баррелей в сутки [3]. Лидерами по добычи нефти в 2023 г. стали США – 827,1 млн т, Россия – 544,7 млн т и Саудовская Аравия – 531,7 млн т [3].

На территории Российской Федерации выделяется несколько крупных нефтедобывающих районов: Западная и Восточная Сибирь, Поволжье и Северный Кавказ [4]. Предприятия нефтегазового комплекса в процессе добычи сырья образуют многотоннажные отходы при бурении и обслуживании скважин [4–7]. Например, на территории Западной Сибири, где добывается около 40% нефти в России, ежегодно образуется более 100 тыс. т буровых отходов [4].

Исследования показывают, что при разработке сланцевой нефти в США каждая горизонтальная скважина образует около 113 млн т бурового шлама (БШ) [8]. Данные Американского нефтяного института свидетельствуют о том, что на каждый фут бурения приходится в среднем 1,2 барреля отходов [9].

Буровые отходы состоят из сточных, пластовых вод, тампонажных, буровых растворов и БШ [4]. В среднем отходы бурения состоят из 50% твёрдого вещества и 50% жидкости

[9]. Буровые шламы представляют собой измельчённые горные породы, которые выносятся на поверхность буровыми растворами. По данным исследований, ежегодно в мире образуется около 1,5–2,5 млн т буровых отходов [10], при этом в России этот показатель достигает 300–500 тыс. т [4].

В России основные объёмы отходов нефтегазодобычи концентрируются в четырёх ключевых регионах, таких как Ханты-Мансийский автономный округ-Югра (ХМАО-Югра) – 4,728 млн т, Ямало-Ненецкий автономный округ (ЯНАО) – 1,16 млн т, Республика Татарстан – 0,728 млн т и Республика Башкортостан – 0,322 млн т [6].

Исторически сложилось так, что БШ утилизируют наиболее доступными и экономически выгодными способами, что привело к размещению большого количества отходов в резервных накопителях [11]. В настоящее время БШ размещают на поверхности в шламовые амбары. В ХМАО-Югре, например, находится 2700 шламовых амбаров [6]. Несмотря на существующие в настоящее время разработки по использованию БШ в строительной отрасли (например, в производстве стройматериалов или дорожных покрытий), спрос на этот вторичный продукт остаётся низким. Как показывают исследования [12–14], только 15–20% образующихся БШ подвергаются переработке, что связано с рядом факторов: удалённость месторождений (в среднем 500–1000 км от перерабатывающих центров, что увеличивает логистические расходы); технологические ограничения – нестабильный состав БШ; экономические факторы – себестоимость переработки в 2–3 раза превышает стоимость захоронения [15], отсутствие развитой инфраструктуры в регионах добычи.

Учитывая миллионы тонн уже накопленных и вновь образующихся БШ, техногенная нагрузка на окружающую среду (ОС) остаётся

высокой [16]. Это связано с тем, что БШ состоят как из относительно безопасных, так и из токсичных компонентов; последние являются опасными для ОС и здоровья человека [17]. Длительное накопление БШ на поверхности приводит к структурной и химической деградации почвенного покрова, включая уменьшение мощности гумусного слоя, ухудшение агрофизических свойств и угнетение почвенной микробиоты. Тем самым, большое количество факторов, ограничивающих использование БШ, и высокий уровень техногенной нагрузки на ОС заставляют искать дополнительные эколого-экономические решения по утилизации БШ, в том числе, их вовлечения в биологический круговорот в качестве почвообразующей породы.

Таким образом, цель работы – систематизация информации о подходах к восстановлению земель, нарушенных при размещении БШ, и обоснование возможности интеграции шламов в природные экосистемы.

Объекты и методы исследования

При проведении систематического обзора были использованы различные электронные библиографические базы данных elibrary.ru, CyberLeninka, поисковые системы по научным публикациям Академия Google, ScienceDirect, MDPI, Springer Nature Link. Поиск патентов проводили через сервис Google patents, Яндекс патенты. Для систематизации информации использовали литературные источники без ограничений по времени и типу публикации. В настоящем обзоре источники отбирались по ключевым словам «добыча нефти», «буровые отходы», «шламовые амбары», «техногенное почвообразование», «техногенное засоление», «нефте-солевая нагрузка на окружающую среду», «drilling fluid waste», «utilization drilling fluids», «waste management».

Образование, состав и свойства буровых шламов

Буровые шламы содержат те же химические вещества, что и горные породы, и буровые растворы [16, 17], и представляют собой сложную многокомпонентную смесь, включающую: твёрдую фазу – частицы горных пород, глинистые минералы (монтмориллонит, каолинит, иллит), барит ($BaSO_4$), остатки полимерных добавок; органические компоненты – углеводороды, остатки буро-

вых растворов на нефтяной основе; тяжёлые металлы (Pb, Cd, Hg, Cr, Ni, Zn), источником которых являются как горные породы, так и химические реагенты; водорастворимые ионы (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}), мигрирующие из пластовых вод и буровых растворов. Состав БШ значительно варьирует в зависимости от геологии месторождения, технологии бурения и типа бурового раствора [12, 13, 18]. Однако, в среднем в состав БШ входят нефть и нефтепродукты (до 7%), минеральные соли (до 16,8%), соединения тяжёлых металлов (до 6%) [5]. Кроме того, вместе с БШ происходит вынос на поверхность естественных радионуклидов [19].

Свойства БШ определяются их составом, происхождением и технологией бурения. Их можно разделить на физические, химические и технологические, которые определяют как их потенциальную полезность, так и экологическую опасность. Физические свойства включают гранулометрический состав с преобладанием частиц 0,1–100 мкм [17], влажность 15–40% и плотность 1,8–2,5 г/см³, обусловленную минеральными компонентами. Химические свойства характеризуются наличием полезных компонентов (минеральная основа SiO_2 , Al_2O_3 , $CaCO_3$, элементы питания растений Ca, Mg, K, P), высокой буферной ёмкостью и значениями pH 7–9 [18], а также присутствием опасных загрязнителей, включая нефтепродукты (1–25%), тяжёлые металлы (до 500 мг/кг Pb, Cd, Hg [17, 18, 20]) и соли (3–15 г/кг). Технологические свойства, такие как низкая фильтрационная способность (10^{-5} – 10^{-7} см/с) и термическая устойчивость (разложение при 150–300 °C), влияют на методы переработки. Экологические свойства обуславливают как риски (токсичность, миграция загрязнений, долговременное воздействие), так и потенциальные возможности использования шламов после детоксикации [18].

Однако стоит учитывать тот факт, что свойства БШ определяются многими факторами внешней среды и способны изменяться с течением времени [5], поскольку шламовые амбары расположены на дневной поверхности [21] (рис. 1).

Таким образом, БШ на 60–85% состоят из алюмосиликатов (монтмориллонит, каолинит, иллит) – минералов, являющихся компонентами плодородных природных почв [22]. Буровые шламы содержат макроэлементы питания растений Ca – 1,2–4,5%, Mg – 0,3–1,8%, микроэлементы (Fe, Zn, Cu) в биодоступных



Рис. 1. Опытно-промышленный участок шламового амбара в Ханты-Мансийском автономном округ-Югре, октябрь 2024 года
Fig. 1. Experimental and industrial site of a waste pit in the Khanty-Mansi Autonomous Okrug- Yugra, October 2024

формах [23]. Кроме того, данные рентгенофлуоресцентного анализа показали, что в 92% проб БШ содержание тяжёлых металлов не превышало ПДК при $pH > 6,5$ [24].

Экологическое воздействие буровых шламов

На территории России крупнейшие месторождения углеводородного сырья находятся в Западной и Восточной Сибири, а также Тимано-Печорском нефтяном регионе. Наибольшие объёмы нефтедобычи приходятся на территорию ХМАО-Югра [25] и на территорию ЯНАО [26], т. е. на уязвимые лесоболотные ландшафты.

Согласно государственному реестру объектов размещения отходов (ГРОО) [27], с 2014 по 2024 гг. на территории ХМАО-Югра было зарегистрировано 855 объектов размещения буровых отходов (шламовые амбары, шламонакопители), на территории ЯНАО – 197. На рисунке 2 представлены населённые пункты, в которых зарегистрировано наибольшее количество объектов размещения буровых отходов в период 2014–2024 гг. в ХМАО-Югре и в ЯНАО соответственно.

Согласно мнению некоторых исследователей, шламовые амбары оказывают техногенное влияние на все компоненты ОС: атмосферу, гидросферу, почвенный покров, флору и фауну, геологическую среду [28–32]. Загрязнение атмосферного воздуха происходит за счёт испарения лёгких фракций нефтепродуктов с поверхности шламового амбара [33]. Воздействие на подземные и поверхностные воды связано с качеством и надёжностью технического обустройства шламового амбара: изоляция может нарушиться вследствие повреждения гидроизоляционного слоя дна или обваловки, а также при повышении уровня грунтовых вод [33].

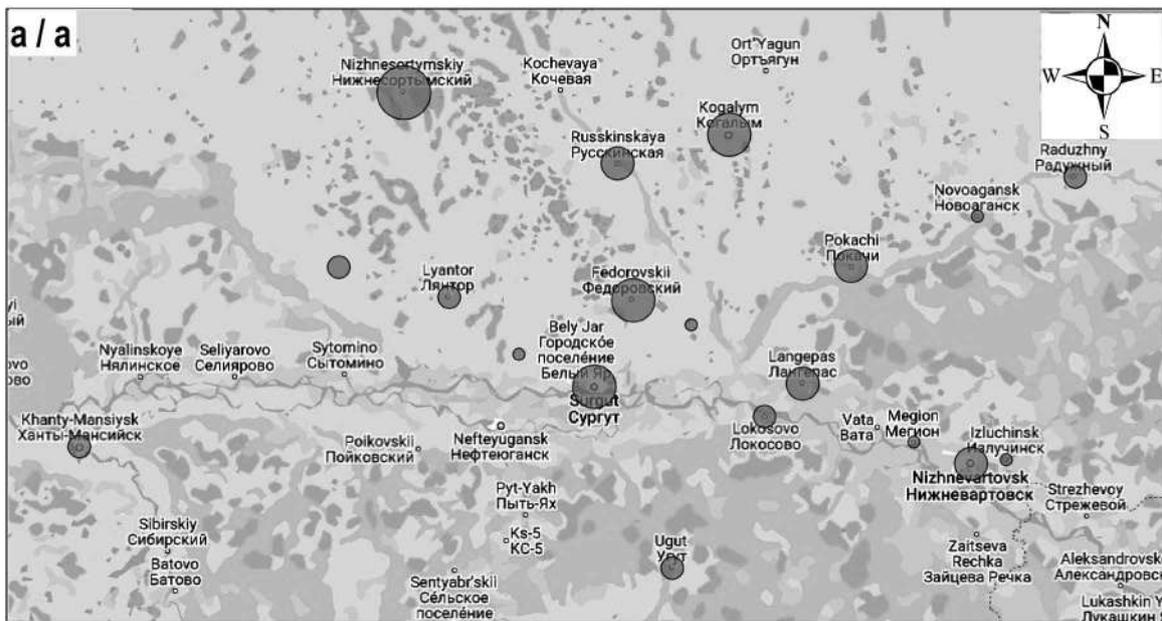
Отходы бурения оказывают наибольшее воздействие на почвенный и растительный покров. Загрязняющие вещества, попадая в почву, изменяют её структуру, минеральный состав, физико-химические свойства, ухудшают агрохимические показатели и значительно подавляют активность биоты [34, 35].

При оценке пригодности БШ для дальнейшей утилизации, вторичного использования, размещения или захоронения определяющую роль играет присутствие в их составе нефтяных углеводородов, токсичных компонентов и тяжёлых металлов [36]. Главная особенность БШ – очень высокая концентрация солей в рассолах (минерализация растворов достигает 70–100 г/л) [37, 38]. Хранение БШ на поверхности способствует развитию процессов техногенного засоления (техногенный галогенез) поверхностных и подземных вод, почв и грунтов [38].

Помимо углеводородного загрязнения и засоления, БШ также оказывают негативное влияние на почвенный покров при механическом воздействии: происходит уплотнение, снижение пористости и ухудшение аэрации почв вследствие высокой плотности (1,8–2,5 г/см³) и тонкодисперсного состава шламов [12, 17, 18]. При подщелачивании почв (pH 8–10) за счёт карбонатов ($CaCO_3$) и гидроксидов снижается доступность микроэлементов (Fe, Mn, Zn) для растений [20].

Подходы к восстановлению земель, нарушенных при размещении буровых шламов

Утилизация БШ зачастую является ресурсоёмким, трудоёмким и экономически неэффективным процессом, особенно в регионах с недостаточно развитой транспортной инфраструктурой и суровыми природно-

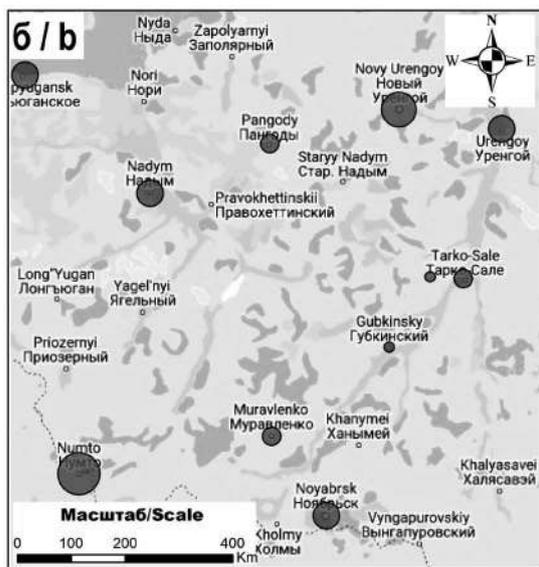


Количество объектов размещения буровых отходов
Number of drilling waste disposal facilities

Масштаб/Scale

0 50 100 200 Km

5 ● ● ● 114



Количество объектов размещения буровых отходов
Number of drilling waste disposal facilities

3 ● ● ● 13



Количество объектов размещения буровых отходов
Number of drilling waste disposal facilities

3 ● ● ● 45

Рис. 2. Места размещения буровых отходов в 2014–2024 гг. на территории Ханты-Мансийского автономного округа-Югра (а) и Ямало-Ненецкого автономного округа (б, в) [27]
Fig. 2. Drilling waste disposal sites in Khanty-Mansiysk Autonomous Okrug-Yugra (a) and Yamalo-Nenets Autonomous Okrug (b, c) from 2014 to 2024 [27]

климатическими условиями [39]. В связи с этим, обычная и экономичная практика утилизации БШ – захоронение в амбарах и на промышленных полигонах [10].

Буровые шламы имеют V класс опасности (неопасные вещества) и содержат необходимые для растений макро- и микроэлементы, поэтому они могут применяться в качестве добавки для улучшения физических свойств почв. Например, в работе [40] сделан вывод о том, что добавка 15% БШ повышает влагоудерживающую способность песчаных почв на 40%.

Смешивание БШ с торфом (1:3) снижает подвижность нефтепродуктов [41].

Для восстановления нефтезагрязнённых почв широко используются различные препараты. Например, в работе [42] рассмотрено действие гуминового препарата. Поставлен модельный эксперимент по ремедиации почвы, искусственно загрязнённой нефтью в количестве 5%. Гуминовый препарат применяли в трёх дозировках: как стимулятор аборигенной микрофлоры (300 л/га), как удобрение (3000 л/га), как сорбент (30000 л/га). Было установлено, что гуминовый препарат наиболее эффективен в качестве стимулятора аборигенной микрофлоры, максимум которой наблюдался спустя месяц после внесения препарата, а степень деструкции нефти за два месяца эксперимента составила 40,1%.

На законодательном уровне наиболее распространённым способом восстановления нарушенных земель при размещении БШ является рекультивация. Правовой основой рекультивации служат требования федеральных законов «Об охране окружающей среды», «Об экологической экспертизе» и «О недрах», также земельного и лесного кодексов РФ, ГОСТ 59057-2020, ГОСТ Р 57447-2017, ГОСТ Р 59070-2020 и других нормативно-правовых актов, действующих на территории России.

Однако исследования по поиску наиболее экологичного и экономичного способа восстановления нарушенных территорий при размещении БШ продолжаются. В работе [43] предложен способ рекультивации земель, занятых шламовыми амбарами, путём внесения минеральной добавки, выравнивания слоёв и посева семян многолетних культур. В качестве добавки используют углеродный сорбент-деструктор, фосфогипс, строительный песок или песчано-глинистую фракцию.

Для восстановления земель, подверженных воздействию БШ, рассматривается применение биологических методов, которые способствуют не только восстановлению и очи-

щению почвы, но и обеспечивают экологическую безопасность и экономическую выгоду. Например, использование биопрепаратов, содержащих активные штаммы микроорганизмов: бактерий и грибов [33]. В частности, разработанные биопрепараты на основе штаммов *Rhodococcus ruber* и *Pseudomonas fluorescens* обеспечивают деградацию 85–90% нефтепродуктов за 2 сезона [44]. Наибольшую эффективность демонстрируют представители родов *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Acinetobacter* и *Bacillus*, способные разлагать алифатические и ароматические углеводороды [45–47]. Рассматривается и комбинированное применение микробных консорциумов с фитомелиорацией (использование *Medicago sativa*, *Festuca arundinacea*), что усиливает детоксикацию за счёт ризосферных эффектов [48]. Однако успешность биоремедиации существенно зависит от гранулометрического состава почв, климатических условий и исходного уровня загрязнения теми или иными веществами, что требует индивидуального подхода к каждому участку.

Помимо биологических методов, рассматриваются и технические способы утилизации шлама с получением готового техногрунта. Предложен способ утилизации БШ, заключающийся в производстве техногенного грунта путём смешивания БШ и песка. Буровые шламы модифицируют путём добавления фосфогипса, глауконитового сорбента и песка с последующей механической гомогенизацией для получения стабилизированного техногенного грунта. Далее проводят рекультивацию методом фитомелиорации с применением гуминового препарата «Росток» [49]. Разработан способ утилизации БШ, заключающийся в том, что в БШ вносят торф, известь и минеральные удобрения [50]. Все материалы смешивают до получения сыпучей массы, которая складывается в бурты и укрывается полимерной плёнкой. Далее вносят измельчённую известь и при необходимости комплексные минеральные удобрения, после чего участок перекапывают и засевают травами или проводят посадку деревьев.

Предложен способ восстановления земель, который включает устройство секционного шламового амбара с двойным обвалованием, гидроизоляцию стенок и дна, размещение отходов бурения, откачку жидкой фазы с последующим высаживанием растений в шламонакопитель без засыпки [51].

Аналогичный подход к восстановлению земель рассмотрен в работе [52], который

включает откачку жидкой фазы, перемешивание отработанного бурового отхода с торфом.

Один из подходов к восстановлению земель, нарушенных при размещении БШ, заключается в использовании грунтошламовых смесей, изготовленных на специальной площадке путём перемешивания БШ, песка и торфа. Подготовленную смесь выдерживают, а затем перемещают к месту использования. Компоненты смеси выгружают на площадку с формированием валов или слоёв, которые затем перемешивают экскаватором или фрезой [53].

В процессе ремедиации земель, нарушенных в результате горнодобывающей деятельности и при разработке нефтегазовых месторождений, широкое применение находят сорбенты. Сорбенты вносят в почву или используют для создания искусственных покрытий на поверхности шламовых амбаров. Они помогают снизить концентрацию загрязняющих веществ и предотвратить их распространение в ОС [54, 55].

Также предлагаются способы восстановления земель с использованием геотуб. Такой метод применяется на предприятиях по добыче калийных солей и производству калийных удобрений. Геотубы представляют собой объёмные полимерные мешки, заполненные смесью из шлама, торфа и песка. Мешки укладывают на загрязнённой территории, где они подвергаются воздействию влаги и микроорганизмов, которые способствуют разложению и нейтрализации загрязняющих веществ [56].

Наиболее актуальным является метод фиторемедиации, демонстрирующий высокую эффективность в отношении почв, загрязнённых тяжёлыми металлами. Как показано в работе [57], технология также перспективна для ремедиации нефтезагрязнённых территорий, благодаря комплексному детоксицирующему действию системы «растение-микроорганизмы» [57, 58].

Описанные подходы к восстановлению земель, нарушенных при размещении БШ, в основном заключаются в изготовлении грунтошламовых смесей на оборудованной площадке путём перемешивания БШ, различных минеральных добавок, песка и торфа. Некоторые способы рекультивации предусматривают использование минеральных препаратов и мелиорантов с последующим посевом трав и посадкой деревьев, а также использование микроорганизмов. Преимуществами этих способов восстановления земель являются: экологическая безопасность, так как используются

натуральные материалы, которые не оказывают токсического действия на ОС; сохранение биоразнообразия, поскольку посадка деревьев и трав, использование микроорганизмов способствуют восстановлению экосистем и повышению устойчивости ландшафтов. Однако недостатками описанных способов является экономическая неэффективность, потому что в большинстве методов предусмотрено применение торфа, что вызывает трудности из-за удалённости нефтегазодобывающих регионов и проблем с транспортировкой материалов. Кроме того, дополнительные сложности могут создавать природно-климатические условия – болотистая местность и многолетняя мерзлота.

Интеграция биологических методов ремедиации с традиционными агротехническими приёмами (внесение минеральных удобрений и песчаного субстрата) при конструировании искусственных почвогрунтов стимулирует развитие почвообразовательных процессов и формирование техногенных поверхностных образований. Такой комплексный подход позволяет достичь экологической реабилитации нарушенных территорий при минимальных капитальных и эксплуатационных затратах.

Несмотря на экологическую опасность БШ, актуальными являются вопросы по оценке возможности восстановления земель, нарушенных при размещении БШ, и интеграции шламовых амбаров в природные экосистемы, поскольку БШ имеют в своём составе не только токсичные элементы, но также макро- и микроэлементы, необходимые для роста и развития растений. Тем самым, они могут являться минеральной почвообразующей породой для развития «молодых» почв и формирования устойчивых фитоценозов при использовании биологических методов в комплексе с агротехническими приёмами: внесение минеральных удобрений и потенциально-плодородного грунта.

Заключение

По мере сохранения спроса на углеводороды увеличивается объём образования БШ, что создаёт растущую техногенную нагрузку на ОС. Буровые шламы характеризуются низким уровнем токсичности компонентов бурового раствора, как правило, имеющими IV–V класс опасности. Однако наибольшее воздействие на ОС могут оказывать содержащиеся в БШ водорастворимые соли, нефтепродукты и тяжёлые металлы.

Техногенному воздействию подвергаются все компоненты окружающей природной среды, но наибольшее воздействие испытывает почвенный и растительный покров. Загрязнение БШ приводит к нарушению экологического равновесия в почвенном биоценозе. Загрязнители, попадая в почву, изменяют её структуру, минеральный состав, физические и химические свойства, снижают плодородие и значительно подавляют активность биоты.

Наиболее распространённым способом восстановления нарушенных земель при размещении БШ является рекультивация с применением мелиорантов, сорбентов с дальнейшим посевом трав. Также существуют подходы к восстановлению земель путём создания грунтошламовых смесей, использование геотубов и применение биологических методов (биоаугментация). С позиции устойчивого развития и экономической целесообразности оптимальным является метод фиторемедиации с использованием однодольных растений (овсяницы луговой и тростниковой, тимофеевки луговой, мятлика лугового и других видов), основанный на механизмах фитоэкстракции и фитостабилизации, а также интеграция шламовых амбаров в природные экосистемы. Поскольку БШ представлены породами алюмосиликатного состава, не содержат опасных веществ, содержат ряд необходимых макро- и микроэлементов, они могут быть субстратом для роста и развития растений.

Таким образом, применение существующих подходов к рекультивации нарушенных земель при размещении БШ открывает перспективы в управлении многотоннажными отходами с учётом таких факторов как удалённость территории, логистика и природно-климатические условия. Восстановление ландшафтов и проведение экологической реабилитации промышленных зон является актуальным вопросом в области применения природоподобных технологий.

Работа выполнена при финансовой поддержке Минобрнауки РФ, проект FSNF-2025-0011.

References

1. Lebedev A., Cherepovitsyn A. Waste management during the production drilling stage in the oil and gas sector: a feasibility study // Resources. 2024. V. 13. No. 2. Article No. 26. doi: 10.3390/resources13020026
2. Nikonov A.N., Potapova S.O. The oil industry is one of the major environmental pollutants // Pozharnaya bezopasnost: problemy i perspektivy. 2018. No. 9. P. 667–672 (in Russian).
3. British Petroleum [Internet resource] <https://www.energyinst.org/statistical-review#regional-overview> (Accessed: 18.02.2025).
4. Gaevaya E.V., Tarasova S.S., Rudakova L.V. Environmental assessment of drill cuttings and development of a technique for their bioremediation. Tyumen: GAU Severnogo Zauralya, 2024. 96 p. (in Russian).
5. Vlasov A.S., Pugin K.G., Tyuryukhanov K.Y., Rudakova L.V., Glushankova I.S., Surkov A.A. Development of a method for producing geoeologically safe road building materials based on drill cuttings // Ecology and Industry of Russia. 2020. V. 24. No. 11. P. 19–23 (in Russian). doi:10.18412/1816-0395-2020-11-19-23
6. Bulatov V.I., Igenbaeva N.O., Nanishvili O.A. Oil and gas complex waste products as technological indicator of geoeological condition of Russia regions // Bulletin of Science and Practice. 2021. V. 7. No. 8. P. 46–55 (in Russian). doi: 10.33619/2414-2948/69/05
7. Gaurina-Medimurec N., Pašić B., Mijić P., Medved I. Deep underground injection of waste from drilling activities – an overview // Minerals. 2020. V. 10. No 4. Article No. 303. doi: 10.3390/min10040303
8. Stuckman M.Y., Lopano C.L., Berry S.M., Hakala J.A. Geochemical solid characterization of drill cuttings, core and drilling mud from Marcellus Shale Energy development // J. Nat. Gas Sci. Eng. 2019. V. 68. Article No. 102922. doi: 10.1016/j.jngse.2019.102922
9. Keller P.R. Evaluating drivers of liability, risk, and cost while enhancing sustainability for drilling waste // AADE National Technical Conference and Exhibition. Houston, Texas, 2017 [Internet resource] https://www.aade.org/application/files/8115/7132/1750/AADE-17-NTCE-085_-_Keller.pdf (Accessed: 18.02.2025).
10. Ball A.S., Stewart R.J., Schliephake K. A review of the current options for the treatment and safe disposal of drill cuttings // Waste Manag. Res. 2012. V. 30. No. 5. P. 457–473. doi: 10.1177/0734242X11419892
11. McKay M., Seward M.W., Smith G., Brady S.J. Minimizing drilling fluid waste discharges while drilling an Arctic exploratory well // SPE Western Regional Meeting. Long Beach: OnePetro, 1991. Article No. SPE-21765-MS. doi: 10.2118/21765-MS
12. Kazamias G., Zorpas A. Drill cuttings waste management from oil and gas exploitation industries through end-of-waste criteria in the framework of circular economy strategy // J. Clean. Prod. 2021. V. 322. Article No. 129098. doi: 10.1016/j.jclepro.2021.129098
13. Ayotamuno J.M., Okparanma R.N., Araka P.P. Bioaugmentation and composting of oil-field drill-cuttings containing polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // J. Food Agric. Environ. 2009. V. 7. No. 2. P. 658–664.
14. Liu X., He L., Zhang X., Kong D., Chen Z., Lin J., Wang C. Bioremediation of petroleum-contaminated saline soil by *Acinetobacter baumannii* and *Talaromyces* sp. and

functional potential analysis using metagenomic sequencing // *Environ. Pollut.* 2022. V. 311. Article No. 119970. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119970

15. Orazbayev B., Santeyeva S., Zhumadillayeva A., Dyussekeyev K., Agarwal R.K., Yue X.-G., Fan J. Sustainable waste management drilling process in fuzzy environment // *Sustainability.* 2019. V. 11. Article No. 6995. doi: 10.3390/su11246995

16. Seyedmohammadi J. The effects of drilling fluids and environment protection from pollutants using some models // *Model. Earth Syst. Environ.* 2017. V. 3. Article No. 23. doi: 10.1007/s40808-017-0299-7

17. Costa L.C., Carvalho C.F., Soares A.S.F., Souza A.C.P., Bastos E.F.T., Guimarães E.C.B.T., Santos J.C., Carvalho T., Calderari V.H., Marinho L.S., Marques M.R.C. Physical and chemical characterization of drill cuttings: a review // *Mar. Pollut. Bull.* 2023. V. 194. Pt. A. Article No. 115342. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115342

18. Yang J., Sun J., Wang R., Qu Y. Treatment of drilling fluid waste during oil and gas drilling: a review // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2023. V. 30. No. 8. P. 19662–19682. doi: 10.1007/s11356-022-25114-x

19. Gaevaya E.V., Tarasova S.S. Assessment of the radiation hazard of drilling mud and the possibility of their use for reclamation of disturbed lands // *The Eurasian Scientific Journal.* 2023. V. 15. No. 2. Article No. 42NZVN223 (in Russian).

20. Vu K.A., Mulligan C.N. Remediation of oil-contaminated soil using Fe/Cu nanoparticles and biosurfactants // *Environ. Technol.* 2023 V. 44. No. 22. P. 3446–3458. doi: 10.1080/09593330.2022.2061381

21. Morozov A.E., Belov L.A., Zalesov S.V., Osipenko R.A. The effectiveness of sludge pits recultivation by planting willow cuttings in the northern taiga subzone // *Advances in current natural sciences.* 2021. No. 2. P. 19–25 (in Russian).

22. Miao X., Li H., Bao R., Feng C., Wu H., Zhan H., Li Y., Zhao K. Discriminating the Mineralogical composition in drill cuttings based on absorption spectra in the terahertz range // *Appl. Spectrosc.* 2017. V. 71. No. 2. P. 186–193. doi: 10.1177/0003702816653129

23. Jacoby R., Peukert M., Succurro A., Koprivova A., Kopriva S. The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition – current knowledge and future directions // *Front. Plant Sci.* 2017. V. 8. Article No. 1617. doi: 10.3389/fpls.2017.01617

24. U.S. Environmental Protection Agency. Technical Report 12-457: Characterization of drilling waste materials. 2021. 89 p. [Internet resource] <https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-03/documents/characterization-drilling-waste-materials.pdf> (Accessed: 15.07.2025).

25. Oil and Gas 2025 [Internet resource] https://www.neftegaz-expo.ru/ru/ui/17158/?utm_source=google.com&utm_medium=organic&utm_campaign=google.com&utm_referrer=google.com (Accessed: 18.02.2025) (in Russian).

26. Filimonova I.V., Provornaya I.V., Komarova A.V., Zemnukhova E.A. Sustainable trends in changing the regional framework of oil production in Russia // *Neftegazovaya geologiya. Teoriya i praktika.* 2019. V. 14. No. 3. Article No. 33 (in Russian). doi: 10.17353/2070-5379/33_2019

27. State Register of Waste Disposal Facilities [Internet resource] <https://www.airsoft-bit.ru/spravochnik/546-groro> (Accessed: 02.18.2025) (in Russian).

28. Dolgikh I.L., Bachurin B.A. On the nature of organic pollution of natural geosystems during oil and gas well construction // *Vestnik PGTU. Neft' i gaz.* 2000. V. 2. No. 3. P. 86–90 (in Russian).

29. Klimova A.A., Mishunina A.S., Azarova S.V., Fominykh D.E., Yazikov E.G. Determining the toxicity of drilling muds using the methods of biotesting, case study of Tomsk region the territory // *Oil Industry Journal.* 2018. No. 4. P. 108–111 (in Russian). doi: 10.24887/0028-2448-2018-4-108-111

30. Moskovchenko D.V., Dorozhukova S.L. The consequences of drilling operations in the North of the Tyumen region // *Ecology and Industry of Russia.* 2002. No. 9. P. 27–30 (in Russian).

31. Pashkevich M.A., Gvozdetskaya M.V. Development of methodology for monitoring the environmental hazards of drilling waste // *Mining informational and analytical bulletin (scientific and technical journal).* 2013. No. 7. P. 314–317 (in Russian).

32. Avdeeva I.I., Nekhorosheva A.V., Kirzhakov I.F., Akhmedzhanov R.R. Environmental hazard assessment for drilling slime pits in the open environment of Khanty-Mansi Autonomous Okrug – Yugra // *XXI Century. Technosphere Safety.* 2016. V. 1. No. 4. P. 39–47 (in Russian).

33. Pichugin E. Drilling mud as a component of reclamation materials // *Ecology and industry of Russia.* 2018. V. 22. No. 4. P. 16–19 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2018-4-16-19

34. Melekhina E.N., Kanev V.A., Markarova M.Yu., Nadezhkin S.M., Nowakowsky A.B., Taskaeva A.A., Tarabukin D.V., Velegzhaninov I.O., Rasova E.E. Assessment of the state of oil-polluted ecosystems of European Subarctic: a multidisciplinary approach // *Theoretical and Applied Ecology.* 2020. No. 2. P. 123–129 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-2-123-129

35. Ilnitskiy V.G., Selukov A.E., Zakharov V.V., Syrchina N.V. Organization of ecological monitoring in the oil-fields on the territory of Komi Republic // *Theoretical and Applied Ecology.* 2007. No. 1. P. 28–36 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2007-1-028-36

36. Vasilyev A.V., Tupitsina O.V. Ecological impact of drilling sludges and approaches to its treatment // *Izvestia of RAS SamSC.* 2014. V. 16. No. 5. P. 308–313 (in Russian).

37. Vodyanitsky Yu.N., Ladonin D.V., Savichev A.T. Soil contamination with heavy metals. Moskva: Tipografiya Rosselkhozakademii, 2012. 304 p. (in Russian).

38. Solntseva N.P. Oil production and geochemistry of natural landscapes. Moskva: Izdatelstvo MGU, 1998. 376 p. (in Russian).
39. Cherepovitsyn A., Lebedev A. Drill cuttings disposal efficiency in offshore oil drilling // J. Mar. Sci. Eng. 2023. V. 11. No. 2. Article No. 317. doi: 10.3390/jmse11020317
40. Xiong D., Wang C. Risk assessment of human exposure to heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, and radionuclides in oil-based drilling cutting residues used for roadbed materials in Chongqing, China // Environ. Sci. Pollut. Res. 2021. V. 28. P. 48171–48183. doi: 10.1007/s11356-021-13871-0
41. Imam A., Suman S. K., Ghosh D., Kanaujia P. K. Analytical approaches used in monitoring the bioremediation of hydrocarbons in petroleum-contaminated soil and sludge // TrAC Trends Anal. Chem. 2019. V. 118. P. 50–64. doi: 10.1016/j.trac.2019.05.023
42. Fomicheva N.V., Smirnova Yu.D., Rabinovich G.Y. Influence of new humic preparation on remediation of oil-contaminated soil // Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology. 2022. V. 12. No. 2. P. 310–320 (in Russian). doi: 10.21285/2227-2925-2022-12-2-310-320
43. GilaeV.G., Strunkin S.I., Jashkov V.A., Kozlov S.A., Nechaev A.S., Ismagilov A.F., Timashev E.O., Kuleshov S.P., Dokichev V.A., Alimbekov R.I., Bakhtizin R.N., Grekov S.N., Latypova D.R. Method of recultivation of lands occupied with sludge sump // Patent RU 2564839 C1. Application: 2014111363/13, 25.03.2014. Date of publication: 10.10.2015. Bull. 28 (in Russian).
44. Varjani S.J. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons // Bioresour. Technol. 2017. V. 223. P. 277–286. doi: 10.1016/j.biortech.2016.10.037
45. Kuyukina M.S., Ivshina I.B. Bioremediation of contaminated environments using *Rhodococcus* // Biology of *Rhodococcus*. Microbiology Monographs. V. 16. / Ed. H. Alvares. Cham: Springer, 2019. doi: 10.1007/978-3-030-11461-9_9
46. Sozina I.D., Danilov A.S. Microbiological remediation of oil-contaminated soils // Journal of Mining Institute. 2023. V. 260. P. 297–312. doi: 10.31897/PMI.2023.8
47. Soleimani M., Afyuni M., Hajabbasi M.A., Nourbakhsh F., Sabzalian M.R., Christensen J.H. Phytoremediation of an aged petroleum contaminated soil using endophyte infected and non-infected grasses // Chemosphere. 2010 V. 81. No. 9. P. 1084–1090. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.09.034
48. Nazarov A.M., Tuktarova I.O., Davletshin T.K., Chetverikov S.P. Processing and research of effectiveness of new biopreparates based on *Rhodococcus* sp. H33, gumates and lignosulfonates for the cleaning of neftzainously contaminated soils // Petroleum Engineering. 2023. V. 21. No. 6. P. 310–321 (in Russian). doi: 10.17122/ngdelo-2023-6-310-321
49. Gaevaya E.V., Skipin L.N., Bogajchuk Ya.E., Tarasova S.S., Mitrikovskij A.Ya., Zakharova E.V., Postovalov R.Yu. Method for disposing drilling mud when producing man-made soil // Patent RU 2631681 C1. Application: 2017108080, 10.03.2017. Date of publication: 26.09.2017. Bull. 27 (in Russian).
50. Melnikov I.I., Neyenburg E.V., Chulkov N.P., Letechin A.A. Method for processing water-based drilling mud and sludge formed during drilling // Patent RU 2005107571 A. Application: 2005107571/03, 18.03.2005. Date of publication: 27.08.2006. Bull. 24 (in Russian).
51. Sedykh V.N., Malyshkina L.A., Danilenko L.A. Method for the reclamation of sludge pits without backfilling within the forest fund area of the Russian Federation in the middle taiga subzone of Western Siberia // Patent RU 2015123483 A. Application: 2015123483, 17.06.2015. Date of publication: 10.01.2017. Bull. 01 (in Russian).
52. Mazhajskij Yu.A., Pershina S.S., Pavlov A.A., Samoshina A.A., Khvostova E.N., Artyukhov I.P., Filatov Yu.A., Stenina O.E., Golubenko M.I. Method for recultivation of sludge barn in conditions of Extreme North // Patent RU 2688653 C1. Application: 2018139773, 09.11.2018. Date of publication: 21.05.2019. Bull. 15 (in Russian).
53. Gabasov T.Kh. Reclamation of lands occupied by slime pits caused by oil-and-gas production // Patent RU 2492943 C1. Application: 2012123636/13, 08.06.2012. Date of publication: 20.09.2013. Bull. 26 (in Russian).
54. Petrova T.A., Rudzish E. Utilization of sewage sludge as an ameliorant for reclamation of technogenically disturbed lands // Journal of Mining Institute. 2021. V. 251. P. 767–776 (in Russian). doi: 10.31897/PMI.2021.5.16
55. Skipin L.N., Galyamov A.A., Gayeva E.V., Zakharova E.V. The sludge depot technogenic impact on the environment of the Yamal Peninsula // Bulletin of KrasGAU. 2014. No. 11. P. 146–150 (in Russian).
56. Borzakovskii B.A., Rusakov M., Shilov A.V. Prospects for application of geotubes for disposal of clay-salt sludge in potash plants // Mining informational and analytical bulletin (scientific and technical journal). 2016. No. 1. P. 207–216 (in Russian).
57. Kireyeva N.A., Grigoriadi A.S., Bagautdinov F.Ya. Phytoremediation as a way to purifying soils contaminated with heavy metals // Theoretical and Applied Ecology. 2011. No. 3. P. 4–10 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2011-3-004-010
58. Shulaev N.S., Kadyrov R.R., Pryanichnikova V.V. Combined method of phytoremediation and electrical treatment for cleaning contaminated areas of the oil complex // Journal of Mining Institute. 2024. V. 265. P. 147–155 (in Russian).

Математическое моделирование и прогнозирование распространения загрязняющих веществ в урбанизированных территориях

© 2025. П. А. Мельников¹, к. т. н., директор института,
А. В. Болотин¹, к. х. н., доцент,
Д. А. Волков¹, заведующий базовой кафедрой,
И. В. Петров², исполнительный директор,

¹Тольяттинский государственный университет,
445020, Россия, г. Тольятти, ул. Белорусская, д. 14,
²Исследовательский центр робототехники «Аиралаб Рус»,
445043, Россия, г. Тольятти, Южное шоссе, д. 165-а,
e-mail: bolotin1979alexander@yandex.ru, ip@aira.life

Мониторинг атмосферного воздуха в крупных городах является важной задачей, направленной на защиту здоровья населения и поддержку устойчивого развития территорий. Высокая плотность населения, интенсивное движение транспорта и значительная промышленная активность в городах создают предпосылки для высокого уровня загрязнения воздуха, что влечёт за собой серьёзные последствия для здоровья людей и окружающей среды. В статье проанализирован опыт использования данных сети мониторинга, сформированной с помощью датчиков непрерывного действия по контролю взвешенных частиц PM_{2.5} и PM₁₀ и оценена возможность их использования в качестве инструмента предиктивных действий в работе аккредитованных лабораторий надзорных и контрольных органов. Особое внимание уделено разработке математических моделей, описывающих процессы распространения аэродисперсных систем под влиянием гидрометеорологических условий. Применение этих моделей позволяет прогнозировать изменения концентраций загрязняющих веществ, что создаёт основу для принятия превентивных мер и снижения риска воздействия на уязвимые группы населения. Предложенный подход позволяет контролирующим органам оперативно реагировать на возникающие превышения нормативов, определять возможные источники загрязнения и выработать управленческие решения для улучшения экологической обстановки. Предложенные методики и аналитические инструменты могут стать основой для развития интерактивных карт экологического состояния с возможностью публичного доступа, что позволит повысить доверие населения к мерам экологического контроля и стимулировать участие граждан в процессе улучшения качества окружающей среды. Эти разработки также в дальнейшем могут обеспечивать учёт фоновой нагрузки загрязняющих веществ в режиме реального времени, помогая предприятиям адаптировать свою деятельность и планировать производственные процессы с учётом экологических факторов, что приведёт к снижению антропогенной нагрузки на города и прилегающие территории. Результаты исследований апробированы на территории города Тольятти и используются в работе аккредитованной передвижной экологической лаборатории, которая проводит анализ атмосферного воздуха более чем по 50 параметрам.

Ключевые слова: атмосферный воздух, загрязняющие вещества, мониторинг, предиктивная аналитика, имитационное моделирование.

Mathematical modeling and forecasting of the spread of pollutants in urbanized areas

© 2025. P. A. Melnikov¹ ORCID: 0009-0005-7343-658X, A. V. Bolotin¹ ORCID: 0009-0007-8720-3677,
D. A. Volkov¹ ORCID: 0009-0004-9325-6095, I. V. Petrov² ORCID: 0009-0004-3188-7369

¹Togliatti State University,
14, Belorusskaya St., Togliatti, Russia, 445020,
²“Airalab Rus” Robotics Research Center,
165-a, Yuzhnoye shosse, Togliatti, Russia, 445043,
e-mail: bolotin1979alexander@yandex.ru, ip@aira.life

Air monitoring in large cities is a crucial task aimed at protecting public health and supporting the sustainable development of urban areas. High population density, intense traffic, and significant industrial activity in cities contribute to high levels of air pollution, leading to serious consequences for human health and the environment. This paper analyzes the experience of using monitoring network data generated by continuous sensors for monitoring suspended particles PM_{2.5}

and PM10 and assesses the potential of using this data as a predictive action tool in the work of accredited laboratories of regulatory and supervisory authorities. Special attention is paid to the development of mathematical models describing aerosol systems dispersion processes in different hydrometeorological conditions. The application of these models makes it possible to predict changes in pollutant concentrations, forming a basis for preventive measures and reducing the risk of exposure to vulnerable population groups. The proposed approach allows regulatory authorities to promptly respond to the excess of standards, identify potential sources of pollution, and develop management solutions to improve the environmental situation. The proposed methodologies and analytical tools could serve as a basis for developing interactive maps of the environmental status. Public access to the above maps will enhance public trust in environmental control measures and encouraging citizen participation in efforts to improve environmental quality. These developments could also facilitate real-time monitoring of background pollutant levels, helping enterprises adjust their operations and plan production processes with environmental factors in mind, thereby reducing anthropogenic pressure on cities and surrounding areas. The research results were tested in Tolyatti and are used by a mobile environmental laboratory capable of analyzing atmospheric air across more than 50 parameters and accredited within the national accreditation system.

Keywords: atmospheric air, pollutants, monitoring, predictive analytics, simulation modeling.

Мониторинг атмосферного воздуха урбанизированных территорий имеет большое значение для защиты здоровья населения и обеспечения устойчивого развития территорий. Высокая плотность населения, транспортные потоки и промышленная деятельность в городах зачастую приводят к значительному загрязнению воздуха, которое может иметь серьёзные последствия для здоровья человека и окружающей среды.

Как показано в работах [1–3], загрязнение воздуха напрямую связано с рядом респираторных и сердечно-сосудистых заболеваний, включая астму, хроническую обструктивную болезнь лёгких, болезни сердца и т. д. Согласно работам [4, 5], взвешенные частицы PM2.5, PM10 (частицы, диаметр которых составляет 2,5 мкм и 10 мкм, соответственно) являются крайне опасными загрязнителями воздуха, поскольку они могут проникать глубоко в лёгкие и вызывать воспаление и другие повреждения. Также немаловажно отметить, что загрязнение воздуха может нести значительные экономические последствия, такие как потеря трудовых ресурсов, связанных с болезнями сотрудников, снижение производительности труда, и, как следствие, снижение экономической эффективности производственных процессов. Кроме того, загрязнение воздуха может повредить здания [6], нанести ущерб урожаю [7] и снизить туристическую значимость [8].

Система мониторинга атмосферного воздуха крупных городов в основном включает в себя два следующих основных компонента:

- стационарные посты мониторинга, как правило, подведомственные службе Росгидромета, осуществляющие измерение концентрации загрязняющих веществ (ЗВ) в атмосферном воздухе с определённой периодичностью;

- мобильные средства измерений, которые могут быть использованы для целевого мони-

торинга источников загрязнения в определённых районах.

При этом концентрации ЗВ в воздухе могут значительно варьировать в зависимости от местоположения и времени суток [9, 10]. Это связано с метеорологическими условиями, такими как ветер, температура и осадки, а также с деятельностью человека, например, с утренним и вечерним трафиком или определёнными активностями промышленных объектов. Данные обстоятельства существенно затрудняют организацию мониторинга атмосферного воздуха, поскольку проверяющие и контролирующие органы могут запаздывать с процессом измерения и не зафиксировать факт превышения ПДК на контролируемой территории [11]. При проведении измерений необходимо не только установить факт превышения ПДК ЗВ, но и идентифицировать предприятия, деятельность которых привела к ухудшению качества атмосферного воздуха, что не всегда получается реализовать на практике. Данные обстоятельства вызывают недовольство жителей, связанное с качеством атмосферного воздуха, и зачастую вызывают недоверие у населения к официальным органам власти, что побуждает заинтересованные стороны искать альтернативные подходы к мониторингу атмосферного воздуха. К тренду в области мониторинга атмосферного воздуха в мире можно отнести развитие онлайн-сети наблюдения [12, 13]. Получаемые данные с подобных сетей могут носить информационный характер и в силу действующего законодательства (Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ) не являются инструментом привлечения к ответственности организаций, деятельность которых привела к ухудшению качества атмосферного воздуха. Однако подобные онлайн-сети мониторинга могут быть хорошим инструментом для прогнозирования состояния атмосферного воздуха и обеспечи-

вать предиктивные действия проверяющих органов за счёт построения прогнозных моделей.

Критический анализ существующих методик математического моделирования распространения ЗВ в атмосферном воздухе [14–16] позволил выделить их общий недостаток, а именно, сложность и громоздкость количественных расчётов, а также необходимость применения вычислительных экспериментов. Указанное обстоятельство является побудительной причиной искать альтернативный подход к построению методик прогнозирования распространения ЗВ в атмосферном воздухе, с помощью которых стало бы возможно получить приближительные аналитические соотношения, позволяющие оценить особенности динамики процессов без применения громоздких уравнений, равно как и вычислительной техники.

В связи с отмеченными обстоятельствами цель настоящей работы состояла в разработке математических основ, позволяющих осуществлять предиктивную аналитику и прогнозирование распространения загрязняющих веществ в атмосферном воздухе на урбанизированных территориях, базирующихся на гидрометеорологических факторах и данных онлайн-сети наблюдения, состоящей из датчиков непрерывного действия по контролю взвешенных частиц PM2.5 и PM10.

Объекты и методы исследования

С целью прогнозирования возможных вариантов распространения атмосферных загрязнений методами математического моделирования и выполнения необходимых количественных расчётов, следуя логической схеме работы [17], в данной работе использован обобщённый алгоритм составления математических моделей динамического поведения сложных физико-химических систем.

Построена простейшая математическая модель динамики распространения концентрации ЗВ во времени, содержащая две основные переменные – обобщённую концентрацию загрязняющей примеси $\Theta(t)$ и обобщённую плотность источника загрязнений $\rho(t)$.

В первом приближении дифференциальное уравнение для изменения $\Theta(t)$ при заданном законе эволюции $\rho(t)$ может быть представлено так:

$$\frac{d\Theta}{dt} = \alpha_{+1} \cdot \rho(t) - \alpha_{-1} \cdot \Theta, \quad (1)$$

где $\alpha_{+1} \cdot \rho(t)$ – выражение, моделирующее изменение концентрации загрязняющей при-

меси $\Theta(t)$ в зависимости от текущего значения плотности источника загрязнений $\rho(t)$; $\alpha_{-1} \cdot \Theta$ – выражение, которое моделирует уменьшение $\Theta(t)$ (при отсутствии источника загрязнений, равно как и в результате рассеивания загрязняющей примеси); $\alpha_{-1} = \frac{1}{\tau_{ch}}$ – «характерное время» протекающего сложного процесса («характерным временем» называют комбинацию коэффициентов системы, имеющую размерность времени); $(\alpha_{+1}; \alpha_{-1})$ – «константы скоростей» моделируемых процессов, зависящие от различных факторов.

Для получения полного математического описания к дифференциальному уравнению вида (1) была добавлена зависимость, количественно передающая временную эволюцию переменной $\rho(t)$. При этом, наиболее характерными законами изменения переменных являются экспоненциальные зависимости [16].

В первом приближении предполагалось, что временная эволюция переменной $\rho(t)$ удовлетворяла закону типа «радиоактивного распада», то есть экспоненциально уменьшалось с течением времени:

$$\rho(t) = \rho_0 e^{-\alpha_{+1} t}. \quad (2)$$

Комбинируя уравнения (1) и (2), получаем эволюционное уравнение для концентрации загрязняющей примеси следующего вида:

$$\frac{d\Theta}{dt} = \alpha_{+1} \cdot \rho_0 \cdot e^{-\alpha_{+1} t} - \alpha_{-1} \cdot \Theta. \quad (3)$$

Воспользовавшись преобразованием по Лапласу приходим, вместо (3), к такому результату:

$$\Theta(s) = \frac{\alpha_{+1} \cdot \rho_0}{(\alpha_{+1} + s)(\alpha_{-1} + s)}, \quad (4)$$

где $\Theta(s) = \int_0^{\infty} \Theta(t) \cdot e^{-st} dt$ – преобразование Лапласа $\Theta(t)$.

Для идеализированного частного случая, когда $\alpha_{+1} = \alpha_{-1} = \alpha$ (случай состояния термодинамического равновесия рассматриваемой физико-химической системы), обратное преобразование Лапласа приводит к уравнению для временной эволюции обобщённой концентрации загрязняющей примеси $\Theta(t)$:

$$\Theta(t) = \rho_0 \cdot \alpha \cdot t \cdot e^{-\alpha t}. \quad (5)$$

В более общем случае, когда $\alpha_{+1} \neq \alpha_{-1}$, разлагая на простые дроби и применяя обратное

преобразование Лапласа, получаем уравнение для $\Theta(t)$ вида:

$$\Theta(t) = \frac{\alpha_{+1} \cdot \rho_0}{\alpha_{-1} - \alpha_{+1}} [e^{-\alpha_{+1}t} - e^{-\alpha_{-1}t}]. \quad (6)$$

Данное уравнение для концентрационного распределения ЗВ $\Theta(t)$ (6) превращается в соотношение (5) при $\alpha_{+1} = \alpha_{-1} = \alpha$.

В итоге получается:

$$\begin{aligned} \Theta(t) &= \frac{\alpha_{+1} \cdot \rho_0}{\alpha_{-1} - \alpha_{+1}} [e^{-\alpha_{+1}t} - e^{-\alpha_{-1}t}] = \\ &= \frac{\alpha_{+1} \cdot \rho_0 \cdot e^{-\alpha_{+1}t}}{\alpha_{-1} - \alpha_{+1}} [1 - e^{-(\alpha_{-1} - \alpha_{+1})t}] \end{aligned} \quad (7)$$

Принимая во внимание справедливость приближённой зависимости (для малых временных интервалов протекания моделируемого процесса), получаем:

$$1 - e^{-(\alpha_{-1} - \alpha_{+1})t} \approx (\alpha_{-1} - \alpha_{+1})t,$$

и

$$\begin{aligned} \Theta(t) &= \frac{\alpha_{+1} \cdot \rho_0 \cdot e^{-\alpha_{+1}t}}{\alpha_{-1} - \alpha_{+1}} [1 - e^{-(\alpha_{-1} - \alpha_{+1})t}] \approx \\ &\approx \rho_0 \cdot \alpha \cdot t \cdot e^{-\alpha t} \end{aligned}$$

Из уравнения для временной эволюции концентрационного распределения ЗВ $\Theta(t)$ записанного в виде (5), можно получить аналитическое выражение для критического времени, начиная с которого величина $\Theta(t)$ будет превышена, что приведёт к нарушению действующего экологического законодательства.

Взяв производную по времени от выражения (5) и приравняв её к нулю

$$\frac{d\Theta}{dt} = \alpha \cdot \rho_0 \cdot (-\alpha \cdot e^{-\alpha t} \cdot t + e^{-\alpha t}) = 0$$

получаем аналитическое выражение для критического времени:

$$\tau_{крит.} = \frac{1}{\alpha}. \quad (8)$$

Значения кинетических констант α_{+1} и α_{-1} подлежат экспериментальному определению, что, однако, не входило в круг задач, решаемых

в настоящей работе. Поэтому, в приближённых расчётах можно использовать типичные численные значения констант скоростей, принимая во внимание характерные временные масштабы моделируемых процессов [18]. Под типичными численными значениями понимаются значения параметров соответствующих величин по порядку величины, которые используются для качественного анализа особенностей временной эволюции сложных систем различной физической природы.

Принимая за основу характерный временной масштаб течения процессов распространения ЗВ в воздухе (час^{-1}), можно получить зависимость значений критического времени от начального значения кинетической константы α (табл.).

Приведённые в таблице численные значения $\tau_{крит.}$ иллюстрируют динамику изменения предельного времени, свыше которого выезд передвижной экологической лаборатории окажется неэффективным.

Считая, что в первом приближении скорость и направления ветра v постоянны, можно приближённо оценить характерное расстояние распространения концентраций ЗВ по следующей формуле:

$$t = x/v \text{ и } x = t \cdot v. \quad (9)$$

Результаты и обсуждение

Для оценки математических моделей, описывающих распространение аэродисперсных систем, рассмотрены данные, полученные в процессе мониторинга атмосферного воздуха на территории г. Тольятти, сопоставлен график датчиков онлайн-сети наблюдения [12] с результатами работы передвижной экологической лаборатории [11, 19]. В работе [11] описан принцип работы передвижной лаборатории, которая совершает выезды при поступлении жалоб от населения.

За период наблюдения 2023–2024 гг. в качестве примера рассмотрены результаты работы передвижной экологической лаборатории от 20 марта 2024 г. [19]. Из 8 совершённых контрольных замеров в одном пункте зафиксировано превышение значений по аммиаку

Таблица / Table

Зависимость значения критического времени от начальной величины кинетической константы α
Dependence of the critical time value on the initial value of the kinetic constant α

$\tau_{крит.}$, ч. / h	10	5	3,33	2,5	2,0	1,67	1,43	1,25	1,11	1,0	0,91	0,83	0,77	0,71
α , ч^{-1} / h^{-1}	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1	1,2	1,3	1,4

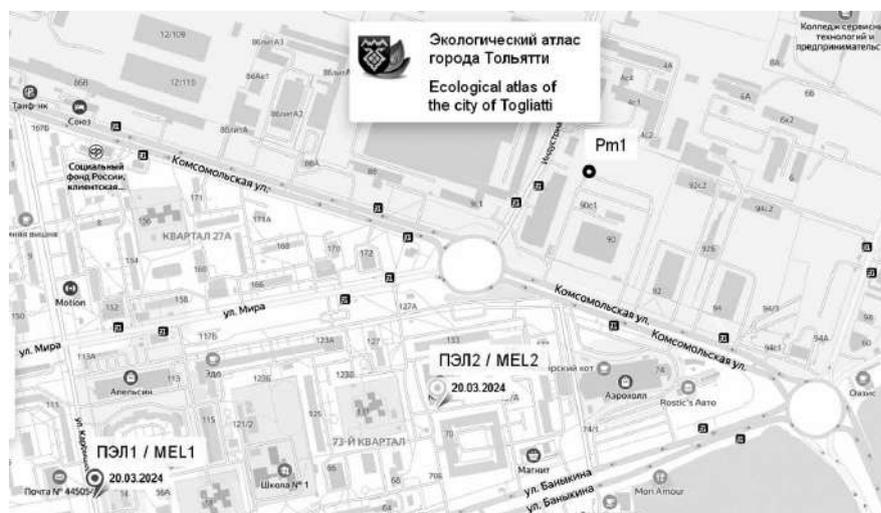


Рис. 1. Участок г. Тольятти, на котором зафиксировано превышение концентрации по аммиаку 20.03.2024; ПЭЛ1 и ПЭЛ2 – пункты измерений передвижной экологической лаборатории, Pm1 – ближайший датчик онлайн-сети наблюдения / **Fig. 1.** Togliatti's site, where ammonia excess concentration was recorded on 20.03.2024; MEL1 and MEL2 are the measurement points of the mobile environmental laboratory, Pm1 is the nearest sensor of an online surveillance network

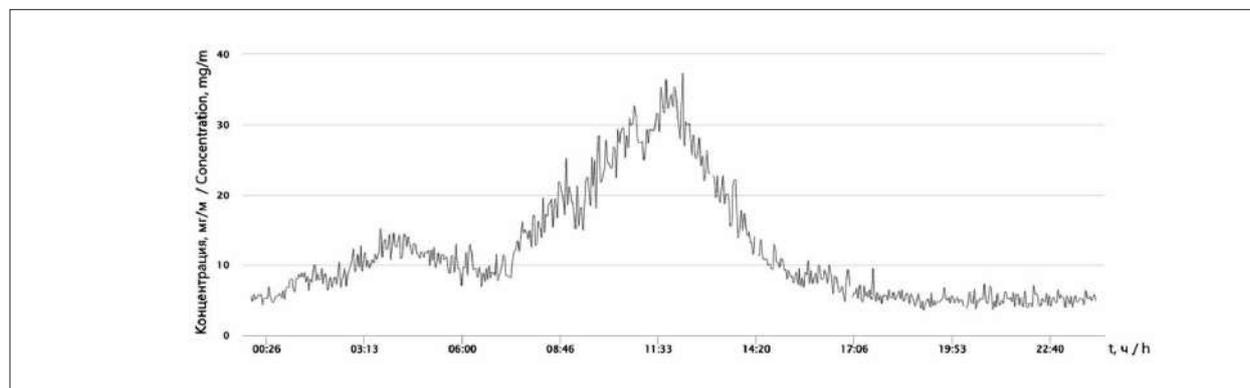


Рис. 2. Графики концентрации микрочастиц PM10 (мг/м³) на основании измерений датчика PM1 онлайн-сети наблюдения / **Fig. 2.** PM10 (mg/m³) microparticle concentration plots based on sensor measurements PM1 online surveillance network

(рис. 1). На данном участке города отображены два контрольных пункта передвижной экологической лаборатории, при этом в контрольном пункте «ПЭЛ2» имеется превышение ПДК (в момент измерения ветер был восточным со скоростью 0,8 м/с). Превышение составило по аммиаку – 1,1 ПДК. При этом на достаточно высоком уровне, не типичном для городской среды г. Тольятти [12], находились концентрации следующих веществ: взвешенные частицы – 0,63 ПДК_{м.р.}, оксид углерода – 0,62 ПДК_{м.р.}, диоксид азота – 0,67 ПДК_{м.р.}.

Передвижная экологическая лаборатория работала по жалобам населения, превышение в пункте ПЭЛ2 зафиксировано в 11 ч 17 мин. по местному времени. Измерения в пункте ПЭЛ1 произведены в 23 ч 49 мин. и превышений концентрации ЗВ передвижной

экологической лабораторией выявлено не было.

На рисунке 2 представлены результаты онлайн-сети наблюдения за период 00:00–24:00 ч за 20 марта 2024 г.

Анализируя поведение графика на рисунке 2 и пользуясь выведенными ранее соотношениями (5), построены концентрационные профили загрязняющих примесей в зависимости от изменения основных управляющих параметров α и ρ_0 .

На рисунке 3 в качестве примера приведена временная эволюция концентрации загрязняющих примесей $\Theta(t)$ в соответствии с упрощённым распределением – уравнением (5). Пользуясь такими графическими зависимостями, можно определять значения времени выезда передвижной лаборатории к месту предполагаемого загрязнения. Указан-

ные значения могут быть также определены по приближённой аналитической зависимости (8), либо по точной формуле, при $\alpha_{+1} \neq \alpha_{-1}$:

$$\tau_{крит.} = \frac{\ln\left(\frac{\alpha_{-1}}{\alpha_{+1}}\right)}{\alpha_{-1} - \alpha_{+1}} \quad (10)$$

В этом случае для построения типичных (при $\rho_0=30 \text{ мг/м}^3$ и $\alpha=0,5 \text{ час}^{-1}$) концентрационных профилей ЗВ надлежит пользоваться законом временной эволюции вида (6).

Количественные расчёты показывают, что с увеличением начального значения плотности источника загрязнений наблюдается линейный рост максимально возможной концентрации ЗВ (рис. 4).

Как видно из рисунка 3, резкий подъём $\Theta(t)$ (при $\alpha < 1$) наблюдается на протяжении 2 ч до достижения критического времени ($\tau_{крит.}$), при котором имеет место превышение концентраций ЗВ, измеряемых передвижной экологической лабораторией. Более того, по-

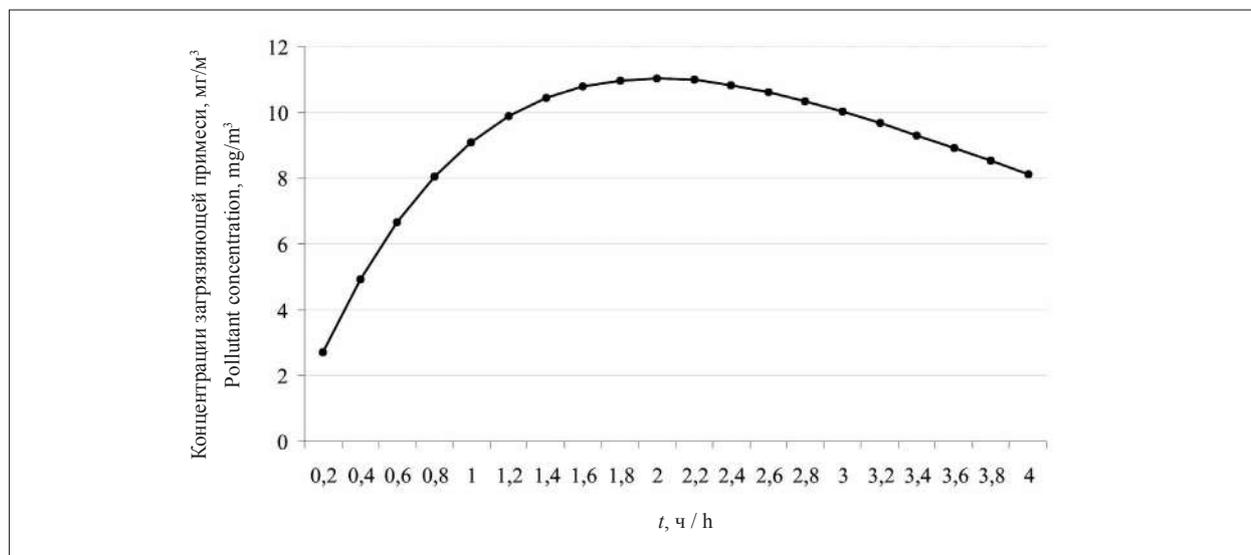


Рис. 3. Временная эволюция профиля концентрации загрязняющей примеси $\Theta(t)$ (мг/м^3), рассчитанная по уравнению (5) при $\rho_0=30 \text{ мг/м}^3$ и $\alpha=0,5 \text{ ч}^{-1}$

Fig. 3. Time evolution of the pollutant concentration profile $\Theta(t)$ (mg/m^3), calculated from equation (5) at $\rho_0=30 \text{ mg/m}^3$ and $\alpha=0.5 \text{ h}^{-1}$

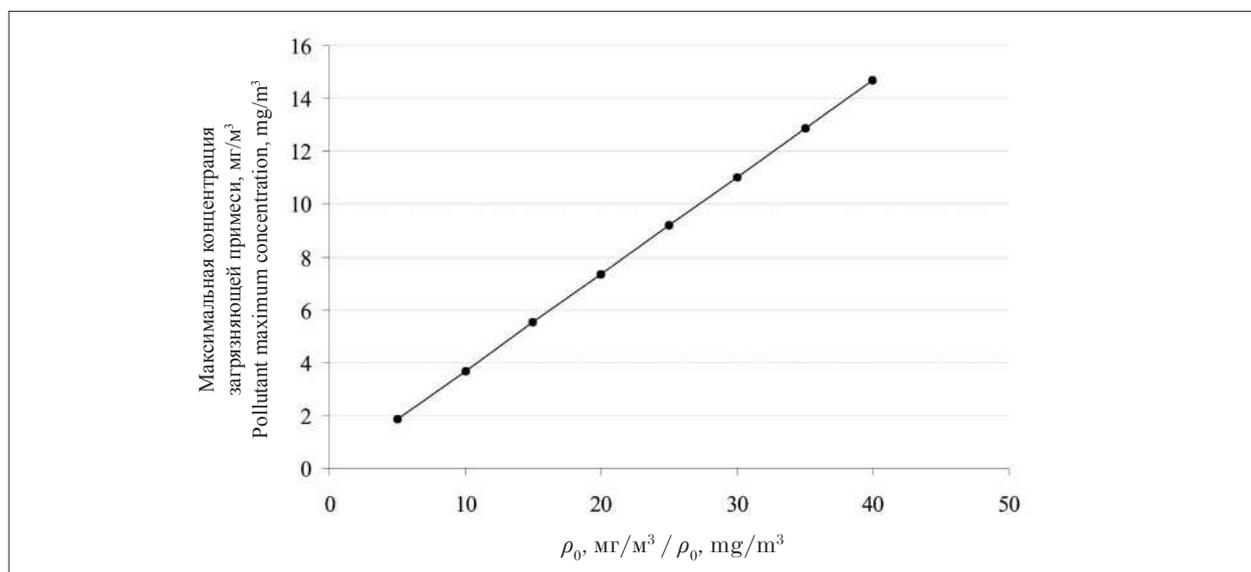


Рис. 4. Зависимость максимальной концентрации загрязняющей примеси $\Theta_m(t)$ (мг/м^3) от начального значения плотности источника загрязнений при $\alpha=0,5 \text{ ч}^{-1}$ и $\tau_{крит.}=2 \text{ ч}$, рассчитанная по уравнению (5) / Fig. 4. Dependence of the pollutant maximum concentration $\Theta_m(t)$ (mg/m^3) on the initial value of the pollutant source density at $\alpha=0.5 \text{ h}^{-1}$ and $\tau_{crit.}=2 \text{ h}$, calculated by equation (5)

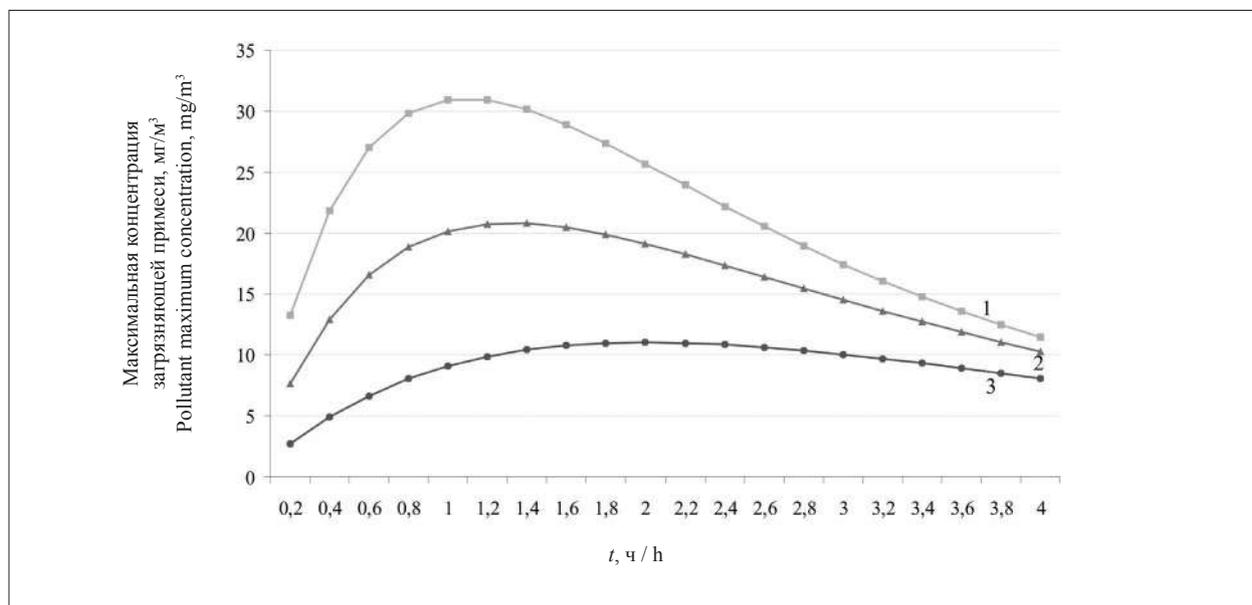


Рис. 5. Эволюция временных концентрационных распределений загрязняющих веществ в зависимости от вариации параметра α : 1 – $0,5 \text{ ч}^{-1}$ ($\alpha < 1$); 2 – $1,0 \text{ ч}^{-1}$ ($\alpha = 1$); 3 – $1,2 \text{ ч}^{-1}$ ($\alpha > 1$)
Fig. 5. Evolution of time concentration distributions of pollutants depending on parameter α variations: 1 – 0.5 h^{-1} ($\alpha < 1$); 2 – 1.0 h^{-1} ($\alpha = 1$); 3 – 1.2 h^{-1} ($\alpha > 1$)

лученный расчётный профиль $\Theta(t)$ представляет собой кривую с максимумом, которая качественно и количественно верно отражает ход экспериментальной кривой, изображённой на рисунке 2. Это означает наличие корреляции между теоретическими и экспериментальными результатами. Увеличение параметра α приводит к сокращению критического времени ($\tau_{\text{крит.}}$), о чём свидетельствуют графические зависимости, рассчитанные для трёх важных случаев ($\alpha < 1$; $\alpha = 1$ и $\alpha > 1$), и показанные на рисунке 5. Учитывая текущую скорость ветра, по формулам (8) и (9) можно определить численное значение «характерных расстояний», на которых будут фиксироваться максимальные концентрации загрязняющих примесей.

Таким образом, следует отметить, что выведенные соотношения (5), (6), (8–10) целесообразно использовать в качестве теоретической основы при разработке стратегии работы передвижной экологической лаборатории и надзорных органов, поскольку общепринятый принцип работы, базирующийся на совершении выездов на основании поступающих жалоб от населения [12], показывает свою неэффективность, потому что далеко не после каждой жалобы населения выявляется превышение концентрации ЗВ, что связано со сложным характером динамических изменений в атмосферном воздухе, которые отражают именно эволюционные законы вида (5) или (6).

Заключение

Вопросы мониторинга и контроля качества атмосферного воздуха требуют поиска новых подходов. Предложенные в статье математические модели, позволяющие моделировать процесс распространения ЗВ в атмосфере и прогнозировать изменение качества атмосферного воздуха на урбанизированных территориях, позволяют обеспечить следующие эффекты:

- локализовать (определить местоположение) источника сверхнормативного выброса ЗВ проверяющим и надзорным органам;
- прогнозировать качество атмосферного воздуха, предоставляя информацию в открытом доступе населению селитебных территорий с целью принятия оптимальных решений по предполагаемым активностям;
- предприятиям в своей деятельности учитывать текущую фоновую нагрузку ЗВ и метеорологические условия, что позволит в режиме «онлайн» регулировать технологические мощности и проведение ремонтных работ с целью уменьшения антропогенной нагрузки.

По мере развития ИТ-технологий и цифровизации общества предложенные математические модели могут лечь в основу создания интерактивной карты, отображающей данные о состоянии окружающей среды с возможностью предиктивной аналитики и выработки оптимальных управленческих решений.

Исследование выполнено за счёт гранта Российского научного фонда № 23-29-10135, <https://rscf.ru/project/23-29-10135/>. The research was supported by the RSF grant No. 23-29-10135, <https://rscf.ru/project/23-29-10135/>.

Литература

1. Лещук С.И., Суркова И.В., Сенкевич Н.В. Взаимосвязь загрязнения окружающей среды и экологически обусловленной заболеваемости населения на территории техногенного загрязнения // Естественные и технические науки. 2017. № 1 (103). С. 23–33.

2. Литвинова Н.А., Молотилова С.А. Влияние выбросов автотранспорта на заболеваемость и риск здоровью населения г. Тюмени // Экология человека. 2018. № 8. С. 11–16.

3. Абашев Т.Э., Ашихмина Т.Я., Хето М.Х. Сравнительная экологическая оценка техногенного воздействия на воздушный бассейн территории Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 2. С. 35–47. doi: 10.25750/1995-4301-2024-2-035-047

4. Тихонова И.В., Землянова М.А., Кольдибекова Ю.В., Пескова Е.В., Игнатова А.М. Гигиеническая оценка аэрогенного воздействия взвешенных веществ на заболеваемость детей болезнями органов дыхания в зоне влияния выбросов металлургического производства // Анализ риска здоровью. 2020. № 3. С. 61–69. doi: 10.21668/health.risk/2020.3.07

5. Зайцева Н.В., Землянова М.А., Игнатова А.М., Кольдибекова Ю.В., Степанков М.С., Пескова Е.В. Признаки хронического воздействия повышенных концентраций PM_{2,5} и PM₁₀ на параметры эритроцитов у детей // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 4. С. 184–191. doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-184-191

6. Ильичев В.А., Колчунов В.И., Азаров В.Н., Кузьмичев А.А. Здание, как очиститель воздуха, маркер его загрязнённости и объект видеоэкологии // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии. 2020. № 1 (29). С. 69–84. doi: 10.21869/2311-1518-2020-29-1-69-84

7. Джувеликян Х.А., Черепухина И.В. Современные проблемы природного и техногенного загрязнения окружающей среды (обзор) // Живые и биокосные системы. 2017. № 22. Статья 8.

8. Гудковских М.В. Методика комплексной оценки туристско-рекреационного потенциала // Географический вестник. 2017. № 1 (40). С. 102–116. doi: 10.17072/2079-7877-2017-1-102-116

9. Вильфанд Р.М., Кузнецова И.Н., Шалыгина И.Ю., Звягинцев А.М., Нахаев М.И., Захарова П.В., Лапченко В.А. Мониторинг и прогнозирование качества воздуха в московском регионе // Биосфера. 2014. Т. 6. № 4. С. 339–351.

10. Седых В.А., Куролап С.А., Беляева Л.Н., Мазуров Г.И., Козлов А.Т., Закусилов В.П. Загрязнение воздушной среды формальдегидом и оценка риска кан-

церогенных эффектов // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 2. С. 73–79. doi: 10.25750/1995-4301-2023-2-073-079

11. Мельников П.А., Гусев Д.М., Селезнева К.В., Шашенко В.А. Особенности мониторинга атмосферного воздуха крупных городов с развитой промышленностью // Экология и промышленность России. 2024. Т. 28. № 2. С. 32–37. doi: 10.18412/1816-0395-2024-2-32-37

12. АНО Исследовательский центр робототехники «Аиралаб Рус» [Электронный ресурс] <http://airalab.org/ru/air-monitoring/> (Дата обращения: 02.05.2024).

13. Макарова Н.М., Балашов А.Л., Тойгильдин А.М., Свирский А.Г. Особенности создания систем автоматического контроля загрязняющих веществ от стационарных источников выбросов // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 4. С. 35–43. doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-035-043

14. Замай С.С., Якубайлик О.Э. Модели оценки и прогноза загрязнения атмосферы промышленными выбросами в информационно-аналитической системе природоохранных служб крупного города. Красноярск: Краснояр. гос. ун-т, 1998. 109 с.

15. Krupnova T.G., Bulanova A.V., Makarovskikh T.A., Herreinstein A.V. Urban air pollution modeling: a critical review // Theoretical and Applied Ecology. 2022. No. 1. P. 27–33. doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-027-033

16. Зарипов Ш.Х., Марданов Р.Ф., Шарафутдинов В.Ф., Гильфанов А.К., Никоненкова Т.В. Математические модели переноса загрязнений в окружающей среде. Казань: Казан. ун-т, 2018. 47 с.

17. Ковтун В.Н., Болотин А.В. О динамическом поведении системы Ni–H₂SO₄ в области высоких анодных потенциалов в зависимости от режимов электролиза // Электрохимия. 2005. Т. 41. № 1. С. 111–115.

18. Быков В.И., Цыбенкова С.Б. Нелинейные модели химической кинетики. М.: URSS: КРАСАНД, 2011. 396 с.

19. Экологический атлас городского округа Тольятти: Единая муниципальная информационная система городского округа Тольятти [Электронный ресурс] <http://emgis.ru/atlas/mel.aspx> (Дата обращения: 06.05.2024).

References

1. Leshchuk S.I., Surkova I.V., Senkevich N.V. Interrelation of environmental pollution and environmentally caused morbidity in the territory of technogenic pollution // Natural and technical sciences. 2017. No. 1 (103). P. 23–33 (in Russian).

2. Litvinova N.A., Molotilova S.A. The influence of motor transport emissions on morbidity and health risk of the population of Tyumen city // Ekologiya cheloveka. 2018. No. 8. P. 11–16 (in Russian).

3. Abashev T.E., Ashikhmina T.Ya., Kheto M.H. Ecological assessment of technogenic impact on the air basin of the Kirov Region // Theoretical and Applied Ecology.

2024. No. 2. P. 35–47 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-2-035-047

4. Tikhonova I.V., Zemlyanova M.A., Kol'dibekova Yu.V., Peskova E.V., Ignatova A.M. Hygienic assessment of aerogenic exposure to particulate matter and its impacts on morbidity with respiratory diseases among children living in a zone influenced by emissions from metallurgic production // *Health Risk Analysis*. 2020. No. 3. P. 61–69 (in Russian). doi: 10.21668/health.risk/2020.3.07

5. Zaitseva N.V., Zemlianova M.A., Ignatova A.M., Koldibekova Yu.V., Stepankov M.S., Peskova E.V. Indicators of chronic exposure to elevated concentrations of PM_{2.5} and PM₁₀ on parameters of children's red blood cells // *Theoretical and Applied Ecology*. 2024. No. 4. P. 184–191 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-184-191

6. Plyichev V.A., Kolchunov V.I., Azarov V.N., Kuzmichev A.A. Building like an air cleaner, a marker of its contamination and a video ecology facility // *Biosphere compatibility: human, region, technologies*. 2020. No. 1. P. 69–84 (in Russian). doi: 10.21869/2311-1518-2020-29-1-69-84

7. Dzhuevlikyan H.A., Cherepukhina I.V. Modern problems of natural and technogenic pollution of the environmental (review) // *Living and bio-abiotic systems*. 2017. No. 22. Article No. 8 (in Russian).

8. Gudkovskikh M.V. Methodology for comprehensive assessment of tourism potential // *Geographical bulletin*. 2017. No. 1 (40). P. 102–116 (in Russian). doi: 10.17072/2079-7877-2017-1-102-116

9. Vilfand R.M., Kuznetsova I.N., Shalygina I.Yu., Zviagintsev A.M., Nakhayev M.I., Zakharova P.V., Lapchenko V.A. Air quality monitoring and prognosis in Moscow region // *Biosphere*. 2014. V. 6. No. 4. P. 339–351 (in Russian).

10. Sedykh V.A., Kurolap S.A., Belyaeva L.N., Mazurov G.I., Kozlov A.T., Zakusilov V.P. Formaldehyde air pollution and risk assessment of carcinogenic effects // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 2. P. 73–79 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-2-073-079

11. Melnikov P.A., Gusev D.M., Selezneva K.V., Shashenko V.A. Features of atmospheric air monitoring in large cities with developed industry // *Ecology and Industry of Russia*. 2024. V. 28. No. 2. P. 32–37 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2024-2-32-37

12. Autonomous non-profit organization Research Center for Robotics “Airalab Rus” [Internet resource] <https://airalab.org/ru/air-monitoring> (Accessed: 15.05.2023).

13. Makarova N.M., Balashov A.L., Toygildin A.M., Svirsky A.G. Features of creating systems for automatic monitoring of pollutants from stationary sources of emission // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 4. P. 35–43 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-035-043

14. Zamai S.S., Yakubailik O.E. Models for assessing and forecasting atmospheric pollution by industrial emissions in the information and analytical system of environmental services of a large city. Krasnoyarsk: Krasnoyarskiy gosudarstvennyy universitet, 1998. 109 p. (in Russian).

15. Krupnova T.G., Bulanova A.V., Makarovskikh T.A., Herreinstein A.V. Urban air pollution modeling: a critical review // *Theoretical and Applied Ecology*. 2022. No. 1. P. 27–33. doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-027-033

16. Zariipov Sh.Kh., Mardanov R.F., Sharafutdinov V.F., Gilfanov A.K., Nikonenkova T.V. Mathematical models of pollution transfer in the environment. Kazan: Kazanskiy universitet, 2018. 47 p. (in Russian).

17. Kovtun V.N., Bolotin A.V. Dynamic behavior of Ni–H₂SO₄ system at high anodic potentials and different electrolysis conditions // *Electrochemistry*. 2005. V. 41. No. 1. P. 111–115 (in Russian).

18. Bykov V.I., Tsybenova S.B. Nonlinear models of chemical kinetics. Moskva: URSS: KRASAND, 2011. 396 p. (in Russian).

19. Ecological atlas of Togliatti urban district: Unified municipal information system of Togliatti urban district [Internet resource] <http://emgis.ru/atlas/mel.aspx> (Accessed: 06.05.2024).

Сравнение моделей множественной регрессии и многослойного персептрона при картировании поверхностного распределения пыли в снеговом покрове

© 2025. А. С. Буторова, м. н. с.,

А. В. Шичкин, н. с., А. П. Сергеев, к. ф.-м. н., в. н. с.,

А. Г. Бувевич, н. с., Е. М. Баглаева, к. ф.-м. н., с. н. с.,

Институт промышленной экологии УрО РАН,
620990, Россия, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 20,
e-mail: a.s.butorova@urfu.ru

Снеговой покров служит информативным индикатором загрязнения атмосферного воздуха, поскольку аккумулирует и консервирует вещества, поступающие из атмосферы в составе осадков. Моделирование поверхностного распределения содержания загрязняющих веществ в снеговом покрове предполагает подбор предикторов, которые максимизируют прогностическую способность моделей. Цель настоящей работы заключалась в сравнении моделей множественной регрессии и многослойного персептрона при картографировании поверхностного распределения пыли в снеговом покрове в южной части г. Нового Уренгоя (Ямало-Ненецкий автономный округ, Россия). Предложено применение к подбору пространственных переменных подхода Land Use Regression (LUR), который использует данные о взаимном расположении потенциальных источников загрязнения и мест отбора проб для построения модели множественной линейной регрессии. Чтобы учесть нелинейные связи между предикторами модели и концентрацией пыли, использовался многослойный персептрон (MLP). Всего тестировались четыре различных модели: две на основе LUR и две на основе MLP. Наилучшую производительность показала модель MLP с выбранными для стандартной LUR модели предикторами, к которым добавили координаты мест отбора проб. Выбранные предикторы содержали пространственную информацию о распределении пыли; добавление к ним географических координат позволило дополнить модель геостатистической информацией и улучшить предсказательную способность модели. Модели LUR и MLP, которые использовали пространственные переменные, учитывающие расположение потенциальных источников загрязнения, позволили построить карты распределения пыли, демонстрирующие влияние этих источников на поверхностное распределение пыли, накопленной в снеговом покрове.

Ключевые слова: снеговой покров, содержание пыли, поверхностное распределение, картирование, land use regression, многослойный персептрон.

Comparison of multiple regression and multilayer perceptron models for mapping the surface distribution of dust in snow cover

© 2025. A. S. Butorova ORCID: 0000-0002-1570-6642[†]

A. V. Shichkin ORCID: 0000-0002-0081-1853[†], A. P. Sergeev ORCID: 0000-0001-7883-6017[†]

A. G. Buevich ORCID: 0000-0003-4964-2787[†], E. M. Baglaeva ORCID: 0000-0001-8400-5017[†]

Institute of Industrial Ecology of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,
20, S. Kovalevskoy St., Ekaterinburg, Russia, 620990,
e-mail: a.s.butorova@urfu.ru

Snow cover is an informative indicator of atmospheric air pollution since it accumulates and preserves pollutants coming from the atmosphere as part of precipitation. Modeling the surface distribution of pollutant content in snow cover involves selecting predictors that maximize the predictive ability of the models. The purpose of this study was to compare multiple regression and multilayer perceptron models for mapping the dust surface distribution in the snow cover in the southern part of Novy Urengoy (Yamalo-Nenets Autonomous Okrug, Russia). The authors proposed applying to the selection of spatial variables a Land Use Regression (LUR) approach, which uses data on the relative positions of potential pollution sources and sampling sites to build a multiple linear regression model. To consider the nonlinear relationships between model predictors and dust concentration, a neural network model, a multilayer perceptron (MLP), was used. A total of four different models were tested: two LUR- and two MLP-based models. The MLP model with selected for the standard LUR model predictors and added coordinates of the sampling sites shows the best performance. The selected predictors contain spatial information about dust distribution. The added geographical coordinates made it possible to

supplement the model with geostatistical information and improve its predictive ability. Finally, surface dust distribution maps were restored using four models and kriging. LUR and MLP models with spatial variables, which considered the location of potential pollution sources, produced dust distribution maps demonstrating the influence of these sources on surface distribution of dust accumulated in the snow cover.

Keywords: snow cover, dust content, surface distribution, mapping, land use regression, multilayer perceptron.

При экологическом мониторинге, помимо наблюдения непосредственно за уровнем загрязнения атмосферы, выполняют отбор проб атмосферных осадков, определяют содержание загрязняющих веществ (ЗВ) в почве, растительности, снеговом покрове [1–3]. Снеговой покров является информативным индикатором загрязнения не только поступающих из атмосферы осадков, но и атмосферного воздуха [4]. Во-первых, снеговой покров как естественный планшет-накопитель позволяет достаточно объективно оценить величину сухих и влажных выпадений в холодный сезон. Снег аккумулирует и консервирует ЗВ в результате процессов сухого и влажного вымывания. Во-вторых, наблюдаемая концентрация ЗВ в снеговом покрове, как правило, на несколько порядков выше, чем концентрация ЗВ в атмосферном воздухе, что позволяет измерять концентрации ЗВ в снеговом покрове достаточно простыми методами и с высокой степенью надёжности. Было показано, что снег может служить индикатором загрязнения атмосферы сульфатами [5], нитратами [6], тяжёлыми металлами [7–9], аммонием [10], полициклическими ароматическими и нефтяными углеводородами [11, 12] и рядом других веществ [13, 14].

Отбор проб снегового покрова не требует сложного оборудования по сравнению, например, с отбором проб воздуха. Одна проба снега, взятая на полную глубину снегового покрова, даёт репрезентативные данные о загрязнении в период от момента образования устойчивого снегового покрова до момента отбора пробы. Отбор проб снега сосредоточен в регионах Земли, где снеговой покров остаётся устойчивым постоянно или сезонно. В высокогорных ландшафтах, таких как Тибетское нагорье, некоторое количество снегового покрова сохраняется почти круглый год [15]. В Канаде, Чили, Китае, Дании, Финляндии, Швеции, Исландии, Норвегии, России, на севере Соединённых Штатов Америки и Канады снеговой покров образуется ежегодно и сохраняется на протяжении не менее одного месяца с перерывами, не превышающими трёх дней [1, 16].

Мониторинг загрязнения снегового покрова включает в себя методы оценки и мо-

делирования (прогноза) состояния снегового покрова [2, 17, 18]. Моделирование поверхностного распределения ЗВ предполагает подбор предикторов, которые максимизируют прогностическую способность модели. Для построения модели множественной линейной регрессии распределения пыли в настоящей работе авторы предложили применить подход Land Use Regression (LUR) [19], основанный на использовании данных о расположении потенциальных источников загрязнения (промышленных зон, автомобильных дорог, жилых строений и др.) по отношению к местам отбора проб. Далее было принято решение дополнительно использовать модели на основе нейронных сетей, которые улавливают нелинейные взаимосвязи между переменными-предикторами и концентрацией ЗВ, так как они имеют более высокую прогностическую способность, чем модели на основе стандартного метода LUR [20–22].

Цель настоящей работы – сравнение моделей восстановления поверхностного распределения пыли в снеговом покрове и построение с помощью этих моделей карт распределений.

Объекты и методы исследования

Стандартная модель LUR в данном исследовании сравнивается с моделью на основе использования многослойного перцептрона (MLP), которая, с одной стороны, продуктивна при прогнозировании нелинейных связей, и, с другой стороны, не требует значительных вычислительных ресурсов [20]. К предикторам ещё двух моделей на основе LUR и MLP добавлялись координаты мест отбора проб, что позволило учесть пространственное распределение данных. Подход LUR продуктивно дополняется моделями машинного обучения для повышения точности прогноза [20, 21]. Результативность комбинирования моделей на основе кригинга и LUR с алгоритмами машинного обучения для оценки пространственного распределения ЗВ продемонстрирована, например, в работе [22].

Исследуемая территория. В качестве исходных данных для построения и тестирования моделей в работе использовались

данные о содержании пыли, полученные в рамках масштабного скрининга снегового покрова в южной части г. Нового Уренгоя в 2007–2008 гг. Новый Уренгой – крупнейший из городов Ямало-Ненецкого автономного округа (ЯНАО), разделённый на северную и южную части двумя реками, Тамчара-Яха и Седэ-Яха. Устойчивый снеговой покров на территории образовался 15.10.2007 г., пробы снега отбирали с 22 по 27 марта 2008 г. Март в Новом Уренгое характеризуется среднемесячной температурой $-15,4^{\circ}\text{C}$ и большим количеством осадков. Климат на территории классифицируется как Dfc по системе классификации типов климата Кёппена-Гейгера, где D – субарктический (холодный континентальный) климат, f – отсутствие сухого сезона, c – холодное лето [23].

Отбор проб. Пробы снега отбирали в узлах сетки с запланированным шагом 250 м с помощью снегомерного пробоотборника [24]. Окончательное местоположение пробы определялось с учётом местных условий и могло в некоторых случаях значительно отличаться от запланированного. При моделировании использовались координаты окончательного (реального) местоположения проб. Наблюдаемая глубина снегового покрова варьировала от 0,25 до 1,35 м в зависимости от рельефа. Пробоотборник отвесно погружался в снег на полную глубину снегового покрова до соприкосновения с подстилающей поверхностью.

Каждая проба состояла из нескольких кернов – образцов цилиндрической формы диаметром 0,1 м, отобранных методом конверта так, чтобы суммарная масса пробы была не менее 0,5 кг. Количество кернов в пробе варьировалось от 2 до 12. Чтобы исключить попадание в пробу частиц почвы, последние два сантиметра снега удалялись из керна. Все пробы были упакованы в двойные полиэтиленовые пакеты, промаркированы уникальными номерами и доставлены в аккредитованную химическую лабораторию.

Химический анализ отобранных проб проводился в соответствии с действующими на момент проведения анализа нормативными документами в аккредитованной аналитической лаборатории Института промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург, Россия).

В лаборатории пробы снега из полиэтиленовых пакетов перемещали в ёмкости и растапливали при комнатной температуре. Талую воду отфильтровывали через заранее подготовленные и взвешенные фильтры. Фильтры с осадком твёрдых частиц (твёрдой

фазой) просушивали, после чего твёрдую фазу пробы подвергали химическому анализу. Содержание твёрдых частиц (пыли) в пробе вычисляли как отношение массы твёрдой фазы к объёму пробы (в мг/л).

Выбор источников и пространственных переменных. В качестве исходных данных использовали концентрации твёрдых частиц (пыли) в пробе (в мг/л). Для моделирования было отобрано 150 проб снега, из них 125 проб вошли в тренировочный набор, 25 – в тестовый.

Источники загрязнения – основные и второстепенные автомобильные дороги – выбирали исходя из предметного предположения о наличии связи между расположением автомобильных дорог, как потенциальных источников загрязнения, и содержанием пыли в снеговом покрове.

Первоначально выбирали и рассчитывали большой набор потенциальных переменных-предикторов, из которых затем отбирали наиболее информативные. Для этого в каждом месте отбора проб строили набор буферных зон радиусами 100, 200, 300, 400 и 500 м. Буферная зона представляет собой круг с центром в месте отбора проб. В настоящей работе для построения буферных зон использовали геоинформационную систему ArcGIS.

Для каждой буферной зоны строили пересечения с выбранными источниками загрязнения и вычисляли площади этих пересечений, величины которых представляли собой пространственные переменные. В результате было получено 10 пространственных переменных: r100, r200, r300, r400, r500 – площади пересечений дорог основного типа (roads) с буферными зонами с радиусами 100, 200, 300, 400, 500 м соответственно; sr100, sr200, sr300, sr400, sr500 – площади пересечений дорог второстепенного типа (subroads) с буферными зонами с радиусами 100, 200, 300, 400, 500 м соответственно.

Следующий шаг – выбор из 10 пространственных переменных наиболее информативных предикторов для моделей. Все пары переменных были проверены на мультиколлинеарность – наличие сильной линейной корреляции между переменными регрессионной модели. В результате были отброшены предикторы со значением коэффициента инфляции дисперсии (VIF), превышающим 3 [25]. Оставшиеся три пространственных переменных r100, r500 и sr500 имели значения VIF 1,35, 1,55 и 1,18, соответственно.

В среде Matlab тестировали три модели линейной регрессии: 1) модель, содержащую

линейную комбинацию предикторов (параметр 'linear' функции fitlm()); 2) модель, содержащую линейную комбинацию предикторов и квадраты этих предикторов (параметр 'purequadratic' функции fitlm()); 3) модель, содержащую линейную комбинацию предикторов, квадраты этих предикторов и все попарные произведения предикторов (параметр 'quadratic' функции fitlm()). Прогноз, полученный с помощью модели на основе чисто квадратичной линейной регрессии ('purequadratic'), оказался самым точным. Таким образом, в качестве предикторов использовали три отобранных переменных r100, r500, sr500 и их квадраты (r100)², (r500)², (sr500)² – всего 6 предикторов.

Модели. В работе были протестированы четыре различные модели: 1) стандартная модель LUR с шестью выбранными предикторами; 2) модель LUR, в которой к шести выбранным предикторам добавляли географические координаты мест отбора проб (модель LUR+XY); 3) модель MLP с использованием шести выбранных предикторов; 4) модель MLP, в которой к шести выбранным предикторам добавляли географические координаты мест отбора проб (модель MLP+XY) (рис. 1).

Исходными данными для модели LUR были измеренные концентрации тренировочного набора (125 значений) и шесть выбранных предикторов. Прогноз строили на основе уравнения множественной линейной

регрессии. Производительность LUR модели проверяли на значениях тестового набора.

В модели LUR+XY к шести исходным предикторам добавляли координаты мест отбора проб X и Y, что позволило учесть пространственное расположение мест отбора проб. Прогноз строили на основе уравнения множественной линейной регрессии, как в исходной LUR модели.

Модель MLP представляла собой многослойный перцептрон с входным, скрытым и выходным слоями с функцией активации гиперболический тангенс. Скрытый слой состоял из 7 нейронов. Обучение MLP проводилось по алгоритму Левенберга-Марквардта. На вход MLP подавали значения тренировочного набора и набор выбранных предикторов. На выходе MLP получали значения концентрации пыли, предсказанные по тестовому набору.

В модели MLP+XY прогноз строили с помощью MLP с той же структурой, что и у предыдущей модели. На вход сети в дополнение к шести предикторам исходной LUR модели подавали географические координаты мест отбора проб. На выходе обученного MLP получали предсказанные значения концентрации пыли.

Результаты и обсуждение

В таблице представлены результаты оценки производительности моделей. Самую высокую

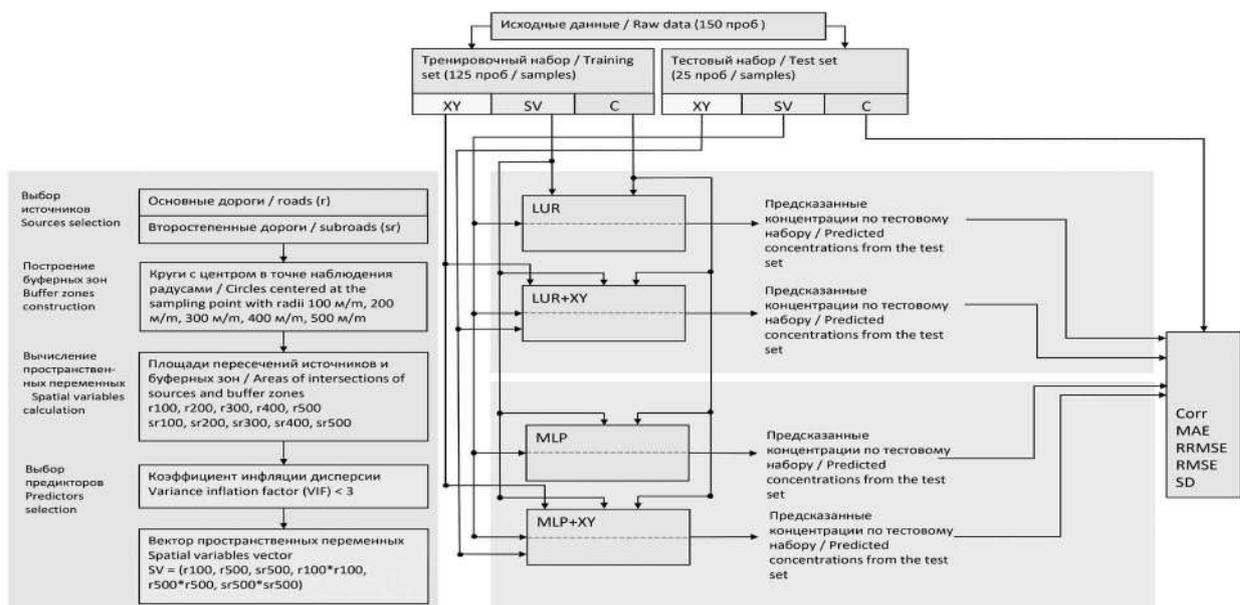


Рис. 1. Схема исследования. Здесь и в таблице: Corr – коэффициент корреляции, MAE – средняя абсолютная ошибка, RRMSE – относительная среднеквадратическая ошибка, RMSE – среднеквадратическая ошибка, SD – стандартное отклонение
Fig. 1. Research scheme. Here and in the table: Corr – correlation coefficient, MAE – mean absolute error, RRMSE – relative root mean square error, RMSE – root mean square error, SD – standard deviation

**А. С. Буторова, А. В. Шичкин, А. П. Сергеев, А. Г. Буевич,
Е. М. Баглаева «Сравнение моделей множественной регрессии
и многослойного перцептрона при картировании
поверхностного распределения пыли в снеговом покрове». С. 37.**

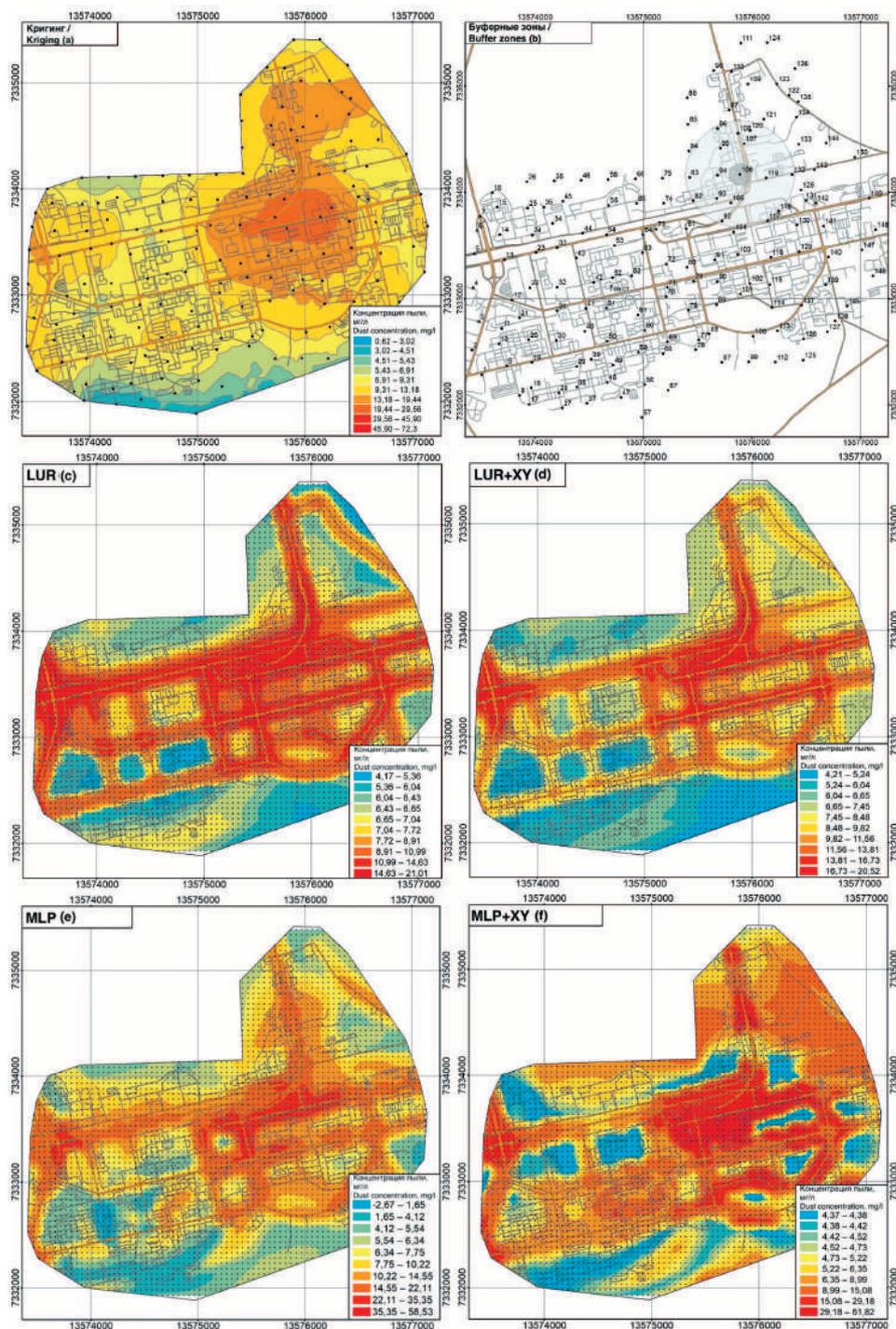


Рис. 2. Моделирование поверхностного распределения пыли в снеговом покрове:
(a) – результат кригинга, (b) – пример построения буферных зон радиусом 100
и 500 м для пробы № 106, (c)–(f) – результаты моделей на основе LUR и MLP
Fig. 2. Modelling of dust surface distribution in snow cover: (a) – the result of kriging,
(b) – an example of buffer zones constructing with 100 and 500 m radius for sample No. 106,
(c)–(f) – the results of LUR- and MLP-based models

Оценка производительности моделей / Model performance assessment

Модель Model	Коэффициент корреляции Correlation coefficient	MAE	RRMSE	RMSE	SD
LUR	0,66	10,39	1,21	16,61	3,58
LUR+XY	0,69	10,13	1,09	16,3	3,96
MLP	0,78	8,97	0,85	13,82	6,58
MLP+XY	0,81	8,64	0,7	12,82	7,67

Примечание: стандартное отклонение исходных данных составило 16,52.

Note: Standard deviation of raw data was 16.52.

кую производительность по всем показателям продемонстрировала модель MLP с исходными предикторами, выбранными для LUR модели, и координатами мест отбора проб. Традиционная LUR модель показала самую низкую производительность, однако модель LUR, в которой к исходным предикторам добавили координаты мест отбора проб, была немного точнее: коэффициент корреляции модели LUR+XY 0,69 против 0,66 у исходной LUR модели. Тем не менее, производительность модели LUR+XY ниже, чем производительность моделей на основе MLP.

Преимущества моделей на основе MLP подтверждаются полученными числовыми показателями (табл.). Добавление координат мест отбора проб к предикторам моделей позволило дополнить модели геостатистической информацией и улучшить их производительность: в случае моделей на основе MLP коэффициент корреляции равен 0,78 для MLP против 0,81 для MLP+XY. При этом производительность моделей на основе MLP выше, поскольку многослойный перцептрон является нелинейной моделью и позволяет более точно описать связь между пространственными переменными и концентрацией ЗВ на исследуемой территории.

Для восстановления поверхностного распределения пыли на исследуемой территории была построена регулярная сетка с шагом 50 м (рис. 2, см. цв. вкладку II).

Для каждой точки сетки строилось поверхностное распределение содержания пыли с помощью классического геостатистического метода кригинга [26] и моделей на основе LUR и MLP. Карта поверхностного распределения пыли, построенная с помощью кригинга, не даёт представления о связи между концентрацией ЗВ и источниками загрязнения. На рисунке 3а можно отметить только то, что концентрация пыли выше в центральной части города, это естественным образом можно объяснить интенсивным автомобильным трафиком в оживлённом городском районе.

Карты поверхностного распределения пыли, построенные с применением LUR-подхода, свидетельствуют о наличии связи между содержанием пыли в снеговом покрове и расположением автомобильных дорог на территории южной части г. Новый Уренгой. Поскольку ЗВ, выбрасываемые источником, распространяются и рассеиваются, то, чем дальше находится место отбора проб от источника загрязнения, тем меньшая концентрация ЗВ в ней наблюдается.

Как показали результаты исследования, карты поверхностного распределения содержания пыли, восстановленные моделями MLP с применением LUR-подхода, имеют более высокую точность, поскольку MLP способен улавливать нелинейные взаимосвязи между подобранными предикторами и содержанием пыли в снеговом покрове. Кроме того, построение предикторов с применением LUR подхода позволило сократить объём данных, необходимых для обучения MLP.

Область наибольшего загрязнения снегового покрова наблюдается со смещением от одной из центральных дорог ул. Магистральной к югу. Улица является магистральной и связывает между собой городские микрорайоны, промышленные и социально-значимые объекты, обеспечивает подъезд к внешнегородским автомобильным дорогам, в том числе к дорогам до г. Надым и г. Старый Уренгой. На ул. Магистральную приходится основной поток движения легкового, грузового, коммерческого и общественного транспорта.

Заключение

Важная часть работы при построении прогноза заключалась в подборе предикторов модели. Предикторы выбирали исходя из предметного предположения о наличии связи между концентрацией пыли и расположением автомобильных дорог. Наилучшую производительность показала модель MLP с предикторами, выбранными для исходной LUR модели,

к которым добавили координаты мест отбора проб. Совместное использование выбранных предикторов и данных по географическим координатам позволило дополнить модель геостатистической информацией и улучшить итоговую предсказательную способность модели.

Таким образом, модели на основе нейронных сетей, в частности MLP, показали достаточно высокую производительность на небольшом наборе данных благодаря подбору информативных предикторов. Использование MLP позволило улавливать нелинейную монотонную связь между концентрацией пыли в снеговом покрове и пространственными переменными. При этом количество нейронов в скрытом слое MLP было малым, чтобы сеть не переобучалась. Можно заключить, что для повышения прогностической точности предпочтительно использовать модели машинного обучения, которые способны улавливать нелинейные взаимосвязи между переменными предикторами и концентрацией ЗВ.

Исследование выполнено за счет субсидий Минобрнауки РФ на выполнение научной темы FUMN-2024-0003.

References

1. Nazarenko Y., Ariya P.A. Interaction of air pollution with snow and seasonality effects // Atmosphere. 2021. V. 12. No. 4. Article No. 490. doi: 10.3390/atmos12040490
2. Szwed M., Kozłowski R. Snow cover as an indicator of dust pollution in the area of exploitation of rock materials in the Świętokrzyskie Mountains // Atmosphere. 2022. V. 13. No. 3. Article No. 409. doi: 10.3390/atmos13030409
3. Trifonova T.A., Kurochkin I.N., Kurbatov Yu.N. Heavy metals in soils of various functional zones of urbanized territories: assessment of the content and environmental risk // Theoretical and Applied Ecology. 2023. No. 2. P. 38–46 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-2-038-046
4. Vasilenko V.N., Nazarov I.M., Fridman Sh.D. Snow pollution monitoring. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1985. 181 p. (in Russian).
5. Molozhnikova Ye.V., Shikhovtsev M.Yu., Netsvetaeva O.G., Khodzher T.V. Ecological zoning of the Baikal basin based on the results of chemical analysis of the composition of atmospheric precipitation accumulated in the snow cover // Appl. Sci. 2023. V. 13. No. 14. Article No. 8171. doi: 10.3390/app13148171
6. Cui X., Ouyang W., Liu L., Guo Z., Zhu W. Nitrate losses from forest during snowmelt: An underestimated source in mid-high latitude watershed // Water Res. 2024. V. 249. Article No. 121005. doi: 10.1016/j.watres.2023.121005
7. Vijayan A., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. Laboratory melting of late-winter urban snow samples: the magnitude and dynamics of releases of heavy metals and PAHs // Air Soil Pollut. 2019. V. 230. No. 8. Article No. 182. doi: 10.1007/s11270-019-4201-2
8. Zhang F., Meng B., Gao S., Hough R., Hu P., Zhang Z., Yu S., Li K., Liu Z., Cui S. Levels, inventory, and risk assessment of heavy metals in wetland ecosystem, Northeast China: Implications for snow cover monitoring // Water. 2021. V. 13. No. 16. Article No. 2161. doi: 10.3390/w13162161
9. Yakovlev E., Druzhinina A., Zykova E., Zykov S., Ivanchenko N. Assessment of heavy metal pollution of the snow cover of the Severodvinsk industrial district (NW Russia) // Pollution. 2022. V. 8. No. 4. P. 1274–1293. doi: 10.22059/poll.2022.341500.1438
10. Tian R., Tian L. Two decades ammonium records from ice core in Qiangyong glacier in the Northern Himalayas // Atmos. Res. 2019. V. 222. P. 36–46. doi: 10.1016/j.atmosres.2019.02.004
11. Sun L., Ai X., Yao X., An Q., Liu X., Yakovleva E., Zhang L., Sun H., Zhang K., Zang S. Relationship between atmospheric pollution and polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh snow during heavy pollution episodes in a cold city, northeast China // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2023. V. 260. Article No. 115091. doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.115091
12. Cui S., Song Z., Zhang L., Zhang Z., Hough R., Fu Q., An L., Shen Z., Li Y.-F., Liu D., Gao S. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh snow in the city of Harbin in northeast China // Atmos. Environ. 2019. V. 215. Article No. 116915. doi: 10.1016/j.atmosenv.2019.116915
13. Mezina K., Melgunov M., Belyanin D. ⁷Be, ²¹⁰Pb_{atm} and ¹³⁷Cs in snow deposits in the Arctic part of Western Siberia (Yamal-Nenets Autonomous District) // Atmosphere. 2020. V. 11. No. 8. Article No. 825. doi: 10.3390/atmos11080825
14. Saltan N.V., Sviatkovskaya E.A., Trostenyuk N.N. Assessment of snow cover pollution in urban ecosystems of the Kola North in the zone of influence of railway branches // Theoretical and Applied Ecology. 2022. No. 1. P. 78–83 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-078-083
15. Kopanev I.D. Methods for studying snow cover. Leningrad: Gidrometizdat, 1971. 226 p. (in Russian).
16. Sergeev A.P., Shichkin A.V., Buevich A.G., Baglaeva E.M. Counter-prediction approach to predict the missing values of a spatial series on the example of the dustiness in the snow cover // Model. Earth Syst. Environ. 2023. V. 9. P. 1523–1530. doi: 10.1007/s40808-022-01577-2
17. Rakhmatova A.Y., Sergeev A.P., Shichkin A.V., Buevich A.G., Baglaeva E.M. Three-day forecasting of greenhouse gas CH₄ in the atmosphere of the Arctic Belyy Island using discrete wavelet transform and artificial neural

networks // *Neural Comput. Applic.* 2021. V. 33. No. 16. P. 10311–10322. doi: 10.1007/s00521-021-05792-3

18. Israel Yu.A., Filippova L.N., Insarov G.E. Semevskiy F.N., Semenov S.M. Environmental monitoring and regulation of the state of the natural environment // *Problems of ecological monitoring and ecosystem modeling*. V. 4. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1981. P. 6–19 (in Russian).

19. Briggs D.J., Collins S., Elliott P., Fischer P., Kingham S., Lebrecht E., Pryl K., van Reeuwijk H., Smallbone K., van der Veen A. Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach // *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 1997. V. 11. No. 7. P. 699–718. doi: 10.1080/136588197242158

20. Han L., Zhao J., Gao Y., Gu Z. Prediction and evaluation of spatial distributions of ozone and urban heat island using a machine learning modified land use regression method // *Sustainable Cities Soc.* 2022. V. 78. No. 2. Article No. 103643. doi: 10.1016/j.scs.2021.103643

21. Champendal A., Kanevski M., Huguenot P.-E. Air pollution mapping using nonlinear land use regression mo-

dels // *Computational science and its applications: proceedings of the International conference*. V. 8581. Cham: Springer, 2014. P. 682–690. doi: 10.1007/978-3-319-09150-1_50

22. Wong P.Y., Lee H.Y., Chen Y.C., Zeng Y.T., Chern Y.R., Chen N.T., Candice Lung S.C., Su H.J., Wu C.D. Using a land use regression model with machine learning to estimate ground level PM_{2.5} // *Environ. Pollut.* 2021. V. 277. Article No. 116846. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116846

23. Köppen W. Das geographische System der Klimate // *Handbuch der Klimatologie* / Eds. W. Köppen, R. Geiger. Bd. 1. Teil C. Berlin: Borntraeger, 1936. 44 p. (in German).

24. Sergeev A.P., Buevich A.G., Berg D.B. Snow sampler // Patent RU80587 U1. Application: 2008131261/22, 29.07.2008. Date of publication: 10.02.2009. Bull. 4 (in Russian).

25. Sheather S. *A modern approach to regression with R*. New York: Springer-Verlag, 2009. 393 p. doi: 10.1007/978-0-387-09608-7

26. Matheron G. *Principles of applied geostatistics*. Moskva: Mir, 1968. 408 p. (in Russian).

Научно-технические основы технологии переработки фторсодержащих токсичных отходов

© 2025. А. В. Шевченко¹, д. т. н., в. н. с.,

А. С. Лякин², к. т. н., начальник группы отдела,

Г. Е. Никифоров³, к. х. н., с. н. с.,

¹ФГБВОУ ВО «Военно-инженерная ордена Кутузова академия имени Героя Советского Союза генерал-лейтенанта инженерных войск Д.М. Карбышева», 143432, Россия, Московская область, гор. округ Красногорск, раб. пос. Нахабино, ул. Карбышева, д. 2,

²ФБУ «Федеральное управление по безопасному хранению и уничтожению химического оружия при Министерстве промышленности и торговли Российской Федерации (войсковая часть 70855)», 115487, Россия, г. Москва, ул. Нагатинская, д. 16А, стр. 211,

³ФГБУ «27 Центральный научно-исследовательский институт Министерства обороны Российской Федерации», 107014, Россия, г. Москва, ул. Рубцовско-Дворцовая, д. 6, e-mail: shevchenkoav@inbox.ru, fubhuho-7@mail.ru, vozrozdienie_80@mail.ru, herman5@yandex.ru

Согласно положениям федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» одним из принципов вовлечения в хозяйственный оборот имущественных комплексов объектов по уничтожению химического оружия (УХО) после завершения их эксплуатации является использование имущества и территорий, которые отвечают требованиям по обеспечению безопасности жизнедеятельности и санитарно-эпидемиологического благополучия населения, а также охраны окружающей среды. Данное положение имеет исключительное значение, поскольку на всех объектах по УХО обращались боевые отравляющие вещества и высокотоксичные продукты их детоксикации, которые при попадании в производственную и окружающую среду уже в незначительных количествах способны вызывать тяжёлые поражения человека вплоть до летального исхода. Решение задачи по выбору и обоснованию способа безопасной переработки фторсодержащих отходов, образованных при утилизации реакционных масс (РМ) от детоксикации фосфорорганических отравляющих веществ (ФОВ), являлось необходимым условием для обеспечения защиты персонала и населения от наличия потенциальной химической опасности и сохранения приемлемого уровня безопасности производственной и окружающей среды.

В статье приводятся сведения о научных основах процесса безопасной переработки фторсодержащих отходов, образованных при утилизации РМ от детоксикации ФОВ на объектах по УХО «Леонидовка» (пос. Леонидовка Пензенской области), «Марадыковский» (пос. Мирный Кировской области) и «Почеп» (г. Почеп Брянской области). Приведены материалы по оценке физико-химических характеристик реакционной массы вязкой рецептуры зомана и её составляющих после выполнения операции декантирования, раскрыта сущность способов переработки фторсодержащих токсичных отходов.

Ключевые слова: объекты по уничтожению химического оружия, ликвидация последствий деятельности, зоман, реакционная масса, фторид калия, фторсодержащие отходы.

Scientific and technical fundamentals of the fluorinated toxic waste treatment technology

© 2025. A. V. Shevchenko¹ ORCID: 0009-0004-2768-514X¹

A. S. Lyakin² ORCID: 0009-0000-7574-5662²

G. E. Nikiforov³ ORCID: 0009-0007-6335-8869³

¹FGBVOU HE "Military Engineering Order of Kutuzov Academy named after Hero of the Soviet Union, Lieutenant General of Engineering Troops D.M. Karbyshev", 2, Karbysheva St., rab. pos. Nakhabino, Moscow region, Russia, 143432,

²FBU “Federal Bureau for the Safe Storage and Destruction of Chemical Weapons under the Ministry of Industry As well as Trade of the Russian Federation (Military Unit 70855)”, 16A, building 211, Nagatinskaya St., Moscow, Russia, 115487,

³FGBU “Federal State Budgetary Institution 27 Central Scientific Research Institute of the Ministry of Defense of the Russian Federation”, 6, Rubtsovsko-Dvortsovaya St., Moscow, Russia, 107014, e-mail: shevchenkoav@inbox.ru, fubhuho-7@mail.ru, vozrogdenie_80@mail.ru, herman5@yandex.ru

According to the Federal Target Program “Destruction of Chemical Weapons Stocks in the Russian Federation”, one of the principles for involving property complexes of chemical weapons destruction facilities (CWDFs) in economy after their decommissioning is the use of property and territories that meet the requirements for ensuring the safety of life and sanitary welfare, as well as environmental protection. This provision is of exceptional importance, since all the CWDFs handled chemical warfare agents (CWAs) and highly toxic products of their detoxification. The abovementioned agents and toxic products, even in small quantities, enter the environment and can cause severe human injuries, up to death. The solution to the problem of selecting and justifying a method for the safe processing of fluorine-containing waste generated during the disposal of reaction mixture (RM) from the detoxification of organophosphorus toxic substances (OPTS) was a necessary condition for ensuring the protection of personnel and the public from potential chemical hazards and maintaining an acceptable level of industrial and environmental safety. The article provides information on the scientific basis of the safe recycling of fluorinated waste generated during the disposal of RM after OPTS detoxification at the facilities of the Leonidovka agricultural district (village of Leonidovka, Penza region), Maradykovsky (village of Mirny, Kirov region) and Pochep (city of Pochep, Bryansk region). We present the results on the assessment of the physico-chemical characteristics of the RM of the soman viscous formulation and RMs components after the decanting. The essence of the methods of fluorinated toxic waste processing is disclosed.

Keywords: chemical weapons destruction facilities, liquidation of consequences of activities, soman, reaction mixture, potassium fluoride, fluorine-containing waste.

В соответствии с президентской федеральной целевой программой «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» в 1995 г. на конкурсной основе в качестве базовой технологии была принята «двухстадийная» технология уничтожения фосфорорганических отравляющих веществ (ФОВ), разработанная ФГУП «ГосНИИ-ОХТ» [1]. Данная технология, представляющая собой термохимический процесс уничтожения химического оружия (УХО), предусматривала раздельное уничтожение компонентов химических боеприпасов – отравляющих веществ (ОВ) и собственно корпуса боеприпаса. В процессе уничтожения российских запасов химического оружия на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадьковский» и «Почеп» для детоксикации вязкой рецептуры зомана применялась дегазирующая рецептура РД-4М на основе алкоголята калия. Получаемые реакционные массы (РМ) должны были подвергаться утилизации методом термического разложения на печном оборудовании указанных объектов согласно действующим технологическим регламентам высокотемпературной переработки жидких отходов [1].

Главным препятствием, не позволяющим использовать способ сжигания для

ликвидации токсичных отходов на этапе детоксикации вязкой рецептуры зомана, являлось присутствие в таком типе РМ фторида калия (KF). Указанное соединение присутствовало в РМ в виде нерастворимого осадка и при осуществлении её транспортирования и подачи в печь сжигания происходили не только механическая забивка отложениями систем трубопроводов, арматуры и форсунок печей, но и интенсивное разрушение материала термозащитной внутренней футеровки камер термической обработки устройств [2, 3].

Физико-химические свойства принимаемых на переработку РМ аномальной вязкости, образующихся при детоксикации вязкой рецептуры зомана, существенным образом осложняли процесс настройки режимов подготовки и процесса подачи данного типа РМ для её последующей высокотемпературной переработки.

С целью преодоления указанной технологической проблемы РМ вязкой рецептуры зомана переводилась в устойчивый коллоидный раствор при помощи добавления расчётного количества гидрофобного растворителя (дизельного топлива) и воды, которые подавались для выделения из полученной реакционной смеси фторида калия. После осуществления

выдержки полученной реакционной смеси происходило её расслоение на слой органических примесей и водно-солевой раствор, содержащий фтор [2, 4].

Декантированная жидкая фаза органических примесей и полученный водно-солевой раствор, содержащий фторид калия, направлялись для накопления и временного хранения на производственные участки в составе перечисленных объектов по УХО [2, 3].

Очевидно, что процессы накопления и промежуточного хранения декантированной жидкой фазы нерастворимых в воде органических примесей РМ и содержащего фтор водно-солевого раствора на этапе полномасштабного уничтожения запасов химического оружия носили временный характер.

В целях исключения нарастающей во времени потенциальной опасности химического заражения объектов производственной и окружающей среды, связанной с долгосрочным хранением токсичных продуктов переработки РМ от детоксикации ФОВ, и формирования безопасных условий вовлечения в хозяйственный оборот имущественных комплексов объектов по УХО, требовалось разработать процесс безопасной переработки фторсодержащих токсичных отходов с учётом современных представлений по обеспечению экологической безопасности и соблюдения требований по охране окружающей среды.

Поиск и обоснование методических подходов к обеспечению безопасного обезвреживания органического слоя РМ вязкой рецептуры зомана и водно-солевого раствора фторида калия с целью исключения факторов негативного воздействия фторсодержащих токсичных отходов на среду обитания человека и компоненты окружающей природной среды имели актуальное и приоритетное значение на начальном этапе выполнения мероприятий по ликвидации последствий деятельности объектов по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп» в рамках подготовки их имущественных комплексов для вовлечения в хозяйственный оборот и повышения их инвестиционной привлекательности в целом.

Решение данной задачи являлось составной частью комплексного исследования, проводимого с целью формирования научно-методических основ и исходных данных для проектирования комплекса мероприятий на ликвидацию последствий деятельности по хранению и уничтожению запасов российского химического оружия.

Объекты и методы исследования

Научно-технические аспекты процесса выделения фторида калия из реакционной массы от детоксикации вязкой рецептуры зомана. Технологическая проблема, с которой пришлось столкнуться на этапе осуществления на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп» процессов высокотемпературной переработки РМ, образованных от детоксикации вязкой рецептуры зомана рецептурой РД-4М, была обусловлена наличием следующих сдерживающих факторов.

Во-первых, РМ аномальной вязкости, образующиеся при детоксикации зомана рецептурой РД-4М, в силу особенностей своего состава представляли собой суспензию, содержащую твёрдые частицы солей фторида калия, крайне слабо растворимых в композиции органических жидкостей, составляющих их основу. При хранении наблюдалось укрупнение частиц солей и их осаждение в промежуточных ёмкостях хранения без перемешивания среды, что приводило к прекращению подачи РМ на высокотемпературную переработку. Налёт таких солей образовывался и на стенках трубопроводов линий подачи РМ, постепенно уменьшая их сечение и «закупоривая» сужения каналов в запорной и регулирующей арматуре, а также в топливных каналах форсунок печей.

Во-вторых, в составе РМ содержались мономеры капролактама и сополимеры бутилметакрилата со стиролом, способные к полимеризации. При попадании в РМ протонных растворителей (вода, спирты) с большей или меньшей скоростью наблюдалась полимеризация с образованием в ёмкостях приёма и хранения (а также трубопроводах линий подачи) желеобразных (иногда парафинообразных) отложений, препятствующих подаче РМ в установку термического обезвреживания для последующей высокотемпературной переработки.

В-третьих, РМ, образующиеся при детоксикации вязкого зомана рецептурой РД-4М, являлись легко воспламеняющимися жидкостями, что крайне ограничивало возможность повышения их температуры для устранения эффекта потери подвижности среды. Эта характеристика препятствовала осуществлению попыток сильного разогрева подаваемых РМ с целью разрушения желеобразных отложений, а также вынуждала осуществлять их распыление через форсунки печей при более высоких значениях вязкости и поверхностного натяжения.

Таблица 1 / Table 1

Усреднённые составы органического слоя реакционной массы [4–7]
Average compositions of the reaction mixture organic layer [4–7]

Компоненты / Components	Содержание, % масс. / Content, % by weight		
	объект «Леонидовка» Leonidovka object	объект «Марадыковский» Maradykovsky object	объект «Почеп» Pochep object
Изобутиловый спирт / Isobutyl alcogol	13,82	13,88	13,41
Пинаколиловый спирт / Pinacolyl alcogol	0,05	0,06	0,04
N–метил-2-пирролидон N-methyl-2-pirrolidone	26,93	26,99	27,80
Пинаколилизобутиловый эфир метилфос- фоновой кислоты / Pinacolyl methylphos- phonic acid ester	30,06	30,11	30,06
Диизобутиловый эфир и дипинаколиловый эфир метилфосфоновой кислоты / Diisobutyl and dipinacolyl methylphosphonic acid ester	0,13	0,15	0,14
Трибутиламин / Tributylamine	0,35	0,35	0,32
Капролактан / Caprolactam	1,79	1,80	1,83
Загуститель (сополимер стирола и бутилме- такрилата) / Thickener (copolymer of styrene and butylmethacrylate)	0,50	0,49	0,51
Калия фторид / Potassium fluoride	0,00048	0,00049	0,00046
Дизельное топливо / Diesel fuel	24,62	24,67	24,53
Вода / Water	1,75	1,51	1,35
Зоман / Soman	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$

Поступающие на переработку РМ существенно образом различались по своим свойствам. Это обуславливалось, с одной стороны, особенностями самого технологического процесса детоксикации вязкого зомана. Так, в случае превышения содержания зомана выше установленных пределов в пробе, отбираемой из реакторов-дозревателей в реакторных отделениях перечисленных объектов по УХО, технологическим регламентом предусматривалось добавление дополнительной порции рецептуры РД-4М, что неизбежно приводило к изменению состава и, следовательно, и свойств получаемых РМ. Кроме того, свойства самих РМ и продуктов их декантации достаточно существенно могли изменяться в процессе их длительного временного хранения.

Для устранения перечисленных сдерживающих факторов применялась технология обезвреживания фтортоксичных отходов путём расслоения реакционной смеси после добавления к ней расчётного количества дизельного топлива и воды [2].

В общем виде технологический процесс выделения фторида калия из РМ, полученной при детоксикации вязкого зомана рецептурой

РД-4М, состоял из нескольких стадий [2], включающих в себя:

- 1) аналитический контроль остаточного содержания зомана в РМ;
- 2) смешение РМ с расчётным количеством дизельного топлива и воды;
- 3) контроль качества расслоения образовавшейся смеси на водно-солевой и органический слои после завершения операции выделения фторида калия;
- 4) разделение (декантация) водно-солевого и органического слоёв РМ, полученной при детоксикации вязкого зомана рецептурой РД-4М после завершения операции выделения фторида калия.

Усреднённые составы органического слоя РМ от детоксикации вязкой рецептуры зомана, поступавшего на временное хранение на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп», приведены в таблице 1.

Усреднённые составы водно-солевого раствора фторида калия, поступавшего на временное хранение на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп», приведены в таблице 2.

Согласно экспериментальным данным, приведённым в таблицах 1 и 2, в результате

добавления к исходной РМ порции дизельного топлива с водой и её декантирования получали эмульсии, которые характеризовались наличием в одной из них существенного количества органических растворителей, а в другой, напротив, наличием фторида калия и других минеральных соединений калия и лишь следовых количеств органических примесей.

Определённые характеристики пожарной опасности органического и водно-солевого слоёв РМ от детоксикации вязкой рецептуры зомана после её декантации приведены в таблице 3.

Согласно приведённым в таблице 3 данным следует, что рассматриваемые органический и водно-солевой слои РМ от детоксикации вязкой рецептуры зомана относятся к категории «легковоспламеняющихся» жидкостей, при этом температура начала кристаллизации водно-солевого раствора, содержащего фтор, находилась в интервале значений от +14°–+17 °С. Таким образом, было важным учитывать довольно высокую температуру начала потери подвижности данного типа жидкости в процессе дальнейшего выбора и обоснования метода обезвреживания водно-солевого раствора, содержащего фтор.

Таблица 2 / Table 2

Усреднённые составы водно-солевого раствора фторида калия [4–7]
Average compositions of the potassium fluoride water-salt solution [4–7]

Компоненты / Components	Содержание, % масс. / Content, % by weight		
	объект «Леонидовка» Leonidovka object	объект «Марадыковский» Maradykovsky object	объект «Почеп» Pochep object
Изобутиловый спирт Isobutyl alcogol	0,08	0,07	0,57
Пинаколиловый спирт Pinacolyl alcogol	0,57	0,38	0,08
N–метил-2-пирролидон N-methyl-2-pirrolidone	0,56	0,54	0,51
Эфиры метилфосфоновой кислоты (суммарно) Methylphosphonic acid ester (in total)	0,0024	0,005	0,004
Трибутиламин / Tributylamine	0,04	0,05	0,06
Калия фторид / Potassium fluoride	34,77	35,89	34,82
Дизельное топливо / Diesel fuel	0,03	0,03	0,03
Вода / Water	55,85	54,67	55,80
Зоман / Soman	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$	$\leq 1 \cdot 10^{-4}$
Калия гидроксид / Potassium hydroxide	6,05	6,25	6,15
Калия карбонат / Potassium carbonate	2,05	2,12	2,05

Таблица 3 / Table 3

Характеристики пожарной опасности органического и водно-солевого слоёв реакционной массы [4–7]
Fire hazard characteristics of the organic and water-salt layers of reaction mixture [4–7]

Показатель / Indicator	Вид реакционной смеси / Reaction mixture type	
	органический слой organic layer	водно-солевой слой water-salt layer
Температура вспышки в закрытом тигле Flash point in a closed crucible, °C	38	54
Температура воспламенения Ignition temperature, °C	40	41
Температура начала кристаллизации Temperature of the beginning of cristallization, °C	ниже минус / below the minus sing 25	14-17
Расчётная теплота сгорания, МДж/кг Estimated heat of combustion, MJ/kg	32,7	не определялась undefined
Удельная теплоёмкость, Дж/г·град, при T=25 °C Specific heat capacity, J/g·deg, at T=25 °C	2,11	2,52

После выполнения технологической операции выделения фторида калия из РМ, полученной при детоксикации вязкого зомана рецептурой РД-4М, показатель динамической вязкости по сравнению с исходной РМ (14,5 сП при $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$) удалось снизить более чем в два раза до значений в интервале 5,5–7,5 сП при $T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$ [4–7] и, соответственно, увеличить подвижность разделённых фаз.

Приведённые выше экспериментальные данные предопределили на перспективу выполнения ликвидационных мероприятий необходимость уточнения и оптимизации параметров технологических процессов обезвреживания слоя органических примесей и водно-солевого раствора, содержащего фтор, в процессе их адаптации и масштабирования на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп».

Рассмотренные научно-технические аспекты позволили перейти к формулированию задачи по поиску оптимального и безопасного способа переработки фторсодержащих токсичных отходов, образующихся при утилизации РМ от детоксикации ФОВ на объектах по УХО.

Обоснование основных принципов и требований к организации процесса переработки фторсодержащих токсичных отходов. Так как в процессе эксплуатации объектов по УХО задача производства коммерческих продуктов из РМ от уничтожения ФОВ не ставилась, продукты переработки фторсодержащей декантированной РМ должны были отвечать современным требованиям экологической безопасности для окружающей природной среды в результате их переработки и захоронения в качестве отходов производства работ по ликвидации последствий деятельности объектов по УХО.

Водно-солевой слой в процессе хранения в результате гравитационного расслоения также образовывал двухфазную систему (водный раствор фторида калия, образовавшийся при выделении неорганических веществ из РМ от уничтожения ВР-55 рецептурой РД-4М), состоящую из самого водно-солевого слоя и нерастворимых в воде органических соединений – органического слоя.

Признано, что по влиянию на растительный и почвенный покров соединения фтора являются одними из самых токсичных, в том числе фториды являются высокоопасными веществами, относятся к веществам второго класса опасности [8–10]. Так, по данным

[10], наиболее массовыми источниками поступления фторсодержащих соединений (в основном HF) являются выбросы заводов по производству алюминия и фосфатных удобрений, а также, в меньшей степени, производства по выпуску железа, эмалей, кирпича. Кроме того, интенсивное развитие химии и технологии соединений фтора привело к появлению на рынке многочисленных фторсодержащих продуктов – фреонов, фторопластов, фторкаучуков, фторсодержащих лекарственных препаратов, гербицидов и многих других продуктов.

Промышленные предприятия, производящие и перерабатывающие указанные фторсодержащие продукты, являются основным источником выбросов одного из самых опасных загрязнителей атмосферы – фторида водорода. Естественно, это потребовало создания эффективных методов очистки газов от фторида водорода. При этом, наряду с требованием высокой эффективности очистки, необходимым также является требование возвращать в производство значительное количество ценных продуктов.

Учитывая высокую растворимость фтороводорода (HF) в воде [11], часто для его удаления из газов используют водную промывку с последующим связыванием раствора плавиковой кислоты (концентрация $\text{HF} \leq 5\%$ масс.) с получением ценных продуктов, например, криолита [10].

Однако, учитывая низкую ёмкость воды как абсорбента, наиболее широкое распространение получило использование в качестве абсорбента слабых щелочных растворов [10]. В тех случаях, когда не предполагается возвращать регенерированный щелочной раствор на абсорбцию для связывания фторид-иона, используют хлорид кальция [8, 10]. Поскольку все растворимые соли плавиковой кислоты токсичны, то практически единственный вариант обезвреживания этого раствора – это вывод токсичного фторид-иона из раствора в виде практически нерастворимого соединения – например, фторида кальция.

Это обстоятельство накладывало определённые обязательства по предотвращению вредного воздействия фторсодержащих токсичных отходов в процессе их переработки и/или утилизации. Следовательно, современное промышленное производство переработки фторсодержащих токсичных отходов, образованных при утилизации РМ от детоксикации ФОВ, на наш взгляд, должно было сочетать в себе принципы сбалансированности и

ресурсоэффективности организации технологического процесса с одной стороны, и его экологической безопасности с другой.

В этих условиях процесс переработки фторсодержащих токсичных отходов, образующихся при утилизации РМ от детоксикации ФОВ, должен был базироваться на обязательном соблюдении следующих требований:

- 1) безопасность производственной и окружающей среды;
- 2) предел технической и экономической целесообразности;
- 3) производительность;
- 4) наименьшее количество образования отходов;
- 5) образование отходов в форме, удобной для их захоронения;
- 6) простота принимаемых конструктивных решений и аппаратурного оформления технологического процесса;
- 7) применение низкотемпературных способов переработки водного раствора фторида калия;
- 8) использование в максимальной степени существующей инженерной инфраструктуры и технологического оборудования объектов по УХО.

Учитывая неоднородный химический состав полученной жидкой фазы органических примесей РМ и содержащего фториды водно-солевого раствора, стало ясно, что для организации процесса безопасной переработки фторсодержащих токсичных отходов, образованных при детоксикации вязкой рецептуры зомана, требовался для реализации комплексный способ их обезвреживания.

Результаты и обсуждение

Проведение комплекса экспериментально-теоретических исследований для выбора и обоснования оптимального, малоотходного и безопасного метода переработки фторсодержащих токсичных отходов. На современном этапе известны различные способы извлечения фторидов из сбросных потоков, которые в основном базируются на следующих методах [8]: адсорбция, осаждение, ионный обмен, мембранное разделение, электролиз, электродиализ.

Проведённый по литературным данным и патентным исследованиям [8, 10] сравнительный анализ методов очистки водных растворов от неорганических соединений фтора показал, что промышленно реализованные технологии переработки фторсодержащих

жидких отходов не подходят для обезвреживания концентрированных растворов фторида калия, тем более, образовавшихся в результате выделения неорганических соединений из РМ от уничтожения ВР-55 рецептурой РД-4М.

С учётом сформулированных требований к технологическому процессу переработки фторсодержащих токсичных отходов, образованных при детоксикации вязкой рецептуры зомана, самым простым методом извлечения фторидов из таких растворов являлся метод осаждения с целью образования осадка, имеющего низкое произведение растворимости.

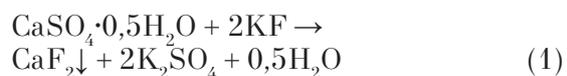
Теоретической предпосылкой к разработке и обоснованию способа обезвреживания токсичных отходов детоксикации вязкой рецептуры зомана, содержащих фтор, являлся тот факт, что фтор из водных растворов осаждается в виде фторида кальция (CaF_2). Для этих целей могут применяться суспензии гидроксида, хлорида, реже карбоната кальция [8, 10]. Такое решение по детоксикации фторида калия (KF) подтверждалось, в частности, тем фактом, что, например, средством медицинской помощи при острых отравлениях фторидами служит 2%-ный раствор хлорида кальция (CaCl_2) [8, 10]. Выбор в качестве осаждающего реагента того или иного соединения кальция зависел от концентрации фтора в растворе и направления утилизации фторида кальция. При этом следовало учитывать, что метод осаждения дополнительно предъявляет требования к кислотности растворов, так как при снижении рН среды менее 4 растворимость CaF_2 резко увеличивается, что может привести к снижению эффективности процесса переработки в целом [8, 11].

Ограничением использования CaCl_2 являлся показатель рН фторсодержащих жидких отходов, так как в таком процессе с кислотными растворами образовывается соляная кислота (HCl), которая дополнительно привела бы к уменьшению рН системы и, как следствие, к снижению эффективности процесса осаждения соединений фтора за счёт частичного растворения CaF_2 . Другой проблемой использования CaCl_2 являлась высокая дисперсность осадка CaF_2 [8, 11], что могло бы значительно затруднить отделение осадка от рабочего раствора для его последующего обезвреживания и/или захоронения.

Альтернативой суспензиям CaCl_2 был рассмотрен сульфат кальция (CaSO_4). Известно [8, 14], что CaSO_4 также используется для очистки от фторидов разбавленных растворов. В качестве сульфата кальция было

предложено использование строительного гипса (алебастр $\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$). Алебастр был выбран по следующим причинам: дешёвый многотоннажный промышленный продукт; совместим с цементом в процессе образования бетона; имеет тонкий помол и, соответственно, высокую реакционную способность; не токсичен, относится к четвёртому классу опасности.

При взаимодействии алебаstra с концентрированным раствором фторида калия происходит следующая реакция [14]:



Другой теоретической предпосылкой к разработке и обоснованию способа обезвреживания токсичных отходов детоксикации вязкой рецептуры зомана, содержащих фтор, являлся пример использования цемента для детоксикации и химической иммобилизации отравляющего мышьяксодержащего вещества – люизита [12, 13].

В общем плане бетонирование высокотоксичных отходов широко используется в атомной и химической промышленности. В первую очередь бетон выполняет защитную функцию от негативного воздействия токсичных отходов на объекты окружающей среды. В меньшей степени цемент используется как дегазирующий реагент из смеси оксидов кальция и алюминия [12].

Однако, в рамках реализации президентской федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации» в ходе демилитаризации бывших объектов по производству химического оружия в 2004 г. специалистами Нижегородского государственного университета им. Н.И. Лобачевского, г. Нижний Новгород (ННГУ) разработан процесс детоксикации мышьяксодержащих отходов строительных материалов, образованных при ликвидации бывших объектов производства химического оружия на бывшем заводе по производству кожно-нарывных ОБ «Капролактан-Дзержинск» с применением в качестве дегазирующего реагента раствора цемента [12, 13].

Показано, что в цементном растворе происходила детоксикация люизита и неорганических соединений мышьяка гидроксидом кальция с образованием цементного камня в виде изоморфной кристаллизации кристаллогидратов силиката кальция и кристаллогидратов арсенито-алюмо-силиката кальция

[12, 13]. Процесс затвердевания цементного раствора занимал несколько дней и в это время, пока присутствовал раствор гидроксида кальция, завершалась реакция гидролиза хлорвиниларсин-кальций-алюмосиликата в условиях сохранения щелочной среды [12, 13].

Таким образом, при цементировании отходов строительных материалов происходила детоксикация продуктов трансформации люизита до неорганических соединений мышьяка и последующая их химическая фиксация в цементе в нерастворимые комплексы.

Данная технология получила положительные заключения по результатам проведения государственной экологической экспертизы и государственной экспертизы проектной документации и принята государственным заказчиком к реализации для осуществления промышленной детоксикации отходов строительных материалов на бывшем заводе «Капролактан-Дзержинск» путём заливки бетона в карты хранения [13]. Начиная с 2007 г., по так называемой «цементной технологии» перерабатывались в бетон не только отходы кирпича, но и железобетонные перекрытия, балки, минеральный утеплитель и деревянные изделия, образованные в результате разборки бывших производственных корпусов [13].

Поэтому, на наш взгляд, цемент являлся отличным средством капсулирования в бетон фторида кальция и всех остальных продуктов его первичной обработки и других компонентов реального водного раствора фторида калия с получением твёрдых продуктов.

В рамках выполнения в 2012 г. практических работ, направленных на поиск и обоснование безопасного способа переработки водного раствора фторида калия, образовавшегося при выделении неорганических веществ из РМ от уничтожения ВР-55 рецептурой РД-4М, исследован процесс осаждения сульфатом кальция фторида кальция из реальных образцов концентрированных растворов фторида калия [14].

Опытные работы и испытания проводились на узле капсулирования экспериментальной мобильной установки в помещении 130 корпуса 1047 объекта по УХО «Леонидовка» в период с августа по сентябрь 2012 г. сотрудниками Нижегородского государственного университета им. Н.И. Лобачевского, (ННГУ), ООО «ТехЭкоПлазма» и Федерального управления по безопасному хранению и уничтожению химического оружия.

В опытах использовался гипс строительный марки Г-5, Г-6 среднего и тонкого помола

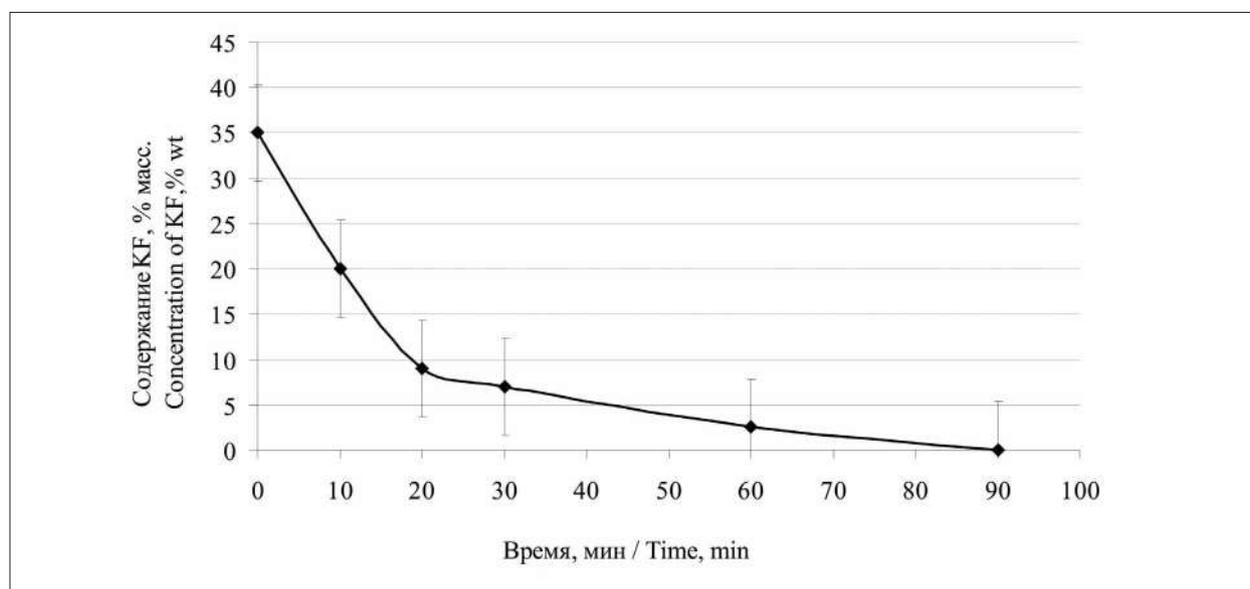


Рис. Изменение содержания фторида калия в растворе в зависимости от времени взаимодействия с алебастром
Fig. Potassium fluoride content in the solution depending on the interaction time with alabaster [14]

Таблица 4 / Table 4

Составы образцов бетонного раствора и показатели их подвижности [14]
 Compositions of concrete mortar samples and indicators of their mobility [14]

Образец бетона Concrete sample	Состав образцов бетона, кг / Composition of concrete samples, kg					Время и глубина погружения конуса, см Cone immersion dept, cm
	Раствор фторида калия / Potassium fluoride solution	Алебастр Alabaster	Цемент Cement	Вода Water	Всего Total	
1	1	0,58	0,51	0,19	2,28	5 мин / min – 5,0 15 мин / min – 4,0 30 мин / min – 2,5
2	1	0,58	0,51	0,37	2,46	5 мин / min – 7,0 40 мин / min – 4,0
3	1	0,58	0,51	0,56	2,65	5 мин / min – 9,0 30 мин / min – 7,0

по ГОСТ 125-74 и цемент ЦЕМ-I-32,5Н по ГОСТ 31108-2003 (М-400 портландцемент). Процесс цементирования осуществлялся путём добавления сухого порошка цемента при интенсивном перемешивании к водно-солевой суспензии продуктов очистки раствора фторида калия. Количество цемента соответствовало количеству воды, содержащейся в водно-солевой суспензии, необходимой для получения бетона. Через некоторое время, в зависимости от содержания солей калия, цементный раствор схватывался [14].

В ходе выполнения опытных работ процесс взаимодействия алебастра с концентрированным раствором фторида калия протекал достаточно быстро при перемешивании, без наблюдения значительных тепловых эффектов. На рисунке приведён график изменения содержания фторида калия в растворе в за-

висимости от времени взаимодействия с алебастром.

Как видно из приведённого графика (рис.), алебастр в течение 1,5 ч очищает раствор от фторида калия практически полностью.

После проведения в течение 1–1,5 ч реакции гипса с фторидом калия с образованием суспензии фторида кальция в водном растворе сульфата калия и добавления цемента, согласно рецептуре, в смесителе было приготовлено три образца цементного раствора и определена их подвижность по ГОСТ 5802-86. Образцы отличались содержанием воды в бетонном растворе. Составы образцов бетонного раствора и результаты измерения их подвижности приведены в таблице 4.

Исходя из состава бетона, содержащего фторид кальция или сульфат калия, была

принята следующая номенклатура вещества – флюоритно-калиевый бетон гипсовый (ФКБ-Г).

Полученные образцы бетона использовались для проведения исследований их химических, физико-химических свойств и установления класса опасности для окружающей природной среды.

В процессе цементирования водно-солевой суспензии продуктов очистки раствора фторида калия изучалось влияние на качество образующегося бетона имеющихся органических примесей и солей калия.

В нашем случае прочность бетона, содержащего сульфат калия, через шесть дней по предварительным результатам превышала 60 кг/см², что соответствовало по прочности строительному материалу. Плотность бетона, содержащего сульфат калия, составляла 2,01 кг/см³ [8].

На основании проведённых расчётов класса опасности отхода ФКБ-Г был отнесён к IV классу опасности для объектов окружающей среды и характеризовался как малоопасный [14].

Бетон, полученный в процессе обезвреживания водного раствора фторида калия, образовавшегося при выделении неорганических веществ из РМ от уничтожения ВР-55 рецептурой РД-4М методом капсулирования с использованием гипса и цемента, обладал значительной прочностью, незначительным водопоглощением и капиллярностью, по плотности бетон отнесён к категории «лёгких бетонов», обусловленной значительным содержанием солей (33–36% масс.) [14].

Обращение с бетонными блоками, полученными в процессе обезвреживания водного раствора фторида калия методом капсулирования с использованием гипса и цемента, осуществлялось без специальных средств индивидуальной защиты и средств защиты от воздействия температуры.

Таким образом, процесс переработки водного раствора фторида калия включал в себя две технологические стадии:

– осаждение фторида кальция по реакции фторида калия с сульфатом кальция – гипсом (CaSO₄·0,5H₂O);

– цементирование – капсулирование суспензии продуктов реакции раствора фторида калия с гипсом при образовании цементного камня в бетон.

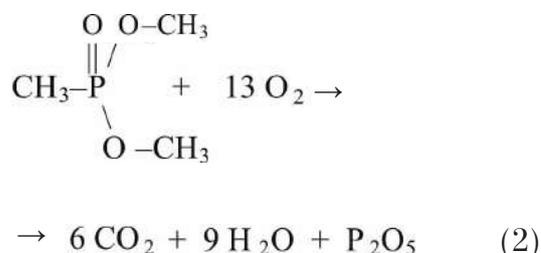
Для удаления жидкой фазы нерастворимых в воде декантируемых органических примесей РМ с учётом теплоты сгорания органического слоя РМ на уровне дизельного топлива (табл. 3) было рекомендовано получен-

ную субстанцию подвергать окислительному высокотемпературному процессу, в котором органические вещества, содержащие только углерод и водород, окислялись бы до нейтральных газообразных продуктов с образованием СО₂, Н₂О и NO_x [15], а элементарноорганические вещества, содержащие кроме углерода, водорода и кислорода элементы – серу, фосфор и прочие – до соответствующих оксидов.

Одним из таких перспективных способов, предложенных специалистами ООО «Техэкоплазма» [16], являлась плазмотермическая обработка поступающего органического раствора. Газовоздушная смесь, поступавшая из плазмотермического реактора, состояла из плазмообразующего пара плазмотрона, продуктов горения органических соединений, отслоившихся от водно-солевого слоя РМ, и воздуха, подававшегося в плазмотермическую камеру для охлаждения продуктов горения [16].

Узел предназначался для высокотемпературного термического обезвреживания органического слоя РМ, образовавшегося при расслоении раствора КФ в приёмной ёмкости. Узел плазмотермической обработки разделялся на две составные технологические части [16] – собственно высокотемпературную плазмотермическую обработку органического слоя и «мокрую» очистку продуктов плазмотермической обработки органического слоя РМ от минеральных частиц и газовых продуктов, количество выбросов которых в атмосферу подлежало нормированию.

Обезвреживание органического слоя РМ осуществляли на узле плазмотермической обработки экспериментальной мобильной установки в помещении 130 корпуса 1047 объекта по УХО «Леонидовка». Обработка (окисление) органического слоя РМ происходила при температуре около 1200 °С, избытке окислителя α ≈ 1,3–1,5 и разрежении в плазмотермическом реакторе 30–100 Па. При этом органические соединения РМ уже при температуре ~ 600 °С переходили в газовую фазу и окислялись с образованием СО₂ и Н₂О. При сжигании диметилового эфира образовывался ещё и оксид фосфора (Р₂О₅) [16]:



В результате определения технологических параметров процесса плазмотермической переработки органического слоя и отработки режимов работы узла плазмотермической переработки было установлено, что в ходе проведения опытных работ на реальных средах указанный узел вышел на заданный технологический режим работы (температура в плазмотермической камере 1100–1200 °С; расход органического слоя – 50 л/ч; расход 5% раствора NaOH – 100 л/ч; температура отходящих газов 964 °С в газоходе перед центробежным барботажным аппаратом (ЦБА) [16]. Однако через 120 мин работы данного узла в заданном технологическом режиме наблюдались сбои в работе системы очистки и дымососа. По окончании опытных работ в системе очистки обнаруживались отложения твёрдых частиц на тарелках ЦБА, а также в каплеотбойнике и в газоходе дымососа. На дне подскрубберной ёмкости образовывался нерастворимый осадок солей – продуктов нейтрализации раствором гидроксида натрия кислых составляющих органического слоя РМ. Таким образом, работа узла плазмотермической переработки была возможна только после доработки системы очистки отходящих газов.

С учётом накопленного на тот момент времени опыта высокотемпературной переработки РМ от детоксикации других типов ФОВ, образованный слой органических примесей после выделения фторида калия из РМ от уничтожения ВР-55 рецептурой РД-4М было предложено направлять для переработки на технологическом оборудовании печных отделений объектов по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп» в соответствии с действовавшими регламентами производства работ [4, 7, 17, 18].

На основании изложенного применительно к объектам по УХО «Леонидовка», «Марадыковский» и «Почеп» был предложен комплексный способ переработки фторсодержащих токсичных отходов, образованных при детоксикации вязкой рецептуры зомана рецептурой РД-4М, который состоял из четырёх стадий:

1) отстой и детоксикация нерастворимых органических примесей, количественный химический анализ поступающих растворов на содержание основных компонентов;

2) высокотемпературное обезвреживание декантированных органических примесей органического слоя РМ;

3) обработка раствора фторида калия реагентом CaSO_4 с образованием практически не-

растворимого соединения – фторида кальция, а также других соединений кальция и калия, которые подлежат извлечению для дальнейшего обезвреживания;

4) капсулирование полученной смеси минеральных продуктов цементом с получением бетона для производства строительных изделий.

Заключение

В практическом плане достигнуты следующие результаты:

– показана принципиальная возможность обезвреживания фторсодержащих токсичных отходов аномальной вязкости, образованных при утилизации РМ от детоксикации ВР-55 рецептурой РД-4М с образованием малотоксичных продуктов;

– предложен новый научно обоснованный комплексный способ переработки фторсодержащих токсичных отходов детоксикации вязкой рецептуры зомана, который включал в себя высокотемпературное обезвреживание органических примесей РМ при температуре 1100–1200 °С и реагентную обработку водно-солевого слоя РМ на основе фторида калия алебастром формулы $\text{CaSO}_4 \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}$ с последующим капсулированием (затворением) малотоксичной суспензии для получения нетоксичных строительных изделий;

– экспериментально найдено оптимальное соотношение компонентов при капсулировании (вода:раствор фторида калия:гипс:цемент=0,2:1:0,58:0,6) [14, 16]. Этим обеспечивалась максимальная устойчивость такого бетона и, тем самым, реализовывался принцип защиты персонала, населения от негативного влияния фторсодержащих токсичных отходов и минимизации воздействия опасного химического фактора на среду обитания человека в рамках приведения в безопасное состояние имущественных комплексов объектов по УХО после завершения их эксплуатации;

– проведено научное обобщение материалов оценки физико-химических характеристик РМ вязкой рецептуры зомана и её составляющих после выполнения операции декантирования, раскрыта сущность способов переработки фторсодержащих токсичных отходов, образованных при утилизации РМ от детоксикации ВР-55 рецептурой РД-4М, рассмотрен вопрос о порядке и условиях масштабирования процесса переработки фторсодержащих токсичных отходов на объектах по УХО «Леонидовка», «Марадыковский»

и «Почеп» с учётом минимального изменения ранее применявшихся технологических схем процессов переработки реакционных масс;

– полученные результаты исследований реализованы и адаптированы в рамках выполнения на объектах по УХО «Марадыковский», «Леонидовка» и «Почеп» опытно-промышленных испытаний технического решения по переработке органических и водно-солевых смесей на основе фторида калия, полученных при разделении РМ, образовавшихся в результате детоксикации вязкой рецептуры зомана, которые проводились последовательно в период с 2011 по 2016 гг. на этапе уничтожения запасов ФОВ соответствующей номенклатуры [4, 7, 17, 18];

– для реализации опытно-промышленных испытаний на объектах по УХО «Марадыковский», «Леонидовка» и «Почеп» была предложена и внедрена мобильная установка «Флюорит», предназначенная для обезвреживания водного раствора фторида калия [16];

– образованные в результате проведения указанных опытно-промышленных испытаний минерализованные бетонированные продукты подлежали захоронению на специализированных полигонах захоронения отходов соответствующих объектов по УХО в качестве отходов производства ликвидационных работ в соответствии с современными требованиями санитарного и природоохранного законодательства [18];

– выполненные мероприятия позволили создать безопасные условия для дальнейшего безопасного и полномасштабного вовлечения в хозяйственный оборот имущественных комплексов объектов по УХО «Марадыковский», «Леонидовка» и «Почеп».

Литература

1. Отчёт «Обоснование выбора двухстадийной технологии уничтожения боеприпасов, снаряженных ФОВ». М.: ФГУП «ГосНИИОХТ», 1997. 153 с.
2. Торубаров А.И., Кондратьев В.Б., Степанский М.Л., Садовников Д.А., Семин А.В., Пронина И.А., Епифанова О.А. Способ переработки токсичных отходов, образующихся при уничтожении вязкой рецептуры зомана // Патент RU № 2478002. Заявление: 2011135817/05, 26.08.2011. Дата публикации: 27.03.2013 Бюлл. 9.
3. Симнанский А.В., Епишин И.Г., Жмуркин С.М., Лысенко К.Н., Серебряник П.М. Обеспечение эксплуатационной надёжности и безопасности процесса высокотемпературной переработки продуктов детоксикации зарина и зомана // Рос. хим. ж. 2010. Т. 54. № 4. С. 24–29.

4. Капашин В.П., Сербин С.В., Мандыч В.Г., Кармишин А.Ю., Назаров В.Д., Лось С.П., Хохлов Р.В., Воробьев Т.В., Коваленко И.В., Клюстер А.Е. Технический отчёт о проведении опытно-промышленных испытаний технического решения по выделению фторида калия из реакционной массы, полученной при детоксикации зомана вязкой рецептурой РД-4М. М.: ФУ БХУХО, 2012. 56 с.

5. Корольков М.В., Костикова Н.А. Научно-технический отчёт по теме: «Поддержание заданных технологических параметров в ходе эксплуатации объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» пос. Мирный Кировской области». Книга 8. Приложение Ж. Исходные данные на процесс выделения фторида калия из реакционной массы от детоксикации ВР-55 рецептурой РД-4М и временного хранения органического и водно-солевого слоёв, образующихся при этом, в ёмкостях объёмом 125 м³ зданий 1037/1 и 1037/2». М.: ФГУП «ГосНИИОХТ», 2011. 86 с.

6. Корольков М.В., Костикова Н.А. Научно-технический отчёт по теме: «Поддержание заданных технологических параметров в ходе эксплуатации объекта по уничтожению химического оружия «Леонидовка» пос. Леонидовка Пензенской области». Книга 6. Приложение Д. Исходные данные на процесс выделения фторида калия из реакционной массы от детоксикации ВР-55 рецептурой РД-4М и временного хранения органического и водно-солевого слоёв, образующихся при этом, в ёмкостях объёмом 125 м³ здания 1044». М.: ФГУП «ГосНИИОХТ», 2011. 85 с.

7. Капашин В.П., Сербин С.В., Мандыч В.Г., Кармишин А.Ю., Назаров В.Д., Лось С.П., Хохлов Р.В., Воробьев Т.В., Коваленко И.В., Клюстер А.Е., Лякин А.С. Технический отчёт о выполнении опытно-промышленных испытаний технического решения по выделению фторида калия из реакционной массы, полученной от детоксикации зомана «вязкого» рецептурой РД-4М на объекте по уничтожению химического оружия в Почепском районе Брянской области. Отчёт промежуточный. Инв. № 80. М.: ФУБХУХО, 2014. 45 с.

8. Саулин Д.В. Разработка технологии утилизации фторид-иона из растворов // Вестник ПНИПУ. 2015. № 4. С. 111–123.

9. Рыс И.Г. Химия фтора и его неорганических соединений. М.: Госхимиздат, 1956. 718 с.

10. Петлин И.В., Лесникова М.С. Пути переработки и утилизации фторсодержащих отходов алюминиевой промышленности // Известия высших учебных заведений. Серия: Химия и химическая технология. 2017. Т. 60. № 4. С. 108–113. doi: 10.6060/tcct.2017604.5352

11. Справочник по растворимости. Т. 1. Кн. 1. М.-Л.: Академия наук СССР, 1961. 960 с.

12. Зорин А.Д., Занозина В.Ф., Каратаев Е.Н., Швецов С.М., Корнев В.М., Цариковский И.В. Способ детоксикации фрагментов разрушенных производственных зданий, загрязнённых люизитом и продуктами

его превращений // Патент RU № 2299100. Заявление: 2004137403/03, 21.12.2004. Дата публикации: 20.05.2007. Бюлл. 14.

13. Зорин А.Д., Каратаев Е.Н., Занозина В.Ф., Швецов С.М., Маркова М.Л., Горячева Н.М., Катышев А.В., Корнев В.М., Никонов А.А., Цариковский И.В. Технология утилизации строительных материалов корпусов бывшего производства люизита // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 21–30. doi: 10.25750/1995-4301-2010-2-021-030

14. Кармишин А.Ю., Воробьев Т.В., Василькова Е.А., Палагина И.В. Процесс капсулирования водного раствора фторида калия, полученного при разделении реакционной массы, образовавшейся в результате детоксикации рецептуры ВР-55 дегазирующей рецептурой РД-4М // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 3. С. 40–42. doi: 10.25750/1995-4301-2015-3-042-040-042

15. Лукашов В.П., Янковский А.И. Переработка и обезвреживание промышленных и бытовых отходов с применением низкотемпературной плазмы // Муниципальные и промышленные отходы: способы обезвреживания и вторичной переработки: анализ, обзоры / Отв. ред. В. Кобрин. Новосибирск, 1995. С. 106–127.

16. Савченко Г.Э., Канцельсон Л.О., Борисов И.А., Шевченко А.В., Левашов А.С. Комплексный способ переработки токсичных отходов, содержащих фтор // Патент RU № 2561381. Заявление: 2014122909/05, 05.06.2014. Дата публикации: 27.08.2015. Бюлл. 24.

17. Капашин В.П., Сербин С.В., Мандыч В.Г., Кармишин А.Ю., Назаров В.Д., Лось С.П., Хохлов Р.В., Воробьев Т.В., Коваленко И.В., Клустер А.Е., Лякин А.С. Технический отчёт о выполнении опытно-промышленных испытаний технического решения по выделению фторида калия из реакционной массы, полученной от детоксикации зомана «вязкого» рецептурой РД-4М на объекте по уничтожению химического оружия в Почепском районе Брянской области. Отчёт промежуточный, инв. № 279. М.: ФУБХУХО, 2015. 38 с.

18. Капашин В.П., Сербин С.В., Мандыч В.Г., Кармишин А.Ю., Назаров В.Д., Лось С.П., Хохлов Р.В., Воробьев Т.В., Коваленко И.В., Клустер А.Е., Лякин А.С. Технический отчёт о проведении опытно-промышленных испытаний технического решения по выделению фторида калия из реакционной массы, полученной при детоксикации зомана вязкого рецептурой РД-4М в Почепском районе Брянской области. Отчёт итоговый, инв. № 311. М.: ФУ БХУХО, 2016. 20 с.

References

1. Report “A two-stage technology chosen for the destruction of ammunition filled with organophosphorus substances are justified”. Moskva: FGUP “GosNIIOKhT”, 1997. 153 p. (in Russian).

2. Torubarov A.I., Kondratev V.B., Stepanskiy M.L., Sadovnikov D.A., Semin A.V., Pronina I.A., Epifanova O.A.

A method of treatment of toxic wastes formed in destructing soman viscous formula // Patent RU No. 2478002. Application: 2011135817/05, 26.08.2011. Date of publication: 27.03.2013. Bull. 9 (in Russian).

3. Simnanskiy A.V., Epishin I.G., Zhmurkin S.M., Lysenko K.N., Serebryanik P.M. Ensuring operational reliability and safety of the high-temperature processing of sarin and soman detoxification products // Rossiyskiy khimicheskiy zhurnal. 2010. V. 5. No. 4. P. 24–29 (in Russian).

4. Kapashin V.P., Serbin S.V., Mandych V.G., Karmishin A.Yu., Nazarov V.D., Los S.P., Khokhlov R.V., Vorobev T.V., Kovalenko I.V., Klyuster A.E. Technical report on the pilot industrial testing of a technical solution for the isolation of potassium fluoride from the reaction mass obtained during the detoxification of viscous soman using the RD-4M formulation. Moskva: FU BKhUKhO, 2012. 56 p. (in Russian).

5. Korolkov M.V., Kostikova N.A. Maintaining specified process parameters during the operation of the Mardukovsky chemical weapons destruction facility in Mirny, Kirov Region: scientific and technical report. Book 8. Appendix Zh. Initial data on the process of isolating potassium fluoride from the reaction mass from the detoxification of VR-55 using the RD-4M formulation and temporary storage of the organic and water-salt layers formed in this process in 125 m³ tanks in buildings No. 1037/1 and 1037/2. Moskva: FGUP “GosNIIOKhT”, 2011. 86 p. (in Russian).

6. Korolkov M.V., Kostikova N.A. Maintaining specified process parameters during operation of the Leonidovka chemical weapons destruction facility in Leonidovka, Penza Region: scientific and technical report. Book 6. Appendix D. Initial data on the process of isolating potassium fluoride from the reaction mass from the detoxification of VR-55 using the RD-4M formulation and temporary storage of the organic and water-salt layers formed in this process in 125 m³ capacity tanks in building No. 1044. Moskva: FGUP “GosNIIOKhT”, 2011. 85 p. (in Russian).

7. Kapashin V.P., Serbin S.V., Mandych V.G., Karmishin A.Yu., Nazarov V.D., Los S.P., Khokhlov R.V., Vorobev T.V., Kovalenko I.V., Klyuster A.E., Lyakin A.S. Technical report on the pilot industrial testing of a technical solution for the isolation of potassium fluoride from the reaction mass obtained from the detoxification of viscous soman using the RD-4M formulation at a chemical weapons destruction facility in the Pochepsky District of the Bryansk Region. Interim report. Inventory No. 80. Moskva: FUBKhUKhO, 2014. 45 p. (in Russian).

8. Saulin D.V. Development of fluoride-ion recycling technology from solutions // Vestnik Permskogo natsionalnogo issledovatel'skogo politekhnicheskogo universiteta. 2015. No. 4. P. 111–123 (in Russian).

9. Ryss I.G. Chemistry of fluorine and its inorganic compounds. Moskva: Goskhimizdat, 1956. 718 p. (in Russian).

10. Petlin I.V., Lesnikova M.S. Ways of processing and recycling of fluorine-containing waste of aluminium

industry // *Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedeniy. Khimiya khimicheskaya tekhnologiya*. 2017. V. 60. No. 4. P. 108–113 (in Russian). doi: 10.6060/tcct.2017604.5352

11. Handbook of Solubility. V. 1. Book 1. Moskva-Leningrad: Akademiya nauk SSSR, 1961. 960 p. (in Russian).

12. Zorin A.D., Zanozina V.F., Karataev E.N., Shvetsov S.M., Kornev V.M., Tsarikovskiy I.V. A method for detoxifying fragments of destroyed industrial buildings contaminated with lewisite and its transformation products // Patent RU No. 2299100. Application: 2004137403/03, 21.12.2004. Date of publication: 20.05.2007. Bull. 14 (in Russian).

13. Zorin A.D., Karatayev E.N., Zanozina V.F., Shvetsov S.M., Markova M.L., Goryacheva N.M., Katishev A.V., Kornev V.M., Nikonov A.A., Tsarikovskii I.V. Technology of utilizing construction materials of the buildings of lewisite production factory // *Theoretical and Applied Ecology*. 2010. No. 2. P. 24–30 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2010-2-021-030

14. Karmishin A.Yu., Vorobyov T.V., Vasilkova E.A., Palagina I.V. The process of encapsulating aqueous potassium fluoride solution obtained in separating the reaction mixture formed as a result of detoxification of the compound BP-55 with the degassing compound RD-4M // *Theoretical and Applied Ecology*. 2015. No. 3. P. 40–42 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2015-3-042-040-042

15. Lukashov V.P., Yankovskiy A.I. Processing and disposal of industrial and residential wastes using low-

temperature plasma // *Industrial and residential wastes: ways of treatment and recycling: analytical reviews* / Ed. V.S. Kobrin. Novosibirsk, 1995. P. 106–127 (in Russian).

16. Savchenko G.E., Kantselson L.O., Borisov I.A., Shevchenko A.V., Levashov A.S. An integrated method of processing fluorine-containing toxic wastes // Patent RU No. 2561381. Application: 2014122909/05, 05.06.2014. Date of publication: 27.08.2015. Bull. 24 (in Russian).

17. Kapashin V.P., Serbin S.V., Mandych V.G., Karmishin A.Yu., Nazarov V.D., Los S.P., Khokhlov R.V., Vorobev T.V., Kovalenko I.V., Klyuster A.E., Lyakin A.S. Technical report on the implementation of pilot industrial tests of a technical solution for the isolation of potassium fluoride from the reaction mass obtained from the detoxification of viscous soman using the RD-4M formulation at a chemical weapons destruction facility in the Pochepsky District of the Bryansk Region. Interim report, inventory No. 279. Moskva: FUBKhUKhO, 2015. 38 p. (in Russian).

18. Kapashin V.P., Serbin S.V., Mandych V.G., Karmishin A.Yu., Nazarov V.D., Los S.P., Khokhlov R.V., Vorobev T.V., Kovalenko I.V., Klyuster A.E., Lyakin A.S. Technical report on the pilot industrial testing of a technical solution for the isolation of potassium fluoride from the reaction mass obtained during the detoxification of viscous soman using the RD-4M formulation in the Pochepsky district of the Bryansk region. Final report, inventory No. 311. Moskva: FUBKhUKhO, 2016. 20 p. (in Russian).

Характеристика базовых элементов, входящих в состав экологического каркаса урбоэкосистемы, и оценка их состояния

© 2025. Е. В. Юркина, д. б. н., профессор, Г. Г. Романов, к. с.-х. н., с. н. с.,
Сыктывкарский лесной институт,
167000, Россия, г. Сыктывкар, ул. Ленина, д. 39,
e-mail: evjur@yandex.ru

В условиях экологического кризиса ценность сохранённой окружающей среды как фактора стабилизации естественных процессов будет неуклонно повышаться. Общая напряжённость, складывающаяся в сфере городских экологических проблем, формируется исходя из местоположения населённого пункта, характера промышленного воздействия, сформированности зелёной инфраструктуры, входящей в экологический каркас (ЭК). В пространстве муниципального образования ЭК должен занимать площадь не менее 25% территории. Взаимосвязи города и природы в условиях Севера имеют ряд особенностей, отличающих их от городов других природных зон. Среди них – климатические, почвенные, гидрологические факторы и рельеф. Урбоэкосистемы северных территорий характеризуются развитием промышленности и низкой устойчивостью ландшафтов к антропогенным нагрузкам. Экологические проблемы городов станут менее острыми при условии создания надёжного ЭК. Городской ЭК рассматривается нами как совокупность экологически и функционально взаимосвязанных территорий с растительным покровом различного вида и назначения. Статья посвящена анализу базовых элементов, входящих в состав ЭК МО ГО «Сыктывкар», и оценке их состояния.

Ключевые слова: экологический каркас, зелёная инфраструктура, городские охраняемые территории, рекреационные ландшафты, городская биота.

Characteristics of the basic elements in the urban ecosystem ecological framework and their status assessment

© 2025. E. V. Yurkina ORCID: 0000-0002-9917-9324, G. G. Romanov ORCID: 0009-0000-6172-6209,
Syktyvkar Forestry Institute,
39, Lenina St., Syktyvkar, Russia, 167000,
e-mail: evjur@yandex.ru

In the context of an crisis, the value of the preserved environment as a factor in the stabilization of natural processes will steadily increase. The general tension in urban environmental problems formed based on the location of the settlement, the nature of the industrial impact, the development of the green infrastructure that is part of the ecological framework (EF). In the municipality space, the EF must occupy an area of at least 25% of the territory. The interrelationships of the city and nature in the North conditions have a number of features that distinguish them from cities of other natural zones. Climatic and soil factors, hydrology and relief are among them. High development of industry and low resistance of landscapes to anthropogenic loads characterize urban ecosystems of these territories. Environmental problems of cities will become less acute if a reliable EF is created. We consider the urban EF as a set of ecologically and functionally interconnected territories with vegetation of various types and purposes. The article is devoted to the analysis of the EF basic elements in the Syktyvkar municipality and their status assessment. To form a full-fledged EF in the territory of the municipality under consideration, it is necessary to massively renovate the green spaces in the residential zone, give legal status to urban protected natural areas and form a system of transit “green corridors” connecting them into a single system.

Keywords: ecological framework, green infrastructure, urban protected areas, recreational landscapes, urban biota.

Экологический каркас (ЭК) включает природные и природно-антропогенные территории, являясь не столько формой охраны природы, сколько способом управления природо-пользованием [1, 2]. Разносторонний анализ понятий ЭК и природный каркас представлен в трудах исследователей [3–7]. Авторы подчёркивают, что ЭК – понятие более широкое, чем

природный каркас. Земли природного каркаса должны быть максимально вовлечены в состав ЭК. Экологический каркас состоит из ключевых территорий – «ядер», транзитный путей – «коридоров» и буферных зон. Входящая в состав ЭК совокупность экосистем оказывает горожанам многие экосистемные услуги, но весь набор предоставляемых зелёной инфраструктурой услуг не учитывается нигде.

Цель данного исследования заключалась в изучении ЭК муниципального образования городской округ «Сыктывкар» как типичной урбанизированной территории европейского Севера (ЕС), выявлении наполненности базовыми элементами блоков, и установлении пробелов в их построении.

Материалы и методы исследования

Сыктывкар основан в 1780 г. В 2024 г., по данным Комистата, численность его жителей составила 219 685 человек. Первый генеральный план застройки Усть-Сысольска (старое название г. Сыктывкара) разработан в г. Санкт-Петербурге в 1783 г. По этому плану г. Сыктывкар развивался в течение XVIII–XX веков. В настоящее время в городе 370 улиц, дополняемые переулками и проездами, и два проспекта. Октябрьский проспект – самый длинный проспект в Европе. Его протяжённость 18 км. Через город проходят три шоссе, плавно вытекающие из улиц. Имеется Покровский бульвар. В столице Республики Коми два исторических парка и один городской, разбито 10 скверов и около 30 площадей. Планировочная структура сформирована под влиянием природных условий местности и особенностей народнохозяйственного профиля города. Сыктывкар вытянут вдоль левого берега р. Вычегды в месте впадения р. Сысолы. Около 2,5% территорий – заболоченные. Здесь преобладают два основных типа ландшафтов: селитебный (жилые постройки) и промышленный (промышленные предприятия, автозаправочные станции, аэропорт, грунтовые и асфальтированные дороги и др.). Городские ландшафты характеризуются разновозрастной застройкой и их соединением с элементами природной среды. Для старых районов это сохранённые малоэтажные строения с придомовыми территориями. Районы второй половины XX века представлены в основном 5–9 этажными домами с регулярным расположением, окружённые кольцом зелёных насаждений. Новые жилые микрорайоны застроены многоэтажными домами с достаточно развитыми

придомовыми уличными и внутридворовыми территориями.

Наиболее значимые нарушения окружающей среды в городах ЕС связаны с химическим, биологическим, промышленным видами загрязнения. В Сыктывкаре основными источниками загрязнения являются предприятия теплоэнергетики, строительной индустрии, целлюлозно-бумажной промышленности и транспорт. Эффективной основой повышения качества городской среды являются зелёные насаждения. Они являются самостоятельной частью системы городского кадастра и служат также объектом городской недвижимости. Площадь муниципального образования городского округа (МО ГО) «Сыктывкар» по состоянию на 01.01.2025 г. составляет 749 км². Площадь застроенных территорий – 105 км² и изменяется мало, так как строительство в основном осуществляется на занятых ветхими деревянными домами городских территориях. Земли сельскохозяйственного использования – 12190 га. Земли лесов и зелёных насаждений – 42800 га. Общая площадь озеленённых территорий в пределах городской черты в Сыктывкаре в 2024 г. составила 28,0 км². Средняя обеспеченность горожан зелёными насаждениями – 17 м²/чел. В озеленении городов ЕС первостепенное значение имеет правильный выбор ассортимента пород. Здесь приходится учитывать основную трудность в создании их зелёного ландшафта – неблагоприятные почвенно-климатические условия. Бедность ассортимента растений присутствует во всех крупных городах ЕС [8, 9]. Растительный покров МО ГО «Сыктывкар» объединяет сохранённые фрагменты лесов, представленные густыми ельниками, сосновыми борами, лесами из берёзы и осины, культивируемыми человеком насаждениями, самопроизвольной растительностью.

Мировой практикой [7] сформирован комплект элементов ЭК, включающий три группы пространственных разновидностей. Первая – экологические ядра – основа ЭК. В их составе природные и улучшенные культурные ландшафты с максимальным видовым разнообразием. Они обеспечивают сохранение значимых экосистем и редких представителей биоты, являясь бесценной городской составляющей. Ключевые территории обладают максимальным набором выполняемых ими в ЭК функций. Приоритетной среди них является сохранение биологического разнообразия. Городские охраняемые природные территории (ГОПТ) служат резерватами генофонда

флоры и фауны, а также базой мониторинга и научных исследований. Вектором в основе их выделения могла бы стать шкала ценности городских ландшафтов. Городские охраняемые природные территории обладают рядом особенностей, которые отличают их от остальных особо охраняемых природных территорий и имеют особую значимость, в том числе и в мировом масштабе [6, 10]. Вторая – транзитные территории. Они представлены зелёными связками – коридорами между ключевыми территориями и буферными зонами. Транспортную функцию выполняют водно-зелёные системы, препятствующие сплошной застройке, озеленённые селитебные и промышленные зоны. Третья – буферные территории ЭК. Они находятся в статусе охранных зон, защищающих ключевые и транзитные территории. В их числе – площадные элементы ландшафта: парки, площади, скверы, сады. Как показал анализ литературных данных, ни в одном из городов ЕС нет сведений о существовании и организации пространственных элементов ЭК.

На протяжении ряда лет (2001–2021 гг.) нами проводились комплексные исследования с целью выявления особенностей устройства ЭК МО ГО «Сыктывкар». В качестве методологической основы использован метод сплошных учётов древесных растений, с выявлением наличия основных патологий. На территории 97 секторов центральной части города проведена инвентаризация древесно-кустарниковых насаждений с использованием геоинформационных технологий. Работа включала сбор данных о видовом составе деревьев и кустарников, оценку их по дендрометрическим показателям и жизненному состоянию. Категории состояния определены по шкале: хорошее состояние (здоровые), удовлетворительное (ослабленные), неудовлетворительное (погибшие) [11]. Результаты работы предоставлены в отчётах Администрации МО ГО «Сыктывкар» с рекомендациями повышения эффективности системы озеленения территории и публикациях [12, 13].

Результаты и обсуждение

Представленность опорных элементов ЭК в составе МО ГО «Сыктывкар» отражена в таблице.

В состав ядра МО ГО «Сыктывкар» входят три заказника, городские леса (ГЛ), лесопарк, ботанический сад (табл.). В заказнике «Белоборский» сохраняется природный комплекс средней тайги, включая животный и рас-

тительный мир среднего течения р. Вычегды и острова Нидзъяс. Биологическое разнообразие соответствует зональному. Сохранение болотных экосистем возложено на заказник «Без названия», который представлен олиготрофным сфагновым болотом, и «Пычимский», частично затрагивающий территорию МО ГО «Сыктывкар». Всесторонние сведения о данных территориях присутствуют в книге «Кадастр особо охраняемых природных территорий Республики Коми» [14]. Одной из главных составляющих качества городской жилой среды выступает близость естественных лесных экосистем. Общие проблемы лесных территорий городов проанализированы в работах [15–17]. Их рекреационные услуги несут комплексный характер. Это продукционные, средообразующие, информационные составляющие. Леса – основной тип растительности МО ГО «Сыктывкар». Городские леса, поставленные на кадастровый учёт, занимают 367,0 га. Правовое обеспечение охраны и использования ГЛ и лесопарков нельзя признать оптимальным и соответствующим их экологическому значению. Формы собственности на них в законодательстве чётко не определены, что создаёт значительные трудности в правоприменительной практике в целом. В Сыктывкаре охраняемые территории представлены Ботаническим садом СыктГУ им. П. Сорокина, основанном в 1972 г. На его землях присутствует наибольшее разнообразие видов растений-интродуцентов. В коллекции 321 высших сосудистых растений, из них 17 видов относятся к редким и охраняемым [18].

Целостность и взаимосвязи между ключевыми и буферными зонами ЭК создаются посредством ландшафтно-рекреационных территорий города – экологических коридоров. Системообразующим стержнем планировочной структуры ЭК МО ГО «Сыктывкар» является водно-зелёная составляющая. Она включает русло р. Сысолы и Вычегды с фрагментарно сохранёнными участками естественной растительности. Значительную территорию здесь занимают открытые безлесные пространства. Размещение лесных массивов вдоль рек и дорог делает их широко доступными для жителей. Повсюду на них оказывается мощное воздействие рекреации и отмечается постепенное деградирование.

В число массовых благоустроенных озеленённых территорий г. Сыктывкара входят уличные посадки различного назначения. Данные зелёные элементы, состоящие из отдельных деревьев, кустарников, газонов

Характеристика базовых элементов экологического каркаса (ЭК) МО ГО «Сыктывкар»
 Characteristics of basic elements in the ecological framework (EF)
 of the Syktyvkar City District municipality (SCDM)

Виды территорий Spatial EF elements	Названия территорий, входящих в состав ЭК Names of EF territories	Площадь, га Area, ha
Ключевые территории – ядра Key areas – cores		
Заказники / Reserves	Комплексный заказник «Белоборский» Beloborskiy complex reserve	9000,0
	Болотный заказник «Без названия» Bez nazvaniya bog reserve	250,0
	Болотный заказник «Пычимский» Puchimskiy bog reserve	32,0
Леса МО ГО «Сыктывкар» SCDM forests	Городские леса / Urban forests	2507–40433
Леса, включённые в защитный пояс / Forests included in the protective belt	Лесопарки города / City forest parks	367,0
Ботанические сады Botanical gardens	Ботанический сад СыктГУ им. Питирима Сорокина / Botanical garden of Syktyvkar State University named after Pitirim Sorokin	32,0
Экологические коридоры Ecological corridors		
Зелёный фонд города Urban green fund	Зелёное кольцо города / Green area of the city	51,1
Городские озеленённые участки / Urban green areas	Насаждения улиц, пешеходных зон, дворовых территорий / Planting in the streets, pedestrian zones, courtyards	26798,0
Водно-зелёная система города Urban water-green system	Зелёная зона р. Сысола и Вычегда Green area of the Sysola and Vychehda Rivers	Нет данных No data
Буферные зоны Buffer zones		
Городские парки Urban parks	Кировский / Kirovskiy	12,8
	Мичуринский / Michurinskiy	5,7
	Строитель / Stroitel'	3,0
Дендрологические парки и участки Arboretum parks and sites	Дендрологический парк республиканского центра экологического образования Arboretum park of the Republican Center for environmental education	3,946
	Дендрологический участок Сыктывкарского лесного института Arboretum site of the Syktyvkar Forest Institute	0,05

и цветников, призваны активно участвовать в оказании экосистемных услуг, выполнять макро-, микроклиматические и эстетические функции. Однако растительные элементы, входящие в состав биокоридоров, слабо контактируют между собой и в целом качество зелёных насаждений Сыктывкара низкое. Замены требуют примерно 80% древесно-кустарниковой растительности в силу их возраста, обилия вредителей и болезней. Основными патогенами 35 массовых видов древесно-кустарниковых пород МО ГО «Сык-

тывкар» являются мучнистая роса, гнилевые, некротико-раковые заболевания, а массовыми вредителями – галлообразующие клещи, сосущие, листогрызущие и галлообразующие виды насекомых [8]. Наихудшее состояние отмечено у тополя бальзамического, рябины, берёзы, боярышника, черёмухи, липы. Менее восприимчивы к условиям урбосреды являются туя западная, курильский чай, виды спирей, пузыреплодник.

В основе коридоров, обеспечивающих миграции видов животных, лежат городские

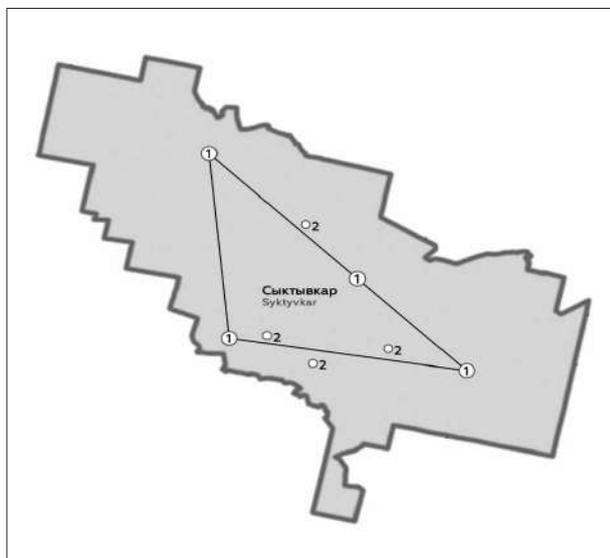


Рис. Планировочная модель экологического каркаса МО ГО Сыктывкар: 1 – ключевые территории – ядра: комплексный заказник «Белоборский», болотные заказники – «Без названия», «Пычимский», городские леса; 2 – буферные зоны

Fig. Planning model of Syktyvkar City District municipality: 1 – Key territories: Beloborskiy Complex Reserve, Bez Nazvaniya Bog Reserve, Pychimskiy Bog Reserve, urban forests; 2 – buffer zones

улицы, скверы, зелёные зоны между домами, территории садоводческих товариществ, коттеджных посёлков. Ступенчатая система озеленения должна обеспечить необходимую защиту городской окружающей среды. В настоящее время в связи с разрозненностью, плохим состоянием уличные посадки не могут стать весомой составляющей ЭК и выполнять средостабилизирующую роль.

Буферные зоны г. Сыктывкара включают пустующие неблагоустроенные территории различного типа с неудобными для освоения ландшафтами и участки, которые сохраняют природный облик, поскольку резервируются с учётом перспективного развития. Три парка, территории школ, больниц, кладбищ, линий электропередач, других инженерно-технических зон, пустыри – это городской зелёный буферный фонд. В Сыктывкаре крайне мало парков, но их можно было бы включить в число ГОПТ, если бы не их незначительный размер и неудовлетворительное экологическое состояние. Эти же причины не позволяют причислять их к ядрам ЭК, но всё же из-за исторической уникальности они должны войти в резерв, который необходимо реставрировать и сохранять. Среди значимых объектов озеленения – дендрологический парк

Республиканского центра экологического образования, созданный на базе станции юннатов. Он начал работу на новой территории в 1979 г. Здесь имеется разнообразная коллекция древесных растений и кустарников. В историческом центре города находился ботанический сад Коми ГПИ. Его общая площадь составляла 208,6 тыс. м². К сожалению, он был отдан под вырубку и дальнейшую застройку. Данный процесс был приостановлен, в настоящее время 70% территории заброшено, она зарастает борщевиком Сосновского. Фрагментарные участки сохранённых хвойных ГЛ имеются за железнодорожным вокзалом, в городских районах «Доручасток» и «Красная Гора». Для выполнения ими природоохранных функций необходимы специальные мероприятия, поскольку из-за небольших размеров они уязвимы. В резервном районе г. Сыктывкара запланировано создание минигорода Югыд-Чой с современной зелёной инфраструктурой. Его проектная площадь составит около 45 га. Схема существующей планировочной модели ЭК МО ГО «Сыктывкар» представлена на рисунке.

Как видно из рисунка, целостность связей ядер ЭК с буферными зонами, площадными элементами ландшафта (площади, парки, озеленённые дворовые территории) не обеспечена из-за непродуманной системы благоустройства городской системы озеленения. В разработанных картографических моделях [7] выделяют три обобщённых типа ЭК: 1) мозаичный, 2) периферийный, 3) приречный. В столице Республики Коми сложился периферийный тип модели ЭК. Он характеризуется зелёным поясом, образованным крупномассивными лесами, и неравномерной степенью озеленённости внутренней части города. Как следствие, возможность миграции биоты во всей полноте, присущей природной среде, здесь отсутствует.

Таким образом, становится очевидно, что на протяжении всей истории существования г. Сыктывкара здесь не придавалось особого значения качеству озеленения, развитию ландшафтной архитектуры, формированию ЭК. Скорее всего, упрощённый подход в организации территорий различного назначения и управления ими связан с суровыми климатическими условиями, коротким вегетационным периодом. Основной ассортимент дендрофлоры формировался на основе местных и интродуцированных быстрорастущих видов. Наиболее насыщенными разнообразными видами-интродуцентами являются ботанические и дендрологические сады.

В МО ГО «Сыктывкар» ядро ЭК формируют самодостаточные по функционированию элементы урбоэкосистемы. Точками экологической активности являются природные леса, лесопарки, зелёные зоны и заказники. Крупные массивы леса включены в состав их территории (рис.). В последние годы происходит пересмотр отношения к лесам вокруг города, но в целом они остаются расстроенными. Среди расставленных приоритетов – проведение кадастровых работ по закреплению границ существующих зелёных территорий. Для данных ландшафтов нами использован новый, ранее не применяемый термин – урболесные земли, актуальный для городов, расположенных в таёжной зоне РФ. Сейчас как никогда раньше назрела необходимость создания налаженной системы биомониторинга лесопарковых и рекреационных зон. Правовая база создана для ГОПТ на уровне заказников. В разной степени она выражена на уровне лесопарков, ботанических садов и дендрологических парков. Остальные составляющие оставлены без юридической помощи и поддержки. Между тем, освоение территорий под городские поселения сопровождается крупномасштабным использованием природной среды, изменением растительного покрова, состава животного населения. При этом снижается биоразнообразие, продуктивность, устойчивость формирующихся экосистем к воздействию антропогенного фактора. Поэтому урбоэкосистемы обладают малой экологической надёжностью. Об этом говорят результаты обследования, указывающие на стабильное изменение зонального биоразнообразия, возрастное ухудшение состояния деревьев, наличие болезней и вредителей. Процесс управления системой зелёных насаждений г. Сыктывкара должен включать инвентаризацию, внесение озеленённых территорий в систему кадастрового учёта с выделением земельных участков под ними, разработку единой схемы и программы озеленения города. В ходе застройки территории важно предусмотреть включение зелёных охраняемых и заповедных зон, создание новых скверов и крупных городских парков. Необходима подготовка земельных кадастров с учётом сохранности их природных свойств, перечня основных биологических видов, обитающих в зонах города и пригородов. Для улучшения ассортимента арборифлоры важно создание региональной питомнической базы.

Выводы

На территории МО ГО «Сыктывкар» целостность ЭК, способная к самоподдержанию

и самовосстановлению, не сформирована. Экологический каркас как действующая структура во всей полноте не работает, т. к. возможность миграции биоты, присущей природной среде, затруднена. Наиболее проблематичным являются стыковки ключевых территорий и буферных зон из-за отсутствия между ними устойчивых связующих коридоров, неразвитости парков и низкого качества урболандшафтов. Существующая планировочная организация ландшафтов устарела.

2. Ключевые территории – ядра обладают максимальным набором выполняемых ими в ЭК функций. Приоритетная – сохранение биологического разнообразия. Наиболее интенсивная деятельность по сохранению равновесия и формирования биоразнообразия связана с классической формой ООПТ в виде заказников, имеющих региональное подчинение. На территории МО ГО «Сыктывкар» они сохранили природный облик в достаточной полноте. Остатки существовавших таёжных лесов представлены ГЛ, рядом сохранённых городских зелёных зон, однако им свойственна фрагментарность и нестабильные взаимосвязи между отдельными частями.

3. Транзитные территории являются зелёными связками – коридорами между ключевыми и буферными зонами. Системообразующим стержнем планировочной структуры МО ГО «Сыктывкар» является водно-зелёная составляющая города. Определённый вклад в экологическую стабильность вносят зелёные насаждения улиц, дворов, проспектов, скверов, площадей, бульваров. В городе не хватает связей из зелёных клиньев, которые соединяют зелёное кольцо, окраины и его центральную часть.

4. Буферные территории ЭК находятся в статусе охранных и резервных зон, усиливающих ключевые и транзитные территории. Высокая антропогенная нагрузка требует создания «живого щита» на базе этой составляющей. В городе имеются перспективные участки, которые могут быть включёнными в ЭК.

5. В МО ГО «Сыктывкар» сложился периферийный тип модели ЭК. Он характеризуется зелёным поясом, образованным крупномассивными лесами, и неравномерной степенью озеленённости внутренней части города. Озеленённые территории разрозненны, им свойственна мозаичность, разнообразие урбобиотопов, присутствие видов растений и животных всевозможного происхождения. Способность к выживанию биоты снижена в сравнении с крупными природными массивами.

6. Качество городских зелёных насаждений невысокое, 80% деревьев требуют замены. Ассортимент высаживаемых пород беден. В обстановке крупного северного столичного города очищающая роль растений озеленённых территорий невелика. Они не в состоянии сами по себе обеспечить жителей необходимым количеством кислорода. На первое место выходит их декоративная, эстетическая роль и художественный уровень искусственно созданных посадок, но они в условиях МО ГО «Сыктывкар» находятся на стадии формирования.

7. Биологическое разнообразие растительных консументов формируется за счёт весомой доли фито- и энтомопатогенных видов. Основные возбудители болезней древесных пород растений – грибные патогены. Доминируют такие заболевания, как мучнистая роса, ржавчина, пятнистости. В исторических парках до 95% растений поражены некрозно-раковыми и гнилевыми заболеваниями. Массовые вредители – растительноядные виды галлообразующих клещей, сосущие и грызущие виды насекомых – листорезов и галлообразователей.

8. Город не получает максимальных выгод от озеленённых территорий, поскольку отсутствует целостность ЭК, равномерность распределения ядер, не создано необходимое число зелёных коридоров, сопровождающих формирование новых ядер. Антропогенная нагрузка на городские ландшафты требует достройки пространственных элементов путём создания парков и лесопарков нового типа, «зелёного пояса» урбогеосистем МО ГО «Сыктывкар». Для свободной миграции животного населения важно организовать взаимосвязи между городскими и пригородными территориями. Защищённость природоохранными мерами биологического разнообразия животного мира должна присутствовать на каждом участке, который поддерживает экологическую стабильность территории.

Работа выполнена в рамках Муниципального контракта с Городской администрацией МО ГО «Сыктывкар» 2009–2010 гг. (№ 27 от 12 августа 2010 г.).

References

1. Sokhina E.N., Zarkhina E.S., Morina O.M. The ecological framework of the territory as the basis for the systemic regulation of nature management // Problems for formation of nature conversation strategy. Vladivostok,

Khabarovsk: FEB USSR Academy of Sciences, 1991. P. 194–200 (in Russian).

2. Y reprintsev S.A., Komov S.A., Kurolap I.V., Minnikov I.V. Monitoring of factors of ecological safety of urbanized territories' population (by example of settlements of Voronezh region) // Life Science Journal. 2013. V. 10. No. 12s. P. 846–848 (in Russian).

3. Gridnev D.Z. Nature-ecological framework of the territory – the basis for urban planning decisions in the documents of territorial planning of municipalities // Territory and Planning. 2011. No. 1. P. 96–103 (in Russian).

4. Ponomarev A.A., Baibakov E.I., Rubtsov V.A. The ecological framework: An analysis of terminology // Proceedings of Kazan University. Natural Sciences Series. 2012. V. 154. No. 3. P. 228–238 (in Russian).

5. Eprintsev S.A., Zhigulina E.V., Shekoyan S.V. Assessment of the natural framework of urbanized territories as a factor of sustainable development // Green infrastructure of urban environment: status and prospects for development: sbornik materialov mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Moskva: publishing house LLC “Konvert”, 2019. P. 136–140 (in Russian).

6. Mirzekhanova Z.G. The ecological framework of a territory: purpose, content, and implementation methods // Problems of Regional Ecology. 2000. No. 4. P. 42–55 (in Russian).

7. Klimanova O.A., Kolobovsky E.Yu., Illarionova O.A. The ecological framework of the largest cities in the Russian Federation: current structure, territorial planning, and development challenges // Bulletin of the Saint Petersburg University. Earth Sciences. 2018. V. 63. No. 2. P. 127–146 (in Russian).

8. Yurkina E.V., Pestov S.V. Diversity and characteristics of insects in large cities of northern territories of Russia (case study of Syktyvkar). Sankt-Peterburg: SPbGLTU, 2015. 192 p. (in Russian).

9. Martynov L.G., Skupchenko A., Vokueva A.V. Problems of insufficient planting of trees and shrubs in Syktyvkar, Komi Republic // Vestnik IrGSKhA. 2011. No. 44-5. P. 55–63 (in Russian).

10. Bednova O.V. Forest of Moscow: recreation or nature protection // Forestry Bulletin. 2008. No. 1 (58). P. 41–47 (in Russian).

11. Mozolevskaya E.G., Golubev A.V., Sharapa T.V., Denisova N.B. Methods for assessing the condition of plantings and the negative role of pests and diseases // Forestry Bulletin. 2013. No. 3. P. 52–58 (in Russian).

12. Yurkina E.V. Biological diversity of forest flora and fauna of the Komi Republic: scientific report for 2009–2014. Syktyvkar Forest Institute: Head State registration number 01201000018, VNTIC code 0203027150382. Syktyvkar, 2015. 38 p. (in Russian).

13. Yurkina E.V. Methodical approach to the implementation of urban forest monitoring of urban forests of MO GO Syktyvkar // Problems and prospects for studying natural and anthropogenic ecosystems of the Urals and

adjacent regions: materialy IX Vserossiyskoy nauchno-prakticheskoy konferentsii. Sterlitamak: SF BashSU, 2019. P. 85–92 (in Russian).

14. Cadaster of specially protected natural territories of the Komi Republic / Eds. S.V. Degteva, V.P. Ponomarev. Syktyvkar: Institut Biologii Komi NTs UrO PAN, 2014. 428 p.

15. Yang J., McBride J., Zhou J., Sun Z. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction // Urban For. Urban Greening. 2005. V. 3. No. 2. P. 65–78. doi: 10.1016/j.ufug.2004.09.001

16. Burova N.V., Feklistov P.A. Anthropogenic transformation of suburban forests: monograph. Arkhangelsk:

Publishing house of Arkhangelsk State Technical University, 2007. 264 p. (in Russian).

17. Yurkina E.V., Efremova E.M. Anthropogenic flora and fauna enrichment and depletion in the forested areas of large northern cities // Forest Bulletin. 2014. No. 6. P. 172–180 (in Russian).

18. Shushpannikova G.S., Orlovskaya N.V., Pershina N.G. The role of botanical garden of Syktyvkar State University in solving the problem of gardening // Issues of study, protection, and mobilization of useful plants in the botanical gardens of Syktyvkar: collection of scientific papers. Syktyvkar: Syktyvkar University, 2007. P. 14–32 (in Russian).

Model Drivers-Pressures-State-Impact-Response as a method for analyzing hazardous waste management in the People's Republic of China: a review of international experience

© 2025. O. V. Baykova ORCID: 0000-0002-4859-8553*

V. N. Pugach ORCID: 0000-0003-1220-4062*

A. V. Kazakov ORCID: 0000-0001-5522-4624*

Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

e-mail: olga-baykova@yandex.ru, kazakov.andrey.bonus@yandex.ru

This article presents an analysis of the hazardous waste management system in the People's Republic of China using the DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impact-Response) model. Particular attention is paid to political, technological, industrial and socio-economic factors influencing waste generation and recycling. The article considers data related to the growth of hard-to-recycle waste, including recycling dynamics. It is shown that the waste recycling rate in China has increased to 55%, but there remain significant problems with separate collection and recycling of resources. The work also considers international experience and environmental policy of China, including participation in the Basel Convention and the implementation of the principles of the circular economy. Response measures aimed at improving the efficiency of waste management are proposed, including digitalization, legislative regulation and the development of recycling infrastructure. Particular attention is paid to the impact of waste on human health and the environment, as well as the need to transition to sustainable development. The article emphasizes the importance of using the DPSIR model to analyze cause-and-effect relationships in the field of waste management and suggests ways to solve existing problems. The obtained results can be useful for the formation of public policies in the field of waste management both in China and other countries of the world.

Keywords: industrial and hazardous waste in China, circular economy, global waste management perspective, sustainable development of China, sustainable development goals and hazardous waste management.

УДК 658.477

Модель Drivers-Pressures-State-Impact-Response как метод анализа управления опасными отходами в Китайской Народной Республике (обзор международного опыта)

© 2025. О. В. Байкова, д. ф. н., зав. кафедрой,

В. Н. Пугач, к. э. н., ректор,

А. В. Казаков, к. ф. н., доцент,

Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

e-mail: olga-baykova@yandex.ru, kazakov.andrey.bonus@yandex.ru

В статье представлен анализ системы управления опасными отходами в Китайской Народной Республике с использованием модели DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impact-Response). Особое внимание уделено политическим, технологическим, промышленным и социально-экономическим факторам, влияющим на образование и переработку отходов. Рассматриваются данные, связанные с ростом трудноутилизируемых отходов, включая динамику утилизации. Показано, что уровень переработки отходов в Китае вырос до 55%, однако остаются значительные проблемы с раздельным сбором и вторичным использованием ресурсов. В работе также рассмотрены международный опыт и экологическая политика Китая, включая участие в Базельской конвенции и внедрение принципов циркулярной экономики. Предложены меры реагирования, направленные на повышение эффективности управления отходами, включая цифровизацию, законодательное регулирование и развитие инфраструктуры переработки. Особое внимание уделено воздействию отходов на здоровье человека и окружающую среду, а также необходимости перехода

к устойчивому развитию. Статья подчеркивает важность использования модели DPSIR для анализа причинно-следственных связей в сфере управления отходами и предлагает пути решения существующих проблем. Полученные результаты могут быть полезны для формирования государственной политики в области обращения с отходами как в Китае, так и в других странах мира.

Ключевые слова: промышленные и опасные отходы в Китае, циркулярная экономика, мировая перспектива управления отходами, устойчивое развитие Китая, цели устойчивого развития и управление опасными отходами.

Hazardous waste (HW), being one of the most problematic categories of solid waste, is a by-product of human anthropogenic activity resulting from the release of toxic substances into the environment [1]. Globally, the generation of hazardous waste is rapidly increasing due to rapid urbanization and accelerated economic growth [2, 3], which is changing the field of hazardous waste management, requiring the introduction of environmentally friendly technologies to achieve national goals and implement the Sustainable Development Goals (SDGs), developed in 2015 by the UN General Assembly as “a plan to achieve a better and more sustainable future for all” [4, 5].

It should be noted that hazardous waste causes serious problems due to its negative impact on the environment, as well as the threat of environmental disaster and depletion of resources [6]. A number of scientific studies record the volume of hazardous waste generation in various countries of the world, which indicates a high level of toxic substances and chemicals [7]. According to [8], approximately 5–7% of solid household waste should be classified as hazardous. For example, in India, about 9.3 million tons of hazardous waste are generated annually, of which 0.11 million tons are incinerated, 1.35 million tons are recycled, and 0.49 million tons are sent for safe disposal [9].

Based on the above, the problem of environmentally sound management of hazardous waste is becoming a global challenge for the whole world, especially for developing countries, as their impact on the environment and human health is becoming more radical [10, 11]. This is reflected in the fact that low- and middle-income countries are at increasing risk of diseases caused by hazardous waste recycling [12–15]. For example, according to the Waste Life Cycle Assessment (LCA), the disposal of hazardous waste by incineration has carcinogenic, toxic effects on human health, and increases global warming in the world, as persistent pollutants such as dioxins, heavy metals, and bromine-containing flame retardants are released into the atmosphere [14–16]. In [11, 12], a hypothesis was put forward about the synergistic effect of hazardous waste on various risk factors for diseases such as hepatitis B.

In the People’s Republic of China (hereinafter referred to as China), strict measures have been introduced since 2003 to control hazardous waste and its disposal, which has led to a sharp decrease in its uncontrolled release into the environment [17, 18]. However, hazardous waste pollution remains one of the most serious problems in the country. Consequently, one of the key factors of sustainable development is waste management, recycling and air quality preservation [19].

It should be noted that China’s industrial waste includes toxic, corrosive, explosive, and flammable chemicals [20] that pose a threat to human health and the environment [21–24]. China ranks second in the world after the United States in the generation and processing of toxic waste [25, 26], of which 148 are classified as extremely toxic, and it is forbidden to collect, store, use and dispose of them without special treatment [27]. For example, ash residues and fly ash, which contain heavy metals, must be subjected to special treatment before burial in order to reduce risks to ecosystems [28, 29].

The concept of efficient waste disposal is actively used in various industries in China, thereby allowing us to obtain useful products. For example, ash, artificial gypsum, metallurgical slags and mining waste are used for the production of building materials [30]; catalytic processing of polymer waste and biomass allows to obtain valuable chemical compounds that are used in the pharmaceutical industry, organic synthesis [31]; pyrolytic processing of plastic waste is used to produce hydrogen and other fuel gases [32]; sewage sludge is used to generate electricity [33, 34]; ash residues are used as alternative building materials [34].

At the global level, there is an increase in the generation of hazardous waste, while developed countries recycle more than 90% of waste, and developing countries face low rates of their collection and recycling [35]. For example, in 2010, 67% of waste was recycled in China, less than 50% in India, and only 15% in Iran [35, 36].

In the Russian Federation, namely in the Kirov region, the annual volume of waste generation is more than 700 thousand tons of production and consumption waste. Statistical data for

2022 showed that 776.7 thousand tons of waste were generated in the Kirov region, of which 42 thousand tons were processed, 669.3 thousand tons were disposed of, 26.9 thousand tons were neutralized, 89.5 thousand tons were disposed of. The share of disposed and neutralized waste in 2022 in the region was 89.6%.

According to official statistics from Kirovstat, in 2023, the volume of waste generation in the Kirov region increased slightly and amounted to 781.4 thousand tons. At the same time, the utilization rate remained at the same level – about 89.5%, which indicates the stability of the waste management system in the region. According to preliminary data, in 2024, the volume of waste generation increased to 786.2 thousand tons, while the share of recycling decreased to 88.9%, which may be due to an increase in the volume of hard-to-recycle waste such as mercury-containing lamps, electronic scrap and other types of hazardous waste. The lack of systematic separate collection and the shortage of recycling facilities continue to be key problems of the regional waste management system.

At the same time, there is practically no processing of individual components of municipal solid waste into raw materials for recycling and production in the Kirov region. A separate problem is the lack of separate collection and, in most cases, sorting of waste, which leads to significant losses of secondary resources and the disposal of toxic waste, including mercury-containing lamps, in landfills of solid household waste without prior neutralization. As world practice shows, the secondary involvement of useful fractions of solid household waste is a source of raw materials for industrial production. One of the main conditions for the use of solid household waste as secondary resources is their centralized collection and extraction of useful fractions.

It should be noted that in this paper on waste management, the People's Republic of China was not chosen by chance, it is a key research object in the field of hazardous waste management for the following reasons:

1) The scale of waste generation: China is one of the world leaders in terms of hazardous waste generation, which is associated with a high level of industrialization and urbanization. According to data for 2023, more than 69 million tons of hazardous waste were formed in the country, which requires effective management and control.

2) Global environmental impact: In the context of globalization, waste management

in China directly affects the environmental situation around the world. On the one hand, the country is actively developing recycling technologies, and on the other, it remains a major producer of hard-to-recycle waste such as electronic scrap, mercury-containing materials and chemicals.

3) Environmental policy and international cooperation: China participates in international agreements such as the Basel Convention and pursues a domestic policy to implement the principles of a closed-loop economy. In 2014, an updated Environmental Protection law was adopted, which increases the responsibility of enterprises and local authorities for waste management.

4) Technological development and digitalization. In recent years, China has been actively implementing modern information technologies such as the Internet of Things (IoT), cloud computing, and big data to improve the efficiency of waste collection, sorting, and disposal. This makes the country an interesting model for analyzing innovative approaches to waste management.

The purpose of this study is to analyze China's hazardous waste management system using the DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impact-Response) model, which makes it possible to identify key impact factors, assess the state of the waste management system, identify environmental and social consequences, and develop proposals for improving waste management practices.

Objects and methods of research

This review of international research on hazardous waste disposal in China provides an opportunity to justify the rationality of waste management methods and assess the impact of these approaches on improving the global environmental situation. In our opinion, the DPSIR model can be effectively used to analyze socio-environmental problems in the Kirov region.

To achieve the set goal, a review and analytical method has been used. Information for the study has been selected using keywords in the Web of Science Core Collection (Clarivate Analytics) scientific citation bibliographic databases. The review includes sources published from 1994 to the present. The search for information has been conducted in international, interdisciplinary, scientific, peer-reviewed open access journals dedicated to environmental and

economic issues, using the following keywords: industrial and hazardous waste in China, circular economy, global perspective on waste management, sustainable development in China, sustainable development goals, and hazardous waste management.

Our study analyzes the DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impact-Response) model to determine the relationship between waste generation, recycling processes, the impact of economic development, the state of the environment (according to the UN Sustainable Development Goals (SDGs)), sustainable production and consumption, and efficient resource management [1, 37–42]. The DPSIR model concept was adopted by the European Environment Agency (EEA) in 1999. This method identifies cause-and-effect relationships and systematizes information in order to solve environmental problems. The main methodological approach is to identify key data (indicators) of sustainable development that combine the social, economic, and environmental aspects of these systems, which can be used for management decision-making. The DPSIR model, which is a mechanism for monitoring the state of the environment and which provides a basis for researching and analyzing processes related to environmental degradation, is one of the most important developments for summarizing data based on the concept of cause-and-effect relationships. Specifically, it assumes a cause-and-effect chain in which indicators or drivers (D) represent anthropogenic factors that can cause environmental consequences (economic, physical, or cultural changes) due to improper hazardous waste management, pressure (P) includes direct and measurable impacts of anthropogenic factors on the system, state changes (S) reflect the influence of natural and anthropogenic factors on the waste generation process, impact (I) implies monitoring changes in the state of society, the economy, and the environment [43, 44], and response (R) represents activities to eliminate negative consequences based on the following principles of environmental change, including environmental sustainability, technical feasibility, economic feasibility, social acceptability, legal admissibility, administrative feasibility, political expediency, environmental balance, ethical justification, cultural inclusiveness, and effective communication [43]. Thus, the DPSIR model, effectively used in China, is designed to identify cause-and-effect relationships and systematize information in order to solve environmental problems [1].

Driving forces of hazardous waste management

Political, technological, industrial, and socioeconomic factors should be noted as driving forces that influence sustainable hazardous waste management.

Political factors include a system of guidelines, regulatory measures, laws, a clear division of responsibilities and powers between participants in the process, and the creation of a system of incentives and penalties for participants in the industrial waste management market. As part of its “ecological civilization” concept and environmental policy, China has developed more than 100 laws and regulations to address environmental issues and achieve sustainable development goals. However, their implementation and enforcement remain insufficiently effective due to various social, economic, technical, and environmental factors, such as an outdated industrial structure, a lack of financial resources, a lack of modern technologies and information support, low environmental awareness among the public and the private sector, and the lack of effective mechanisms for monitoring and enforcing environmental standards [45, 46].

One of the most significant laws is the new version of the PRC Environmental Protection Law, adopted on April 24, 2014 and entered into force on January 1, 2015, which imposes additional responsibilities on environmental users who pollute the environment and provides a clearer legal framework for improving environmental management [47]. It contains provisions on involving the public in environmental monitoring and expands the responsibilities of local authorities and law enforcement agencies [48]. In 2018, the Environmental Protection Tax Law came into force with the aim of reducing anthropogenic emissions [1]. Waste management in China uses the “4R” concept, which includes reuse, restoration, recycling, and recovery [49–54].

China is one of the first countries to introduce the concept of a circular economy as a model for industrial and economic development. The Circular Economy Promotion Law, adopted in 2009, established a legal framework for improving resource efficiency, environmental protection, and sustainable development [45, 52]. In 2013, the State Council issued an action plan for China’s circular economy development strategy, which includes measures to improve energy efficiency and promote the rational use of water and resources [18, 51, 52].

China is currently entering a new era with a plan to build an “ecological civilization,” which involves creating a market system for innovation in environmentally friendly technologies, developing “green” finance as part of national efforts to achieve carbon neutrality, and strengthening the energy-saving industry and environmentally friendly production. In 2018, the State Council of the People’s Republic of China issued a master plan for development for the period 2018–2035, which provides for the construction of the “City of the Future,” which will become part of the Tianjin-Hebei-Beijing economic zone and the Bohai Sea coast. According to 2020 data, the total area of this urban agglomeration is 217,156 km². Thus, ecological civilization in China is developing rapidly and will continue to develop in the coming decades [55].

Technological factors. As an impact on waste management in China, technological factors should be considered, specifically the use of artificial intelligence, which makes waste management more efficient by identifying patterns of waste generation. These technologies include the Internet of Things (IoT – a multitude of physical objects connected to the internet and exchanging data), short-range wireless data transmission technologies (NFC), global positioning system (GPS) sensors, radio frequency identification (RFID), cloud computing, and big data analytics. The development of information technology is helping to transform hazardous waste management into a circular economy. IoT technology enables the collection, storage, processing, and analysis of data by connecting physical and virtual devices to the network, which optimizes waste collection and vehicle route planning. Cloud computing provides access to data, which simplifies decision-making on waste recycling and disposal. Big data analytics, geographic, and socio-economic data are combined to understand the spatial distribution of waste [25, 26].

Industrial factors also play a significant role in hazardous waste management in China, namely, industrial enterprises must take a comprehensive approach to hazardous waste management using material flow and supply chain risk assessment tools. At the same time, scientific and technological innovations must be used to develop industries related to the circular economy [26].

Socio-economic factors include the strengthening of government initiatives and the attraction of social capital, which is reflected in the allocation of grants for research and technology projects [1].

Pressure related to hazardous waste management

The next tool in the DPSIR model is organizational and regulatory pressure related to hazardous waste management. At present, China has achieved significant economic growth and improved living standards [56, 57]. Legislative regulation and established standards are the main tools for waste management, but there is a significant gap between the volume of waste generated and the capacity to process it. For example, in 2016, the volume of hazardous waste in the country amounted to 54.7 million tons, and the gap in disposal was 11.58 million tons. Comprehensive waste utilization reached 28.2 million tons, and the volume of waste disposal amounted to 16.6 million tons. The overall waste utilization rate was 79.3%, with 115.8 million tons of waste being stored without effective processing [58].

China is actively strengthening hazardous waste management institutions, improving technologies for waste disposal, recycling, and storage, and developing professional training and international cooperation to increase waste treatment and disposal capacities [57]. The Basel Convention has played a key role in shaping the legislative framework, technical standards, and policies in the field of hazardous waste management. In 2008, the list of hazardous wastes was updated, and in 2016, its second edition was released, expanding the list from 400 to 479 types of waste, grouped into 49 categories. Currently, the share of safe recycling in China is 55%, and the resource utilization of waste is 30% [58].

The process of hazardous waste generation in space-time coordinates

The next tool in the DPSIR model is to consider the spatial and temporal state of hazardous waste generation. To assess the current state of hazardous waste management in China, historical data for the period from 1998 to 2018 was analyzed, and key stages in the implementation of environmental policy under the 11th, 12th, and 13th five-year plans were taken into account. Between 1980 and 2012, the pace of urbanization in China increased from 19.4% to 52.6%, leading to a significant increase in the volume of hazardous waste [53]. China is the world’s largest producer of solid waste, generating more than 10 billion tons annually [59]. The main sources of this waste are the extraction and

processing of natural resources, heavy industry, and the production of consumer goods.

The volume of industrial solid waste began to grow exponentially in the 1990s, increasing by 0.6 billion tons. Since 1995, China has produced 599.4 million tons of industrial waste (78% of total solid waste) and 26.2 million tons of hazardous waste (3%), with a recycling rate of 34.2% and a disposal rate of 12%. The most common industrial wastes included coal ash, blast furnace slag, and furnace slag. In 1995, the Law on the Prevention and Control of Environmental Pollution by Solid Waste was adopted, which established legal requirements for their recycling and disposal [60, 61].

In recent years, China has shown a trend toward increasing volumes of hazardous waste. The severity of the problem is growing due to rising incomes, urbanization, and the emergence of new agglomerations in the country. For example, in 2000, 8.3 million tons of hazardous waste were produced, in 2002 – 10 million tons, and in 2004 – 11.4 million tons [62, 63]. In 2016, the total volume of hazardous waste amounted to 53.5 million tons, of which 40.4 million tons were recycled, 2.6 million tons were disposed of, and 8.9 million tons were placed in storage. In 2017, the total volume of waste increased to 69.6 million tons, with the level of recycling increasing by 38%, disposal by 37%, and storage by 43% [58, 64]. Thus, the key factor in effective waste management is the accurate determination of the volume of waste to be processed [65–67].

Impact of hazardous waste on the environment and human health

The generation of hazardous waste and its impact on the environment and human health can be described using the IPAT equation, which takes into account three factors: population, affluence, and technological progress.

The formula is as follows: $I = P \cdot A \cdot T$, where I is the impact on the environment, P is the population, A is the level of prosperity, and T is the level of technological development. This means that the impact can be calculated based on population, level of prosperity (measured by gross national income), and time. The analysis showed that from 1998 to 2025, the pace of technological development was sufficient to offset the growth in population and welfare in China [39].

According to statistics for the last 17 years, due to low recyclability and the lack of a comprehensive regulatory mechanism, various types of hazardous waste accumulate in warehouses

without being disposed of or recycled, for example, various types of alkalis, acids, asbestos, non-ferrous metallurgy waste, mineral oils, chemical materials, acrylic fibers, distillation residues, waste photosensitive materials, dyes, organic solvents, organic resins, medications, medical waste, oil emulsions, spent catalysts, waste containing nickel, chromium, cadmium, zinc, mercury [68, 69].

Measures to respond to the hazardous waste management process

In China, the process of hazardous waste management began to develop relatively recently. Between 1990 and 1995, industrial waste was discharged into the environment at an uncontrolled rate (40.9%), while safe disposal accounted for only 14% (including 9.8% of hazardous waste) [61]. In 2005, there were only 177 hazardous waste disposal facilities in China, processing only 4.16 million tons of industrial waste, which accounted for 43.4% [29, 62]. By 2010, hazardous waste disposal capacity had increased to 23.25 million tons per year, and the actual volume of disposal was 8.4 million tons, which meant an increase of 226% compared to 2005 [57].

Currently, there are two main methods of hazardous waste management in China: some private companies are licensed to process and dispose of their own waste, and state-owned companies have special licenses for comprehensive hazardous waste processing. However, it should be noted that the number of industrial enterprises using centralized hazardous waste management and processing facilities is small, which makes local waste processing and disposal the main focus [1].

There are three ways to dispose of industrial waste in China. The first is to transfer waste to specialized third-party industrial companies (32%) that ensure safe and effective waste management. The second is to dispose of hazardous waste within industrial companies (68%). The third method is illegal burial and disposal of waste, which, according to the laws of the Supreme People's Procuratorate and the Supreme People's Court, is punishable by imprisonment for up to three years.

Industrial enterprises in China play a dual role: they act as producers and as enterprises that use natural resources, whose activities are associated with harmful effects on the environment, making them a key target for regulation in the field of environmental control.

Conclusion

Based on a comprehensive analysis of the DPSIR model, it should be noted that hazardous waste disposal in China is currently based on a resource-saving approach and safe treatment. China is taking measures to address the issue of waste treatment and disposal, which is linked to environmental control and the desire to create an environmentally civilized society. The hazardous waste treatment and disposal industry is becoming more organized, standardized, and modernized, and has significant potential for capacity expansion. The future development of this industry depends on finding a balance between two approaches: China's development with environmental protection in mind and environmental protection in the process of China's development. The most important areas of development that will help implement the concept of a circular economy through the management of industrial hazardous waste are: 1) strengthening state support for the hazardous waste treatment and disposal industry; 2) integrating the industrial sector of hazardous waste treatment and disposal into national plans for energy conservation, environmental protection, and sustainable development; 3) Mandatory disclosure of information on hazardous waste flows through legal mechanisms; 4) Application of big data and other digital technologies to improve the effectiveness of hazardous waste management control.

Thus, this article provides a general overview of the large-scale task of hazardous waste management. This analysis may serve as an incentive to seek new solutions to this global problem.

References

1. Kanwal Q., Zeng X., Li J. Drivers-pressures-state-impact-response framework of hazardous waste management in China // *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 2021. V. 52. No. 16. P. 2930–2961. doi: 10.1080/10643389.2021.1902225
2. Liu J. China's road to sustainability // *Science*. 2010. V. 328. No. 5974. P. 50. doi: 10.1126/science.1186234
3. Norouzian Baghani A., Dehghani S., Farzadkia M., Delikhooon M., Emamjomeh M.M. Comparative study of municipal solid waste generation and composition in Shiraz city (2014) // *J. Qazvin. Univ. Med. Sci.* 2017. V. 21. No. 2. P. 57–65.
4. Buonocore J.J., Choma E., Villavicencio A.H., Spengler J.D., Koehler D.A., Evans J.S., Lelieveld J., Klop P., Sanchez-Pina R. Metrics for the sustainable development goals: Renewable energy and transportation // *Palgrave Communications*. 2019. V. 5. No. 1. Article No. 136. doi: 10.1057/s41599-019-0336-4
5. Brodskiy V.A., Sakharov D.A., Kolesnikov A.V., Ashikhmina T.Ya., Ivanov K.N. Problems of neutralization and utilization of highly toxic industrial wastes, their processing with obtaining valuable components // *Theoretical and Applied Ecology*. 2022. No. 4. P. 88–95 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-4-088-095
6. Lu J.-W., Chang N.-B., Liao L. Environmental informatics for solid and hazardous waste management: advances, challenges, and perspectives // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2013. V. 43. No. 15. P. 1557–1656. doi: 10.1080/10643389.2012.671097
7. Akpan V.E., Olukanni D.O. Hazardous waste management: an African overview // *Recycling*. 2020. V. 5. No. 3. Article No. 15. doi: 10.3390/recycling5030015
8. Couto N., Silva V., Monteiro E., Rouboa A. Hazardous waste management in Portugal: An overview // *Energy Procedia*. 2013. V. 36. P. 607–611. doi: 10.1016/j.egypro.2013.07.069
9. Khanna P., Kumar R., Kulkarni V. Case Study 3: Hazardous waste issues in India // *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. 2020 [Internet resource] <https://www.eolss.net/Sample-Chapters/C09/E1-08-06.pdf> (Accessed: 02.02.2019).
10. Navia R., Bezama A. Hazardous waste management in Chilean main industry: An overview // *Journal of Hazardous Materials*. 2008. V. 158. No. 1. P. 177–184. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.01.071
11. Landrigan P.J., Fuller R. Global health and environmental pollution // *Int. J. Public Health*. 2015. V. 60. P. 764–762. doi: 10.1007/s00038-015-0706-7
12. Fazzo L., Minichilli F., Santoro M., Ceccarini A., Della Seta M., Bianchi F., Comba P., Martuzzi M. Hazardous waste and health impact: A systematic review of the scientific literature // *Environ. Health*. 2017. V. 16. No. 1. Article No. 107. doi: 10.1186/s12940-017-0311-8
13. Landrigan P.J., Wright R.O., Cordero J.F., Eaton D.L., Goldstein B.D., Hennig B., Maier R.M., Ozonoff D.M., Smith M.T., Tukey R.H. The NIEHS Superfund Research Program: 25 years of translational research for public health // *Environ. Health Perspect.* 2015. V. 123. No. 10. P. 909–918. doi: 10.1289/ehp.1409247
14. Chatham-Stephens K., Caravanos J., Ericson B., Sunga-Amparo J., Susilorini B., Sharma P., Landrigan P.J., Fuller R. Burden of disease from toxic waste sites in India, Indonesia, and the Philippines in 2010 // *Environ. Health Perspect.* 2013. V. 121. No. 7. P. 791–796. doi: 10.1289/ehp.1206127
15. Misra V., Pandey S.D. Hazardous waste, impact on health and environment for development of better waste management strategies in future in India // *Environ. Int.* 2005. V. 31. No. 3. P. 417–431. doi: 10.1016/j.envint.2004.08.005
16. Liu D., Wang S. The global issue of foreign waste // *Lancet. Planet. Health*. 2019. V. 3. No. 3. P. e120. doi: 10.1016/S2542-5196(19)30019-1

17. Li K., Jacob D.J., Liao H., Shen L., Zhang Q., Bates K.H. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China // *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2019. V. 116. No. 2. P. 422–427. doi: 10.1073/pnas.1812168116
18. Zhang N., Shen S.L., Zhou A., Chen J.A. A brief report on the March 21, 2019 explosions at a chemical factory in Xiangshui, China // *Process Safety Progress.* 2019. V. 38. No. 2. P. e12060. doi: 10.1002/prs.12060
19. Nabizadeh R., Sorooshian A., Delikhoon M., Baghani A.N., Golbaz S., Aghaei M., Barkhordari A. Characteristics and health effects of volatile organic compound emissions during paper and cardboard recycling // *Sustainable Cities and Society.* 2020. V. 56. No. 1-3. Article No. 102005. doi: 10.1016/j.scs.2019.102005
20. Wang B., Wu C., Reniers G., Huang L., Kang L., Zhang L. The future of hazardous chemical safety in China: opportunities, problems, challenges and tasks // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 643. P. 1–11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.174
21. Guan Y., Huang G., Liu L., Huang C.Z., Zhai M. Ecological network analysis for an industrial solid waste metabolism system // *Environ. Pollut.* 2019. V. 244. P. 279–287. doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.052
22. Lee K., Kwon H.-m., Cho S., Kim J., Moon I. Improvements of safety management system in Korean chemical industry after a large chemical accident // *Journal of Loss Prevention in the Process Industries.* 2016. V. 42. P. 6–13. doi: 10.1016/j.jlp.2015.08.006
23. Heacock M., Kelly C.B., Asante K.A., Birnbaum L.S., Bergman A.L., Bruné M.-N., Buka I., Carpenter D.O., Chen A., Huo X., Kamel M., Landrigan P.J., Magalini F., Diaz-Barriga F., Neira M., Omar M., Pascale A., Ruchirawat M., Sly L., Sly P.D., Van den Berg M., Suk W.A. E-waste and harm to vulnerable populations: a growing global problem // *Environ. Health Perspect.* 2016. V. 124. No. 5. P. 550–555. doi: 10.1289/ehp.1509699
24. Zhang H., Duan H., Zuo J., Song M., Zhang Y., Yang B., Niu Y. Characterization of post-disaster environmental management for hazardous materials incidents: Lessons learnt from the Tianjin warehouse explosion, China // *J. Environ. Manage.* 2017. V. 199. P. 24–30. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.05.024
25. Zhang A., Venkatesh V., Liu Y., Wan M., Qu T., Huisingsh D. Barriers to smart waste management for a circular economy in China // *Journal of Cleaner Production.* 2019. V. 240. No. 1. Article No. 118198. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.118198
26. Zhang Q., Zheng Y., Tong D., Shao M., Wang S., Zhang Y., Xu X., Wang J., He H., Liu W., Ding Y., Lei Y., Li J., Wang Z., Zhang X., Wang Y., Cheng J., Liu Y., Shi Q., Yan L., Geng G., Hong C., Li M., Liu F., Zheng B., Cao J., Ding A., Gao J., Fu Q., Huo J., Liu B., Liu Z., Yang F., He K., Hao J. Drivers of improved PM_{2.5} air quality in China from 2013 to 2017 // *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2019. V. 116. No. 49. P. 24463–24469. doi: 10.1073/pnas.1907956116
27. Wang W., Bao J., Yuan S., Zhou H., Li G. Proposal for planning an integrated management of hazardous waste: Chemical Park, Jiangsu Province, China // *Sustainability.* 2019. V. 11. No. 10. Article No. 2846. doi: 10.3390/su11102846
28. Hong J., Han X., Chen Y., Wang M., Ye L., Qi C., Li X. Life cycle environmental assessment of industrial hazardous waste incineration and landfilling in China // *The International Journal of Life Cycle Assessment.* 2017. V. 22. No. 7. P. 1054–1064. doi:10.1007/s11367-016-1228-0
29. Li L., Wang S., Lin Y., Liu W., Chi T. A covering model application on Chinese industrial hazardous waste management based on integer program method // *Ecological Indicators.* 2015. V. 51. P. 237–243. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.05.001
30. Contreras M., Gazquez M.J., Romero M., Bolivar J.P. 5 – Recycling of industrial wastes for value-added applications in clay-based ceramic products: a global review (2015–19) // *New materials in civil engineering* / Eds. P. Samui, D. Kim, N.R. Iyer, S. Chaudhary. Butterworth-Heinemann, 2020. P. 155–219. doi: 10.1016/B978-0-12-818961-0.00005-3
31. Beydoun K., Klankermayer J. Efficient plastic waste recycling to value-added products by integrated biomass processing // *ChemSusChem.* 2020. V. 13. No. 3. P. 488–492. doi: 10.1002/cssc.201902880
32. Gebre S.H., Sendeku M.G., Bahri M. Recent trends in the pyrolysis of non-degradable waste plastics // *ChemistryOpen.* 2021. V. 10. No. 12. P. 1202–1226. doi: 10.1002/open.202100184
33. Rulkens W. Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: Overview and assessment of the various options // *Energy & Fuels.* 2008. V. 22. No. 1. P. 9–15. doi: 10.1021/ef700267m
34. Zhang W., Alvarez-Gaitan J.P., Dastyar W., Saint C.P., Zhao M., Short M.D. Value-added products derived from waste activated sludge: a biorefinery perspective // *Water.* 2018. V. 10. No. 5. Article No. 545. doi: 10.3390/w10050545
35. Song Q., Li J., Zeng X. Minimizing the increasing solid waste through zero waste strategy // *Journal of Cleaner Production.* 2015. V. 104. P. 199–210. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.08.027
36. Baghani A.N., Farzadkia M., Azari A., Zazouli M.A., Vaziri Y., Delikhoon M., Shafi A.A. Economic aspects of dry solid waste recycling in Shiraz, Iran // *J. Mazandaran Univ. Med. Sci.* 2016. V. 26. No. 133. P. 330–334 (in Persian).
37. Agamuthu P., Khidzir K.M., Hamid F.S. Drivers of sustainable waste management in Asia // *Waste Manag. Res.* 2009. V. 27. No. 7. P. 625–633. doi: 10.1177/0734242X09103191
38. Contreras F., Ishii S., Aramaki T., Hanaki K., Connors S. Drivers in current and future municipal solid waste management systems: cases in Yokohama and Boston // *Waste Manag. Res.* 2010. V. 28. No. 1. P. 76–93. doi: 10.1177/0734242X09349417

39. Oberle B., Bringezu S., Hatfield-Dodds S., Hellweg S., Schandl H., Clement J., Cabernard L., Che N., Chen D., Droz-Georget H., Ekins P., Fischer-Kowalski M., Flörke M., Frank S., Froemelt A., Geschke A., Haupt M., Havlik P., Hüfner R., Lenzen M., Lieber M., Liu B., Lu Y., Lutter S., Mehr J., Miatto A., Newth D., Oberschelp C., Obersteiner M., Pfister S., Piccoli E., Schaldach R., Schüngel J., Sonderegger T., Sudheshwar A., Tanikawa H., van der Voet E., Walker C., West J., Wang Z., Zhu B. Global resources outlook 2019: natural resources for the future we want. A Report of the International Resource Panel. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2019. 162 p.
40. WHO. Laboratory biosafety guidance related to coronavirus disease 2019 (COVID-19): interim guidance. World Health Organization, 2020. 11 p.
41. Schjøning P., van den Akker J.J.H., Keller T., Greve M.H., Lamandé M., Simojoki A., Stettler M., Arvidsson J., Breuning-Madsen H. Driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) analysis and risk assessment for soil compaction – a European perspective // *Advances in agronomy* / Ed. D.L. Sparks. Academic Press, 2015. V. 133. P. 183–237. doi: 10.1016/bs.agron.2015.06.001
42. Malmir M., Javadi S., Moridi A., Neshat A., Razdar B. A new combined framework for sustainable development using the DPSIR approach and numerical modeling // *Geoscience Frontiers*. 2021. V. 12. No. 4. Article No. 101169. doi: 10.1016/j.gsf.2021.101
43. Dolbeth M., Stålnacke P., Alves F.L., Sousa L.P., Gooch G.D., Khokhlov V., Tuchkovenko Y., Lloret J., Bielecka M., Różyński G., Soares J.A., Baggett S., Margonski P., Chubarenko B.V., Lillebø A.I. An integrated Pan-European perspective on coastal Lagoons management through a mosaic-DPSIR approach // *Sci. Rep.* 2016. V. 6. Article No. 19400. doi: 10.1038/srep19400
44. Haines-Young R., Potschin M. Common international classification of ecosystem services (CICES): consultation on version 4. August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
45. West J., Schandl H., Heyenga S., Chen S. Resource efficiency: economics and outlook for China. Bangkok: UNEP, 2013. 42 p. (in Chinese).
46. Xue B., Chen X.-P., Geng Y., Guo X.-J., Lu C., Zhang Z., Lu C.-Y. Survey of officials' awareness on circular economy development in China: based on municipal and county level // *Resources, Conservation and Recycling*. 2010. V. 54. No. 12. P. 1296–1302. doi: 10.1016/j.resconrec.2010.05.010
47. He G., Zhang L., Mol A.P.J., Lu Y., Liu J. Science and law. Revising China's environmental law // *Science*. 2013. V. 341. No. 6142. Article No. 133. doi: 10.1126/science.1235000
48. Zhang B., Cao C., Hughes R.M., Davis W.S. China's new environmental protection regulatory regime: effects and gaps // *J. Environ. Manage.* 2017. V. 187. P. 464–469. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.009
49. Environmental Engineering for the 21st Century: Addressing the Grand challenges / Ed. D. Grasso. Washington, DC: National Academies Press, 2019. 124 p. doi: 10.17226/25121
50. Zeng X., Li J. Circular economy towards sufficiency economy: case of P.R. China. *Regional 3R Forum in Asia and the Pacific*. Bangkok, 2019 [Internet resource] https://uncrd.un.org/sites/uncrd.un.org/files/9th-3r_ps-1-2-background_paper.pdf (Accessed: 30.06.2025).
51. Mathews J.A., Tan H., Hu M.-C. Moving to a circular economy in China: Transforming industrial parks into eco-industrial parks // *California Management Review*. 2018. V. 60. No. 3. P. 157–181. doi: 10.1177/0008125617752692
52. Xiao S., Dong H., Geng Y., Brander M. An overview of China's recyclable waste recycling and recommendations for integrated solutions // *Resources, Conservation & Recycling*. 2018. V. 134. P. 112–120. doi: 10.1016/j.resconrec.2018.02.032
53. Yang X.J. China's rapid urbanization // *Science*. 2013. V. 342. No. 6156. Article No. 310. doi: 10.1126/science.342.6156.310-a
54. Baykova O.V., Pugach V.N., Kazakov A.V. The entrepreneurial method as a way to solve the problems of processing wood waste in a circular economy // *Theoretical and Applied Ecology*. 2022. No. 4. P. 224–231. doi:10.25750/1995-4301-2022-4-224-231
55. Xiao L., Zhao R. China's new era of ecological civilization // *Science*. 2017. V. 358. No. 6366. P. 1008–1009. doi: 10.1126/science.aar3760
56. Selin H., VanDeveer S.D. Raising global standards: hazardous substances and E-waste management in the European Union // *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*. 2006. V. 48. No. 10. P. 6–18. doi: 10.3200/ENVT.48.10.6-18
57. Wen Q., Pan S., Hu Li-ming. Industrial solid waste treatment in China // *7th International Congress on Environmental Geotechnics*. Melbourne, 2014. P. 1082–1088.
58. Analysis of the development status and development trend of China's hazardous waste industry. China industry information network. 2018 [Internet resource] <https://www.chyxx.com/industry/201805/639471.html> (Accessed: 12.01.2018) (in Chinese).
59. China's policies and actions for addressing climate change (2019). Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2019. 32 p. [Internet resource] <https://english.mee.gov.cn/Resources/Reports/reports/201912/P020191204495763994956.pdf> (Accessed: 01.07.2025).
60. Gao S., Zhang H. Study on the pollution control of industrial solid waste in China // *Research of Environmental Sciences*. 1994. V. 7. No. 1. P. 43–47.
61. Wang W., Jiang J., Wu X., Liang S. The current situation of solid waste generation and its environmental contamination in China // *Journal of Material Cycles and Waste Management & Research*. 2000. V. 2. No. 2. P. 65–69. doi: 10.1007/s10163-000-0027-6
62. Duan H., Huang Q., Wang Q., Zhou B., Li J. Hazardous waste generation and management in China:

a review // *J. Hazard. Mater.* 2008. V. 158. No. 2–3. P. 221–227. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.01.106

63. Liang X., Yan F., Yang X. Research on Industrial Hazardous Waste Generation in China Based on Combination Forecasting Model // *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*. 2020. V. 505. No. 1. Article No. 012032. doi: 10.1088/1755-1315/505/1/012032

64. National Bureau of Statistics of China. China Statistical Yearbook National Bureau of Statistics of China, Yearbook. 2017 [Internet resource] <http://www.stats.gov.cn> (Accessed: 29.08.2025).

65. Patil G.V., Pokhrel K. Biomedical solid waste management in an Indian hospital: A case study // *Waste Manag.* 2005. V. 25. No. 6. P. 592–599. doi: 10.1016/j.wasman.2004.07.011

66. Tsakona M., Anagnostopoulou E., Gidarakos E. Hospital waste management and toxicity evaluation: a case

study // *Waste Manag.* 2007. V. 27. No. 7. P. 912–920. doi: 10.1016/j.wasman.2006.04.019

67. Voudrias E.A. Technology selection for infectious medical waste treatment using the analytic hierarchy process // *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2016. V. 66. No. 7. P. 663–672. doi: 10.1080/10962247.2016.1162226

68. Analysis of the huge gap between China's hazardous waste generation and treatment volume and the regional balance of hazardous waste treatment capacity in 2018 [Internet resource] www.chyxx.com/industry/201801/599566.html (Accessed: 20.02.2018) (in Chinese).

69. Huang Q., Wang Q., Dong L., Xi B., Zhou B. The current situation of solid waste management in China // *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 2006. V. 8. P. 63–69. doi: 10.1007/s10163-005-0137-2

**Изменение биомассы растений живого напочвенного покрова
после сплошной рубки хвойно-лиственного насаждения
(средняя тайга, Республика Коми)**

© 2025. Д. А. Севергина¹, аспирант, ст. лаборант,
С. Р. Красиков^{1,2}, магистрант, ст. лаборант,
А. Ф. Осипов¹, к. б. н., с. н. с., А. А. Дымов¹, д. б. н., в. н. с., зав. отделом,
¹Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
²Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,
167005, Россия, г. Сыктывкар, ул. Петрозаводская, д. 12,
e-mail: svyatoslavkrasikov@gmail.com

Растения живого напочвенного покрова (ЖНП) являются важным индикатором состояния окружающей среды и выполняют ряд значимых экосистемных функций, в том числе и в процессе лесовосстановления. Однако, основное внимание уделяется динамике состояния биомассы древесной растительности, тогда как нижние ярусы часто остаются недооценёнными. В статье приводятся результаты анализа изменения надземной биомассы растений ЖНП в первые годы после сплошнолесосечной рубки хвойно-лиственного насаждения чернично-зеленомошного типа. Показано увеличение средней надземной биомассы растений напочвенного покрова на слабонарушенных пасечных участках от 155 ± 32 до 222 ± 38 г/м² на первый год после рубки и до 799 ± 159 г/м² на третий год после рубки. Также отмечены структурные изменения во вкладе отдельных компонентов в общие запасы, обусловленные активным зарастанием вырубке травянистыми растениями (злаками) и снижением доли тенелюбивых видов. Количество проходов лесозаготовительной техники не оказывает достоверного влияния на биомассу ЖНП. Однако, выявлены различия в массе и структуре ЖНП в колеях и межколеяных пространствах волоков. Полученные данные расширят существующие сведения об экологической роли растений нижних ярусов на вырубках и найдут применение при характеристике отклика круговорота веществ и оценке восстановления таёжных лесов после сплошных рубок, в том числе в условиях меняющегося климата.

Ключевые слова: средняя тайга, биомасса, сплошная рубка леса, живой напочвенный покров, хвойно-лиственное насаждение.

**Changes in the biomass of ground vegetation after clear-cuts
of coniferous-deciduous stands (middle taiga, Komi Republic)**

© 2025. D. A. Severgina¹ ORCID: 0000-0002-3464-2744, S. R. Krasikov^{1,2} ORCID: 0009-0005-3158-0946,
A. F. Osipov¹ ORCID: 0000-0003-0618-9660, A. A. Dymov¹ ORCID: 0000-0002-1284-082X,
¹Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
²Pitirim Sorokin Syktyvkar State University,
12, Petrozavodskaya St., Syktyvkar, Russia, 167005,
e-mail: svyatoslavkrasikov@gmail.com

Ground vegetation is an important indicator of the environment status and perform a number of significant ecosystem functions, including in the process of reforestation. However, the dynamics of the woody vegetation biomass state is of the main attention, while the lower tiers often remain underestimated. The article presents the analysis of changes in the aboveground biomass of ground vegetation in the first years after clear-cutting of a coniferous-deciduous stand (blueberry-green moss type). We found an increase in the average aboveground biomass of ground vegetation on slightly disturbed skidding trails from 155 ± 32 g/m² to 222 ± 38 g/m² in the first year after logging and up to 799 ± 159 g/m² in the third year after logging. Structural changes in the contribution of individual components to the total reserves caused by active overgrowing of the clearing with herbaceous plants (cereals) and a decrease in the share of sciophytes. The number of logging equipment passes does not have a reliable effect on the ground vegetation biomass. However, we revealed the differences in the mass and structure of the ground vegetation in the ruts and intertrack spaces of the hauling routes.

The data obtained expand the existing information on the ecological role of lower-tier plants in clearings. It will find application in characterizing the response of the cycle of substances and assessing the restoration of taiga forests after clear-cutting, including under changing climate conditions.

Keywords: middle taiga, biomass, clear-cutting, ground vegetation, mixed coniferous-deciduous stand.

Леса занимают доминирующее положение в растительном покрове Республики Коми и играют ключевую роль в поддержании экологического равновесия в Субарктическом регионе [1]. Лесозаготовки оказывают существенное влияние на окружающую среду, выступая ведущим фактором изменения бореальных лесов [2, 3]. Живой напочвенный покров (ЖНП) является эдификатором, наиболее наглядным показателем почвенно-климатических условий в первые годы восстановительной сукцессии после сплошных рубок и представляет собой результат взаимодействия всех факторов среды [4]. Растения ЖНП являются важным индикатором состояния окружающей среды, внося заметный вклад в биоразнообразие лесов [5], а их конкуренция со всходами деревьев оказывает влияние на формирование древесного яруса [6], что подтверждает значимость исследований этого яруса при изучении процесса лесовозобновления.

Лесное хозяйство является одной из основных отраслей экономики Республики Коми. Согласно Государственному докладу «О состоянии окружающей среды в Республике Коми в 2023 году», площадь вырубок в регионе составляет 1837 км², что равняется 0,5% от земель лесного фонда, а темпы заготовки древесины в последнее десятилетие варьировали от 7,6 до 9,9 млн м³ в год, что соответствует 40–60 тыс. га.

Оценки биомассы ЖНП в Республике Коми выполнены для еловых [7–9] и сосновых [7, 8, 10] лесов. Исследованию биомассы ЖНП в послерубочных сообществах на европейском северо-востоке России посвящены работы [11–14], которые описывают исследуемый показатель в сообществах, формирующихся после сплошной рубки среднетаёжных ельников и сосняков, находящихся на разных стадиях восстановительной сукцессии. Следует отметить, что данных о процессах изменения надземной биомассы растений ЖНП в первые годы после сплошных рубок лесов средней тайги в настоящее время недостаточно, а цитируемые выше работы описывают массу ЖНП спустя 5 и более лет после рубки.

Территория вырубki делится на пасечные участки и трелёвочные волоки. Пасеки являются менее нарушенными участками, на

которых оставлен подрост и семенные деревья, а их доля составляет большую часть лесосеки [15]. Волока (технологические коридоры) – это участки, по которым во время заготовки древесины передвигается лесозаготовительная техника, и на которых с целью укрепления почвы складываются порубочные остатки. В результате этого их поверхность сильно нарушена, а лесовозобновление идёт значительно медленнее [16]. В связи с тем, что волока занимают 15–25% от площади лесосеки, они могут оказывать существенное влияние на запасы и круговорот веществ в сообществах, формирующихся после сплошных рубок, что требует оценки их роли в этих процессах.

Целью работы была оценка изменения надземной биомассы растений живого напочвенного покрова в первые три года после сплошной рубки хвойно-лиственного насаждения средней тайги с учётом пространственной неоднородности и техногенной нагрузки лесозаготовительной техники на почву.

Объекты и методы исследования

Исследование проведено на вырубке хвойно-лиственного насаждения чернично-зеленомошного типа на территории Сыктывдинского района Республики Коми (61°55' с. ш., 50°32' в. д.) в 2021 и 2023 гг. Климат района исследования – умеренно-континентальный, умеренно холодный. Среднемесячная температура воздуха в январе составляет -13 °С, в июле – +16,6 °С, а среднегодовая – +1,7 °С. Годовое количество осадков – 514 мм [17].

До рубки территория представляла собой хвойно-лиственное насаждение. В древесном ярусе преобладали сосна (*Pinus sylvestris* L.), ель сибирская (*Picea obovata* Ledeb.), берёза (*Betula pubescens* Ehrh. и *B. pendula* Roth.). Также присутствовали пихта (*Abies sibirica* Ledeb.) и осина (*Populus tremula* L.). Общее проективное покрытие травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов составляло по 80%. Сплошнолесосечная рубка исходного насаждения с сортиментной вывозкой древесины была проведена 7–8 декабря 2020 г. с использованием пары «харвестер – форвардер». Вырубка представляет собой территорию с чередующимися пасечными

участками с относительно слабонарушенным почвенным покровом и волокнами. Оценку влияния техногенной нагрузки на массу ЖНП проводили на волокнах, где число проходов гружёного форвардера составило 3 или 10 раз. Более подробное описание послерубочного сообщества и эксперимента по определению воздействия лесозаготовительной техники на компоненты экосистемы с учётом комплексного подхода представлено в работе [18].

Метод укусов на площади $1/16 \text{ м}^2$ (25–25 см) использовался для определения надземной биомассы растений напочвенного покрова. Образцы отбирали в конце июля, в период максимального накопления надземной биомассы ЖНП [18]. В качестве мест для закладки площадок выбирали места с наиболее типичной для территории растительностью. На первый год (2021 г.) после сплошной рубки в фоновом насаждении, произрастающем рядом с вырубкой, и на пасечных участках вырубке было отобрано по 10 образцов. В связи с отсутствием растений напочвенного покрова на волокнах анализ массы ЖНП на этих технологических элементах не проводили. На третий год (2023 г.) после рубки было взято 32 образца на пасеках (10 образцов) и волокнах (22 образца), где сбор производился как в колеях, так и в межколеяных пространствах в равном соотношении. Все надземные части растений срезали, а дальнейший разбор экспериментального материала по видам проводили в лаборатории. Отсортированные образцы высушивали до абсолютно сухого состояния при температуре $105 \text{ }^\circ\text{C}$ и взвешивали на электронных аналитических лабораторных весах «ОКБ Веста» с точностью до 1 мг. Для конверсии полученных данных на квадратный метр использовали коэффициент 16.

Статистическая обработка выполнена в R 4.03 и Microsoft Excel при 95% уровне значимости. Анализ данных заключался в проведении описательной статистики с расчётом средних значений, стандартных отклонений, коэффициентов вариации (CV) и стандартных ошибок среднего. Для парных сравнений использовался t-критерий Стьюдента.

Результаты и обсуждение

На фоновом участке хвойно-лиственного насаждения было отмечено 19 видов растений ЖНП (в том числе 6 видов травянистых растений, 3 вида кустарничков, 3 вида птеридофлоры). Общая надземная биомасса растений ЖНП составила $155 \pm 32 \text{ г/м}^2$ (рис.).

Наибольшую долю имели кустарнички (39%) и сфагновые мхи (36%). Меньший вклад был у зелёных мхов (13%), трав (9%) и птеридофлоры (3%). Доминирующими видами среди травянистых растений были теневыносливый *Linnaea borealis* L. и тенелюбивый *Maianthemum bifolium* L. с надземной биомассой 5,80 и 5,41 г/м² соответственно. Преобладающим по массе кустарничком была тенелюбивая черника (*Vaccinium myrtillus* L.), достигающая 41,3 г/м², а в мохово-лишайниковом ярусе – *Sphagnum palustre* L. – 55,6 г/м². Полученные нами данные по надземной биомассе растений ЖНП хвойно-лиственного насаждения сопоставимы с полученными ранее данными для среднетаёжных ельников черничных Республики Коми, которые изменялись в пределах 152–184 г/м² [8, 9].

На первый год после сплошной рубки на пасечных участках было обнаружено и определено 17 видов растений ЖНП. Общая надземная биомасса составила $222 \pm 38 \text{ г/м}^2$, увеличившись в 1,4 раза по сравнению с фоновым насаждением. В структуре биомассы произошли заметные изменения. Резкое увеличение освещённости территории и разрушение старого ЖНП привели к активному росту ($p=0,018$) светолюбивых травянистых растений (в частности, злаковых), чей вклад в общую надземную биомассу составил 48%. Участие сфагновых мхов равно 18%, зелёных мхов и кустарничков – по 17%. Доминирующим видом среди травянистых растений стал светолюбивый *Galium boreale* L. с надземной биомассой 90,6 г/м², а среди кустарничков лидирующие позиции сохранила черника, несмотря на то, что её надземная биомасса незначительно уменьшилась до 33,2 г/м² ($p=0,264$). Масса сфагновых и зелёных мхов почти сравнялась, хотя достоверной разницы между ненарушенным насаждением и вырубкой не отмечено ($p>0,05$).

На третий год после сплошной рубки на пасечных участках было обнаружено и определено 30 видов растений ЖНП (в том числе 9 видов травянистых растений и 3 вида кустарничков), что сопоставимо с ранее полученными данными о видовом разнообразии на вырубках [13]. Общая надземная биомасса за 2 года увеличилась в 3,6 раза и составила $799 \pm 159 \text{ г/м}^2$ ($p=0,006$). Изменения в структуре биомассы, наблюдаемые в первый год после рубки, приобрели ещё более ярко выраженный характер. Так, вклад травянистых растений увеличился до 83%, а их масса составила 661,3 г/м², что в 6,3 раза выше ($p=0,011$) по

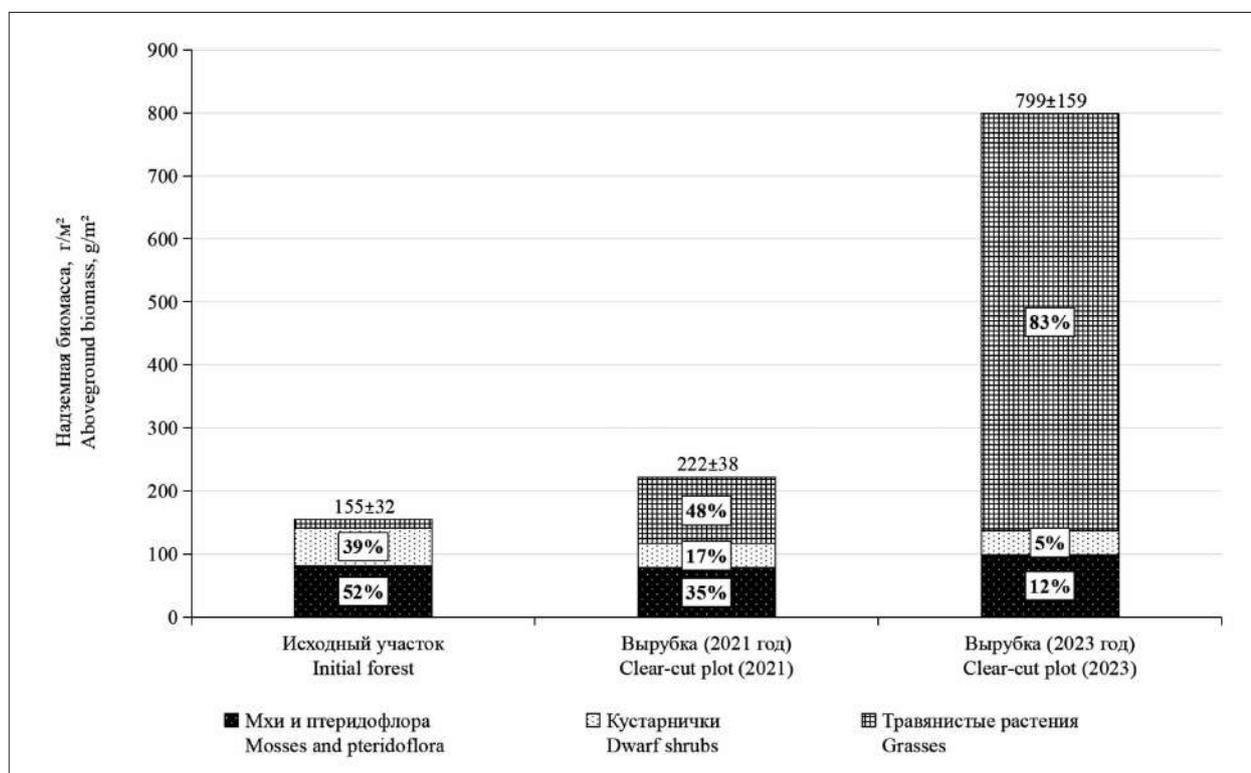


Рис. Надземная биомасса растений живого напочвенного покрова на пасечных участках до и после сплошной рубки леса: надпись на диаграмме – доля компонента, %
Fig. The aboveground biomass of ground vegetation in skidding trails before and after clear-cutting: the inscription on the diagram is the component proportion, %

сравнению данными 2021 г., и в 48,4 раз при сопоставлении с ненарушенным насаждением. Вклад зелёных мхов составил 10%, кустарничков – 5%, сфагновых мхов – 2%. Доминирующими видами стали светолюбивые представители семейства Poaceae: *Avenella flexuosa* L. (453,9 г/м²) и *Calamagrostis purpurea* Trin. (160 г/м²). Отмечено также постепенное восстановление тенелюбивых травянистых растений, например, *M. bifolium* L. Это связано с уменьшением освещённости на участках, где высокие светолюбивые растения создают достаточный уровень затенённости для роста тенелюбивых видов. Надземная биомасса кустарничков не изменилась и составила 38,1 г/м² ($p=0,995$). Биомасса тенелюбивого вида *V. myrtillus* L. сократилась до 14 г/м², однако от полного выгорания его (как и *M. bifolium* L.) защищают высокие злаковые травы и кустарники (в частности, *Rosa acicularis* Lindl.). В то же время масса светолюбивого вида *V. vitis-idaea* L. несущественно увеличилась до 13,5 г/м² ($p=0,259$) и была сопоставима с *V. myrtillus* L. Надземная биомасса вида *Rubus saxatilis* L. также возросла и составила 10,7 г/м². На вырубках в первые годы часто наблюдается процесс заболачивания [15], однако в нашем случае его не отмечено. Вероятно, это связано

с достаточно сильным уклоном территории, в результате чего избыток воды стекает в сторону реки Кылэг-ю и впадающего в неё лесного ручья [18].

Наши результаты сопоставимы с полученными ранее данными для вырубок ельников в Республике Коми. Так, на 4–6-летних вырубках ельника черничного влажного надземная биомасса растений ЖНП составляет 879±372 г/м², а на вырубках ельника долгомошно-сфагнового – 965±503 г/м² [11]. На 10-летних вырубках сосняка надземная биомасса растений ЖНП равна 379±24 г/м² [14]. В молодняках послерубочного происхождения, возникших после сплошной рубки ельника, надземная биомасса растений ЖНП с преобладанием мхов изменяется в пределах 83,4–240,0 г/м² [13].

При анализе пространственной неоднородности территории вырубки установлено, что в первый год после сплошной рубки хвойно-лиственного насаждения в колеях волоков ЖНП отсутствовал, а на третий год выявлено постепенное его восстановление, темпы которого невысоки вследствие уплотнения почвы и застоя влаги. Так, надземная биомасса растений ЖНП в колеях в зависимости от количества проходов лесозаготовительной

Таблица / Table

Надземная биомасса растений живого напочвенного покрова на волоках в зависимости от техногенной нагрузки на третий год после сплошнолесосечной рубки хвойно-лиственного насаждения, г/м² / The aboveground biomass of ground vegetation in drags depending on technogenic load in the third year after clear-cutting of coniferous-deciduous stands, g/m²

Жизненные формы Life forms	Межколейное пространство Interrut space		Колея / Rut	
	3 прохода 3 passes	10 проходов 10 passes	3 прохода 3 passes	10 проходов 10 passes
Кустарничковые растения Dwarf shrubs	1,8±1,2	18±8	1,5±1,5	–*
Травянистые растения Grasses	949±377	1041±242	137±50	176±84
Мхи и птеридофлора Mosses and pteridoflora	12±12	27±9	87±48	62,±19
Итого / Total	963±371	1087±253	225±58	238±78

Примечание / Note: * – не выявлено / not found.

техники достигала 225–238 г/м², что в 3,3–3,5 раза меньше, чем на пасечных участках. Вместе с тем накопление ЖНП неоднородно, что выражается в высоких (63–86%) коэффициентах вариации. Основной вклад (61–74%), как и на пасечных участках, вносят травянистые растения (табл.). Доля мхов и птеридофлоры составляла 26–39%. Следует отметить, что степень техногенной нагрузки не влияет на массу растений ЖНП, что выражается в сопоставимых её величинах ($p=0,895$) на волоках с 3 и 10 проходами форвардера. Также на волоках с 10 проходами отсутствуют кустарнички, которые были полностью уничтожены при транспортировке древесины и не восстановились спустя три года после рубки хвойно-лиственного насаждения, в отличие от волоков с тремя проходами, где сохранились отдельные кусты черники и появляется костяника.

Межколейное пространство на волоках характеризуется достаточно высокими показателями надземной биомассы, которая достигает 963–1087 г/м² (табл.), что превышает аналогичный показатель на пасечных участках в 1,2–1,4 раза, а в колее в 4,0–4,8 раза. Это может быть связано с несколькими факторами. Во-первых, здесь действует «эффект грядки», когда лишняя влага стекает в колею, что благоприятно для злаковых трав. Во-вторых, на волоках отсутствуют кустарнички и подрост, вследствие чего нет конкуренции за свет и элементы минерального питания. Кроме того, в межколейном пространстве имеется менее плотный мохово-лишайниковый ярус, который не препятствует всходам злаков. Доля травянистых растений достигала 96–99%.

При объединении данных по биомассе ЖНП в колеях и межколейных про-

странствах волоков рассчитано, что масса травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов в среднем составляет 561±295 ($CV=118\%$) г/м² на волоках с 3 проходами и 592±257 ($CV=97\%$) г/м² на волоках с 10 проходами, что в 1,3–1,4 раза ниже, чем на пасечных участках. Полученные нами данные сопоставимы с представленными ранее результатами для сплошных вырубок сосняков в Республике Коми, показавшими, что общая надземная биомасса растений ЖНП на волоках в 1,2–1,7 раза ниже, чем на пасечных участках [14]. Кроме того, ранее были получены данные для 4-летних вырубок черничного влажного и долгомошно-сфагнового ельников, согласно которым надземная биомасса растений ЖНП в волоках в 6,5–11,2 раз меньше, чем на пасечных участках [12].

Заключение

Проанализировано изменение видового состава и надземной биомассы растений ЖНП в первые годы после сплошной рубки хвойно-лиственного насаждения с учётом пространственной неоднородности вырубki. Сплошная рубка оказывает положительный эффект на биоразнообразие и массу травяно-кустарничкового яруса, что ведёт к росту общей биомассы ЖНП. На первый год восстановительной сукцессии достоверного возрастания массы ЖНП не отмечено, несмотря на существенные структурные изменения во вкладе отдельных компонентов в общие запасы биомассы, что выражается инвазией травянистых растений на пасечные участки. Спустя три года биомасса ЖНП на вырубке увеличивается в 3,6–5,1 раза по сравнению

с фоновым насаждением и первым годом после рубки и достигает 799 ± 159 г/м². Структурные изменения и накопление биомассы после рубки в первую очередь связаны с активным ростом светолюбивых травянистых растений, зелёных мхов и сокращением участия сфагновых мхов и черники. Количество проходов лесозаготовительной техники не оказало достоверного влияния на биомассу ЖНП на волоках. Однако, в колеях она ниже в 4,2–4,5 раза по сравнению с межколейнными пространствами. В целом, движение техники по волокам отрицательно повлияло на биомассу ЖНП, которая сократилась в 1,3–1,4 раза по сравнению со слабонарушенными пасечными участками вырубки. Полученные данные расширяют существующие сведения об экологической роли растений нижних ярусов на вырубках и найдут применение при характеристике отклика круговорота веществ и оценке восстановления таёжных лесов после сплошных рубок, в том числе в условиях меняющегося климата.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Российского научного фонда №23-74-10007, <https://rscf.ru/project/23-74-10007/>.

Литература

1. Манов А.В., Осипов А.Ф., Загирова С.В. Современное состояние древесного яруса среднетаёжных хвойных и лиственных насаждений (на примере тестового полигона «Ляльский», Республика Коми) // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 4. С. 201–210. doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-201-210
2. Дымов А.А. Влияние сплошных рубок в бореальных лесах России на почвы (обзор) // Почвоведение. 2017. № 7. С. 787–798. doi: 10.7868/S0032180X17070024
3. Blumroeder J.S., Ibisch P.L., Burova N., Amosova I., Parinova T., Volkov A., Winter S., Graebener U.F., Goroncy A., Hobson P.R., Shegolev A., Dobrynin D., Пина О. Ecological effects of clearcutting practices in a boreal forest (Arkhangelsk Region, Russian Federation) both with and without FSC certification // Ecological Indicators. 2019. V. 106. Article No. 105461. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105461
4. Мелехов И.С. О теоретических основах типологии вырубок // Известия вузов. Лесной журнал. 1958. № 1. С. 27–58.
5. Дёгтева С.В., Железнова Г.В., Косолапов Д.А., Мартыненко В.А., Пыстина Т.Н., Шубина Т.П. Флора, лишено- и микробиота ельников европейского Северо-Востока России // Лесной вестник. 2009. № 1. С. 135–144.
6. McCarthy N., Bentsen N.S., Willoughby I., Balandier P. The state of forest vegetation management in Europe in the 21st century // Eur. J. Forest Res. 2011. V. 130. P. 7–16. doi: 10.1007/s10342-010-0429-5
7. Бобкова К.С. Биологическая продуктивность хвойных лесов европейского Северо-Востока. Л.: Наука, 1987. 156 с.
8. Биопродукционный процесс в лесных экосистемах Севера / Под ред. К.С. Бобковой, Э.П. Галенко. СПб.: Наука, 2001. 276 с.
9. Тужилкина В.В. Структура фитомассы и запасы углерода в растениях напочвенного покрова еловых лесов на Северо-Востоке Европейской России // Растительные ресурсы. 2012. Т. 48. № 1. С. 44–50.
10. Осипов А.Ф., Манова С.О., Бобкова К.С. Запасы и элементный состав растений напочвенного покрова в среднетаёжных сосняках послепожарного происхождения (Республика Коми) // Растительные ресурсы. 2014. Т. 50. № 1. С. 3–11.
11. Бобкова К.С., Лиханова Н.В. Потоки азота и зольных элементов в системе «почва–фитоценоз» на вырубках среднетаёжных ельников Республики Коми // Лесоведение. 2019. № 6. С. 512–523. doi: 10.1134/S0024114819060020
12. Бобкова К.С., Лиханова Н.В., Кузнецов М.А. Влияние промышленных рубок на круговорот веществ в системе почва–фитоценоз среднетаёжных ельников на болотно-подзолистых почвах. СПб.: Наука, 2024. 246 с.
13. Пристова Т.А. Динамика надземной фитомассы живого напочвенного покрова в лиственных фитоценозах послерубочного происхождения // Известия СамНЦ РАН. 2019. № 2 (2). С. 205–209.
14. Osipov A., Kuznetsov M. Influence of clear-cutting on ground vegetation biomass and dwarf shrubs increment in the Scots pine forests of the European North-East // CERNE. 2023. V. 29. P. e-103107. doi: 10.1590/01047760202329013107
15. Паутов Ю.А., Ильчуков С.В. Пространственная структура производных насаждений на сплошных концентрированных вырубках в Республике Коми // Лесоведение. 2001. № 2. С. 27–32.
16. Ильинцев А.С. Влияние современных лесозаготовок на нарушение почвы, состояние живого напочвенного покрова и последующее возобновление деревьев в бореальных лесах России // Известия Русского географического общества. 2023. Т. 155. № 3–4. С. 62–73. doi: 10.31857/S0869607123030072
17. Атлас почв Республики Коми / Под ред. Г.В. Добровольского, А.И. Таскаева, И.В. Забоевой. Сыктывкар: ООО «Коми республиканская типография», 2010. 356 с.
18. Dymov A.A., Startsev V.V., Gorbach N.M., Severgina D.A., Kutuyavin I.N., Osipov A.F., Dubrovsky Yu.A. Changes in soil and vegetation with different number of passes of wheeled forestry equipment (middle taiga, Komi Republic) // Eurasian Soil Sc. 2022. V. 55. No. 11. P. 1633–1646. doi: 10.1134/S1064229322110023

19. Woziwoda B., Parzych A., Kopeć D. Species diversity, biomass accumulation and carbon sequestration in the understorey of post-agricultural Scots pine forest // *Silva Fennica*. 2014. V. 48. No. 4. Article No. 1119. doi: 10.14214/sf.1119

References

1. Manov A.V., Osipov A.F., Zagirova S.V. Current state of the tree layer of middle taiga coniferous and deciduous forests (case-study of the test site “Lyalsky”, Komi Republic) // *Theoretical and Applied Ecology*. 2024. No. 4. P. 201–210 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-201-210

2. Dymov A.A. The impact of clearcutting in boreal Forests of Russia on soils: A Review // *Pochvovedenie*. 2017. No. 7. P. 787–798 (in Russian). doi: 10.7868/S0032180X17070024

3. Blumroeder J.S., Ibsch P.L., Burova N., Amosova I., Parinova T., Volkov A., Winter S., Graebener U.F., Goroncy A., Hobson P.R., Shegolev A., Dobrynin D., Ilina O. Ecological effects of clearcutting practices in a boreal forest (Arkhangelsk Region, Russian Federation) both with and without FSC certification // *Ecological Indicators*. 2019. V. 106. Article No. 105461. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105461

4. Melekhov I.S. On the theoretical foundations of the clearcutting typology // *Izvestiya vuzov. Lesnoy zhurnal*. 1958. No. 1. P. 27–38 (in Russian).

5. Degteva S.V., Zheleznova G.V., Kosolapov D.A., Pystina T.N., Shubina T.P. Flora, lichens and aphylophoroid fungi of the spruce forests of the european north-east of Russia // *Forestry Bulletin*. 2009. No. 1. P. 135–144 (in Russian).

6. McCarthy N., Bentsen N.S., Willoughby I., Balandier P. The state of forest vegetation management in Europe in the 21st century // *Eur. J. Forest Res.* 2011. V. 130. P. 7–16. doi: 10.1007/s10342-010-0429-5

7. Bobkova K.S. Biological productivity of the European northeast coniferous forests. Leningrad: Nauka, 1987. 156 p. (in Russian).

8. Process of bioproduction in forest ecosystems of the North /Eds. K.S. Bobkova, E.P. Galenko. Sankt-Peterburg: Nauka, 2001. 277 p. (in Russian).

9. Tuzhilkina V.V. Phytomass structure and carbon reserves in the ground cover plants of North-East European Russia spruce forests // *Rastitel'nye Resursy*. 2012. V. 48. No. 1. P. 44–50 (in Russian).

10. Osipov A.F., Manova S.O., Bobkova K.S. Reserves and element composition in ground cover plants in the pine forests of post-fire origin (the Komi Republic) // *Rastitel'nye Resursy* 2014. V. 50. No. 1. P. 3–11 (in Russian).

11. Bobkova K.S., Likhanova N.V. Fluxes of nitrogen and mineral elements between soils and phytocenosis on the clearcuts in pruce forests of middle taiga, the Republic of Komi // *Lesovedenie*. 2019. No. 6. P. 512–523 (in Russian). doi: 10.1134/S0024114819060020

12. Bobkova K.S., Likhanova N.V., Kuznetsov M.A. Effect of industrial logging on the cycle of substances in the soil–phytocenosis system of middle-taiga spruce forests on peat-podzolic soils. Sankt-Peterburg: Nauka, 2024. 246 p. (in Russian).

13. Pristova T.A. Dynamics of phytomass of ground vegetation cover plants in post-harvest origin deciduous forests of the middle taiga // *Izvestiya RAS SamSC*. 2019. V. 21. No. 2. P. 204–209 (in Russian).

14. Osipov A., Kuznetsov M. Influence of clearcutting on ground vegetation biomass and dwarf shrubs increment in the Scots pine forests of the European North-East // *CERNE*. 2023. V. 29. P. e-103107. doi: 10.1590/01047760202329013107

15. Pautov Yu.A., Il'chukov S.V. Spatial structure of derivative plantations in concentrated clearcuts in the Komi Republic // *Lesovedenie*. 2001. No. 2. P. 27–32 (in Russian).

16. Ilintsev A.S. The impact of modern logging on soil disturbance, the state of ground cover and the subsequent regeneration of trees in boreal forests of Russia // *Izvestiya Russkogo geograficheskogo obshchestva*. 2023. V. 155. No. 3–4. P. 62–73 (in Russian). doi: 10.31857/S0869607123030072

17. Atlas of soils of the Komi Republic / Eds. G.V. Dobrovolsky, A.I. Taskaev, I.V. Zaboeva. Syktyvkar: LC “Komi Republician Publishing House”, 2010. 356 p. (in Russian).

18. Dymov A.A., Startsev V.V., Gorbach N.M., Severgina D.A., Kutyavin I.N., Osipov A.F., Dubrovsky Yu.A. Changes in soil and vegetation with different number of passes of wheeled forestry equipment (middle taiga, Komi Republic) // *Eurasian Soil Sc.* 2022. V. 55. No. 11. P. 1633–1646. doi: 10.1134/S1064229322110023

19. Woziwoda B., Parzych A., Kopeć D. Species diversity, biomass accumulation and carbon sequestration in the understorey of post-agricultural Scots pine forest // *Silva Fennica*. 2014. V. 48. No. 4. Article No. 1119. doi: 10.14214/sf.1119

Динамика экосистем влажной субори центра Приволжской возвышенности

© 2025. А. Ю. Кудрявцев^{1,2}, к. б. н., директор, с. н. с.,

¹Саратовский филиал Института проблем экологии
и эволюции им. А. Н. Северцова Российской академии наук,
410028, Россия, г. Саратов, ул. Рабочая, д. 24,

²Государственный природный заповедник «Приволжская лесостепь»,
440031, Россия, г. Пенза, ул. Окружная, д. 12а,
e-mail: akydtaks@mail.ru

Приведены результаты исследования динамики характерного для центральной части Приволжской возвышенности типа лесных экосистем – влажной субори. Исследования проводили на территории участка «Верховья Суры» заповедника «Приволжская лесостепь». Ход процесса изучали в возрастном ряду, выделенном в однородных лесорастительных условиях на основе принципов динамической классификации типов леса. В результате обработки данных таксации леса получены средние величины таксационных показателей древостоев для каждого класса возраста. Одновременно проведён анализ изменений всех компонентов насаждений. На его основе возрастной ряд был разделён на отдельные периоды и фазы. Тенденции изменения доли участия каждой лесообразующей породы в составе древостоя на разных возрастных стадиях описаны нелинейными уравнениями. Проведённое исследование показало, что полученный возрастной ряд представляет собой ряд трансформации лесных сообществ. Нарушение хода лесообразовательного процесса привело к масштабной смене коренных насаждений на производные. После начала применения сплошнолесосечных рубок площадь, занятая лиственными деревьями, постоянно росла. Следствием масштабного применения рубок промежуточного пользования, санитарных и добровольно-выборочных рубок стало формирование изреженных сосновых древостоев. Одновременно происходила и трансформация нижних ярусов сообществ. Эти факторы вызвали ухудшение условий естественного возобновления сосны (*Pinus sylvestris* L.). В результате, к настоящему времени возможность формирования сосновых древостоев путём естественного возобновления почти полностью исключена.

Ключевые слова: лесорастительные условия, динамический ряд, антропогенная трансформация, Приволжская возвышенность.

The dynamic of ecosystems pine woods (subor') on the humid sand soils at the central part of Volga Upland

© 2025. A. Yu. Kudryavtsev^{1,2} ORCID: 0009-0007-7797-4865³

¹Saratov Branch of A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution,
Russian Academy of Sciences,
24, Rabochaya St., Saratov, Russia, 410028,

²State Nature Reserve “Privolzhskaya Lesostep’”,
12A, Okruzhnaya St., Penza, Russia, 440031,
e-mail: akydtaks@mail.ru

Presents the results the study of the forest communities dynamic in the central part of the Volga Upland: a part of the Privolzhskaya Lesostep' Nature Reserve “Verkhov'ya Sury”. The forest vegetation of investigated region is mostly influence by anthropogenous factors. The history of the forests formation has specific peculiarities caused by both nature conditions and history transformation of the territories. As example the characteristic type of pine woods – subor' on the humid sand soils presented. The process investigated at the age row that distinguished in homogenous forest-growth conditions on the basic dynamic classification of forest types. On the basic of forest inventory dates the average values of taxation index for every age-class are received. At same time all components of stands analyzed. On its basic the age row divided to the phases and periods. Tendencies the change of every forest-forming breed share at the timber stand composition at the different age stages described by non-linear equations. The investigation showed that received age row is the row of forest community's transformation. Disturbance of the forest-forming process resulting to change of

native stands to secondary. Since the clear-cut logging cutting begins, the square of leaved breeds increased steadily. As consequence of large-scale intermediate cutting, sanitary and voluntary-selective cutting, thins pine timber stands are formed. At the same time transformation of the low canopies, happen. These factors caused change for the worse of pine (*Pinus sylvestris* L.) natural regeneration conditions. As result at now time formed of pine timber stands by natural regeneration expelled almost entirely.

Keywords: forest-growth conditions, dynamic row, anthropogenous transformation, Volga Upland.

Проблема изучения динамики лесов – одна из самых актуальных в лесоведении [1–7]. К настоящему времени постоянно усиливающееся антропогенное воздействие привело к радикальному изменению состава и структуры лесов [8–18]. Знания, полученные при исследовании динамики лесных сообществ, позволят решить задачу рационального использования лесных ресурсов [19–22].

В связи со сложностью лесных экосистем, повсеместной их антропогенной трансформацией, поливариантностью и нелинейностью дигрессивно-демутационных смен остро необходимы контроль и прогнозирование изменений, происходящих в лесах. Традиционный подход к мониторингу состояния растительности, основанный на небольшом количестве пробных площадей, характеризующих отдельные (часто случайные) стадии дигрессивно-демутационных смен, без учёта направлений динамики, оказывается чрезвычайно малоинформативным. Необходимо использовать для анализа массивы описаний лесных экосистем, характеризующих ту или иную территорию.

Согласно методическим рекомендациям по проведению государственной инвентаризации лесов, утверждённым приказом № 472 Рослесхоза от 10.11.2011, а также данным литературы [23–26], важнейшей составной частью программы экологического мониторинга в заповедниках является контроль состояния и естественного развития лесной растительности, не подверженной антропогенному воздействию.

Цель данной работы – на основании материалов таксации леса оценить разнообразие и динамику лесных экосистем заповедного участка в пределах отдельного типа лесорастительных условий – влажной субори.

Объекты и методы исследования

Верхнесурский участок заповедника «Приволжская лесостепь» расположен в центральной части Приволжской возвышенности. Площадь участка составляет 6339 га. Сформировавшийся в результате интенсивной хозяйственной деятельности лесной покров участка представляет собой мозаику коренных и про-

изводных сообществ, которые одновременно характеризуют как богатство почв элементами питания и степень увлажнения, так и уровень антропогенной трансформации экосистем. На изучаемом участке преобладают коренные сосновые леса, различные по составу, строению и производительности [27]. Производные леса представлены, в основном, березняками с примесью осины (*Populus tremula* L.) и липы (*Tilia cordata* Mill.).

Первое лесоустройство территории заповедника проведено в 2002–2004 гг. Инвентаризация лесного фонда была выполнена с повышенной точностью и детализацией [28–33]. Статистическую обработку данных выполняли в пакетах программ MS Excel 2010 (Microsoft Corp.) и Statistica 6.0 (Statsoft Inc., OK, USA).

Видовые названия приводятся по С.К. Черепанову [34].

Результаты и обсуждение

Влажные субори занимают около 30% от общей площади исследуемого участка. Они приурочены к пологим склонам речных долин (преимущественно правый берег р. Суры) и надпойменных террас. В пределах данного экотопа абсолютно преобладают древостои естественного происхождения (80% от покрытой лесом площади). В лесостепной зоне европейской территории России синонимами данного типа леса являются «влажная сосново-дубовая суборь» или «сосняк травяной с дубом», «свежая липово-дубовая суборь», «сосняк майниково-черничный» [27]. Почвы дерново-мелкоподзолистые поверхностно-слабоглеватые супесчаные на песках, подстилаемые песчаником на глубине 101–150 см и дерново-мелкоподзолистые поверхностно-слабоглеватые супесчаные на песках. Практически вся площадь, занимаемая почвами этого типа, покрыта лесом. Прогалины занимают около одного процента территории. Абсолютно преобладают насаждения естественного происхождения. На долю лесных культур приходится около 19% от общей площади участка.

Полученный возрастной ряд включает в себя древостои с возрастом до 200 лет. Од-

нако, распределение площадей древостоев по классам возраста крайне неравномерно. Явно выражено преобладание древостоев в возрасте 61–80 лет. Площадь, занимаемая деревьями в возрасте 81–120 лет, гораздо меньше. Ещё меньше доля древостоев в возрасте до 60 лет, а площадь, занимаемая древостоями старше 120 лет, незначительна.

Древостои достигают высокой сомкнутости уже на ранних стадиях развития (табл. 1), что свидетельствует об успешном возобновлении леса. В дальнейшем сомкнутость древостоев несколько возрастает и сохраняется примерно на одном уровне вплоть до достижения ими возраста 200 лет.

Высота мелколиственных деревьев превосходит высоту остальных видов уже на ранних стадиях (табл. 1). Затем отмечается их бурный рост, вплоть до 60 лет, который в дальнейшем резко замедляется. Сосна сравнивается с мелколиственными породами деревьев по высоте к 80 годам. Далее её рост продолжается вплоть до конца возрастного ряда. Для широколиственных деревьев характерны резкие колебания значений высоты ствола. Это связано с тем, что нередко при рубках деревья этих видов оставляли для их дальнейшего роста. Однако в целом они сильно отстают в

росте и остаются в нижних ярусах древостоев.

В составе сообществ влажной субори естественного происхождения в целом явно выражено преобладание сосны (*Pinus sylvestris* L.). В то же время довольно значительна доля берёзы (*Betula pendula* Roth). Степень участия осины (*Populus tremula* L.) и широколиственных пород очень мала. Однако видовой состав сообществ с момента их восстановления на обезлесенных участках по мере увеличения возраста формирующихся древостоев существенно изменяется (табл. 1).

При этом изменение доли каждого вида в составе имеет свою специфику. Аппроксимация временного ряда описывает динамику доли различных пород деревьев в составе древостоев уравнениями полиномов второй степени: сосна – $y = -0,194x^2 + 31,56x - 35,22$, $R^2=0,92$; липа – $y = 0,19x^2 - 2,87x + 11,47$, $R^2=0,85$; берёза (*Betula pubescens* Ehrh.) – $y = 1,35x^2 - 21,80x + 96,07$, $R^2=0,84$; осина – $y = 0,93x^2 - 10,97x + 33,15$, $R^2=0,96$.

Присутствие сосны в древостоях вплоть до возраста 20 лет невелико. На протяжении этого периода оно практически не изменяется. В период 21–40 лет доля её участия в составе удваивается. Затем происходит скачкообразный рост доли сосны, который продолжается

Таблица 1 / Table 1
Характеристика древостоев в возрастном ряду / The timber stands characteristics at the age row

Вид / Species	Возраст, лет / Age, year											
	< 10	11–20	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	141–160	161–180	181–200	Среднее Average
Полнота 1-го яруса Density of the 1-s canopy	0,64	0,61	0,69	0,71	0,72	0,67	0,63	0,67	0,66	0,53	0,76	–
Средняя высота, м / Average height, m												
<i>Pinus sylvestris</i> L.	3,2	5,1	13,5	19,4	23,2	25,5	26,0	26,6	30,3	28,9	33,0	–
<i>Quercus robur</i> L.	–	7,0	–	18,0	5,0	2,0	–	–	–	–	–	–
<i>Acer platanoides</i> L.	–	–	–	–	2,9	2,0	–	–	–	–	–	–
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	–	8,0	13,9	–	20,0	–	–	–	–	–	–	–
<i>Tilia cordata</i> Mill.	3,7	5,5	11,5	17,2	7,0	21,0	3,3	7,0	13,5	–	4,0	–
<i>Betula pubescens</i> Ehrh. [B. alba L.]	4,8	7,6	14,9	20,5	20,3	18,7	16,9	21,8	11,9	11,0	23,0	–
<i>Populus tremula</i> L.	3,8	4,8	13,4	21,8	23,9	24,5	–	–	–	–	–	–
Состав, % от общего запаса / Composition, % of common volume												
<i>Pinus sylvestris</i> L.	11,1	9,0	23,8	61,8	76,8	91,9	93,4	91,7	93,7	93,4	69,9	74,4
<i>Quercus robur</i> L.	–	0,5	0,9	0,3	–	–	–	–	–	–	–	0,1
<i>Tilia cordata</i> Mill.	7,4	7,7	6,3	2,1	0,4	–	–	–	0,4	–	–	1,1
<i>Betula pubescens</i> Ehrh. [B. alba L.]	57,4	70,3	58,2	32,8	20,3	7,7	4,8	8,3	5,9	6,6	30,1	21,0
<i>Populus tremula</i> L.	24,1	12,6	10,5	3,0	3,1	0,3	–	–	–	–	–	3,3
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	–	–	0,4	–	0,1	–	–	–	–	–	–	0,1

Примечание: прочерк – вид отсутствует. / Note: Dash – species absent.

Таблица 2 / Table 2

Доля древостоев различного типа в возрастном ряду (% от общей площади)
Share of the different types of timber stands at the age row, % of the common square of timber stands

Тип сообществ Community types	Возраст, лет / Age, year										
	< 10	11–20	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	141–160	161–180	181–200
Сосняки чистые Pure pine	–	–	–	38,9	39,8	76,5	88,5	76,4	87,5	100,0	–
Сосняки смешанные Mixed pine	3,4	–	6,3	2,6	30,1	14,4	5,4	6,7	5,1	–	100,0
Сосново-мелколиственные Pine small-leafs	–	–	8,9	17,8	19,2	6,7	0,5	–	4,7	–	–
Широколиственные смешанные Mixed broad-leafs	5,0	–	1,9	2,3	–	–	–	–	–	–	–
Берёзовые чистые Pure birch	2,1	30,0	14,8	4,2	1,0	0,4	–	–	–	–	–
Берёзовые смешанные Mixed birch	46,2	42,5	41,6	31,7	4,1	0,5	–	–	–	–	–
Осиновые чистые Pure aspen	–	2,0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Осиновые смешанные Mixed aspen	9,4	1,2	–	–	2,4	–	–	–	–	–	–
Мелколиственные Small-leafs	33,9	15,9	5,3	1,6	1,0	–	–	–	–	–	–
Мелколиственные смешанные Mixed small-leafs	–	6,1	20,2	1,6	2,3	0,7	–	–	–	–	–
Смешанные Mixed	–	1,4	–	–	0,2	–	–	–	–	–	–
Многоярусные Complicated	–	–	–	–	–	0,6	5,7	17,5	3,8	–	–

Примечание: прочерк – сообщество отсутствует. / Note: Dash – community absent.

до ста лет. Далее степень участия сосны в составе сообществ остаётся стабильной вплоть до возраста 180 лет. После достижения этого возраста роль сосны резко снижается. При этом она остаётся доминирующим видом. Доля мелколиственных деревьев (преимущественно берёзы) в составе сообществ довольно велика, однако степень участия берёзы и осины в формировании сообществ на разных временных этапах коренным образом различается. Берёза доминирует уже в самом раннем возрасте. После достижения 10 лет её роль значительно возрастает, а после 20 лет также заметно снижается. После 40 лет берёза перестаёт доминировать в составе древостоев. В дальнейшем степень её участия продолжает снижаться, оставаясь незначительной вплоть до 180 лет, после чего она становится содоминантом. Осина содоминирует в составе до достижения 10-летнего возраста. Затем её доля сокращает-

ся в два раза. А после 40 лет она отмечается в составе лишь в виде незначительной примеси. После достижения возраста 120 лет осина полностью выпадает из состава, появляясь только в самом конце возрастного ряда.

Широколиственные деревья в целом представлены крайне незначительно. Они отмечаются только в древостоях, возраст которых не превышает 100 лет, при этом степень участия липы в составе гораздо выше, чем дуба.

Последующий анализ таксационных описаний показал, что единый возрастной ряд состоит из сообществ различного состава (табл. 2). Для оценки специфики лесных сообществ были выделены 12 типов древостоев естественного происхождения, существенно различающихся по составу и строению [35].

При этом каждой возрастной стадии присуц определённый спектр сообществ (табл. 2). Самые молодые древостои (до 10 лет) в основ-

ном представлены берёзовыми смешанными и смешанными лесами. На следующей стадии преобладают берёзовые чистые и берёзовые смешанные древостои. Значительна также доля смешанных сообществ. В возрасте 21–40 лет преобладание берёзовых и мелколиственных лесов сохраняется. В то же время возрастает степень участия сосняков. К 60 годам ситуация меняется коренным образом. Преобладают сосновые древостои, преимущественно чистые сосняки. Однако, доля смешанных березняков остаётся высокой. Затем происходит резкое увеличение доли сосняков различного состава. После достижения 80 лет преобладают чистые сосняки. К этому времени приурочено появление многоярусных древостоев. В дальнейшем сохраняется преобладание чистых сосняков с небольшой примесью смешанных сосновых древостоев и многоярусных лесов. Лиственные леса полностью отсутствуют. Сообщества заключительной стадии представлены смешанными сосняками.

Развитие подроста начинается при достижении древостоями возраста 21–40 лет (табл. 3). В этом возрасте в его составе преобладают липа и берёза. В дальнейшем площадь, занимаемая подростом, растёт довольно быстро. Возрастает его видовое разнообразие. После 60 лет появляется сосновый подрост, максимальное развитие которого приходится на период от 100 до 160 лет. В дальнейшем степень его распространения резко сокращается, а на последней стадии подрост сосны не отмечен. В целом преобладает берёзовый подрост, особенно широко распространённый в лесах высокого возраста. Значительно меньше распространён липовый подрост, но он довольно часто встречается в древостоях самого высокого возраста.

В составе подлеска отмечено 15 видов растений. Явно выражено преобладание рябины (*Sorbus aucuparia* L.), раkitника (*Chamaecytisus ruthenicus* Fisch.), крушины ломкой (*Frangula alnus* Mill.) и бересклета (*Euonymus verrucosa* Scop.). Формирование подлеска на-

Таблица 3 / Table 3

Распространение подроста и подлеска различных видов в возрастном ряду, % от общей площади древостоев / Spreading of the undergrowth at the age row, % of the common square of timber stands

Вид / Species	Возраст, лет / Age, year										
	< 10	11–20	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	141–160	161–180	181–200
<i>Pinus sylvestris</i> L.	–	–	–	–	2,0	3,1	17,5	38,0	25,4	10,4	–
<i>Quercus robur</i> L.	–	–	–	–	7,4	3,8	–	–	–	–	–
<i>Acer platanoides</i> L.	–	–	0,8	–	3,6	0,7	5,4	–	–	–	–
<i>Tilia cordata</i> Mill.	–	–	7,6	1,4	13,3	2,7	8,9	10,4	19,7	–	40,0
<i>Betula pubescens</i> Ehrh. [B. alba L.]	–	–	6,0	–	15,3	12,6	29,9	32,5	45,1	85,1	–
<i>Salix caprea</i> L.	–	–	–	–	2,6	–	–	–	–	–	–
<i>Euonymus verrucosa</i> Scop.	9,0	6,6	10,3	0,9	9,3	9,8	32,7	12,6	13,5	–	40,0
<i>Cerasus fruticosa</i> Pall.	–	2,0	–	–	–	1,1	–	–	–	–	–
<i>Lonicera xylosteum</i> L.	–	–	–	2,3	0,4	–	–	–	–	–	–
<i>Viburnum opulus</i> L.	–	–	–	–	0,1	–	–	–	–	–	–
<i>Acer tataricum</i> L.	–	–	–	–	–	2,3	–	–	–	–	–
<i>Frangula alnus</i> Mill.	1,3	10,4	6,7	12,8	17,4	9,0	9,3	72,1	85,1	40,0	–
<i>Corylus avellana</i> L.	–	–	–	2,3	0,6	5,4	–	–	–	–	–
<i>Juniperus communis</i> L.	–	4,3	–	–	2,7	22,1	16,5	–	–	–	–
<i>Rubus idaeus</i> L.	4,1	–	2,0	–	0,1	0,3	–	–	–	–	–
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	31,6	73,0	50,7	22,6	45,3	82,4	72,1	86,4	77,0	25,4	31,6
<i>Chamaecytisus ruthenicus</i> (Fisch. ex Woloszcz.) Klaskova	65,3	57,0	21,8	11,8	8,5	43,9	39,9	49,4	2,9	14,9	65,3
<i>Salix cinerea</i> L.	–	4,1	–	–	5,4	–	0,7	–	–	–	–
<i>Padus avium</i> Mill.	–	1,3	–	–	2,1	5,8	–	–	–	–	–
<i>Rosa majalis</i> Herrm. [incl. R. glabrifolia C.A. Mey. ex. Rupr., R. gorinkensis Bess.]	–	–	–	–	0,6	1,6	1,7	–	9,8	–	–

Примечание: прочерк – вид отсутствует. / Note: Dash – species absent.

чинается уже в самом раннем возрасте. В это время в его составе наиболее распространён ракитник. Характерно присутствие можжевельника (*Juniperus communis* L.), заметное на стадиях зрелого леса. Остальные виды встречаются спорадически и приурочены к сообществам различных классов возраста. На отдельных стадиях в составе подлеска отмечена вишня степная (*Cerasus fruticosa* Pall).

В напочвенном покрове влажных суборей изучаемой территории довольно хорошо развит ярус мхов и лишайников. В его составе наряду с преобладающими зелёными мхами фрагментарно встречаются сфагновые и политриховые мхи. Зелёные мхи появляются после достижения древостоями 10-летнего возраста. Степень их распространения постепенно растёт, а после 40 лет происходит её скачкообразное увеличение. В дальнейшем степень распространения зелёных мхов остаётся постоянной, несколько возрастая к концу возрастного ряда. Лишайники наиболее распространены в самых молодых сообществах, но в дальнейшем степень их распространения варьирует, оставаясь при этом невысокой.

Состав травостоя влажной субори отличается значительным разнообразием (табл. 4). Наиболее распространёнными доминантами травостоя на протяжении всего возрастного ряда являются вейник седеющий (*Calamagrostis canescens* Web.), осока волосистая (*Carex pilosa* Scop.), костяника (*Rubus saxatilis* L.), ландыш майский (*Convallaria majalis* L.) и орляк (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn).

Доминирование черники (*Vaccinium myrtillus* L.), брусники (*Vaccinium vitis-idaea* L.), реже ортилии (*Orthilia secunda* L.), грушанки круглолистной (*Pyrola rotundifolia* L.) и зимолюбки (*Chimaphila umbellata* L. W. Barton) отмечено в древостоях среднего и старшего возраста.

Несколько меньше распространение земляники (*Fragaria vesca* L.), герани лесной (*Geranium sylvaticum* L.), звездчатки ланцетолистной (*Stellaria holostea* L.), марьяника дубравного (*Melampyrum nemorosum* L.), сныти (*Aegopodium podagraria* L.), купены лекарственной (*Polygonatum odoratum* (Mill.) и прострела весеннего (*Pulsatilla patens* (L.) Mill).

В числе доминантов отмечены мезофильные виды – таволга (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.), келерия (*Molinia caerulea* (L.) Moench.) и осока береговая (*Carex riparia* Curt.).

Изредка в напочвенном покрове доминируют плауны – годичный (*Lycopodium*

annotinum L.), булабовидный (*Lycopodium clavatum* L.) и дифазиаструм (*Diphasiastrum complanatum* (L.) Holub), а также хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum* L.).

Изменение лесной растительности влажной субори под воздействием хозяйственной деятельности можно представить следующим образом. В результате выборочных рубок, проводимых в коренных сосновых лесах, формировались многоярусные сообщества, с изреженным верхним сосновым ярусом и нижними ярусами, сформированными сосной и берёзой. Сплошнолесосечные рубки многоярусных сосновых лесов привели к формированию производных, преимущественно сосновых древостоев с небольшой примесью мелколиственных видов.

Вырубка древостоев на месте производных насаждений привела к формированию значительных площадей сообществ смешанного состава и мелколиственных древостоев (преимущественно березняков). К этому времени в экотопе происходят заметные изменения. Наличие примеси лиственных деревьев способствовало заметному увеличению плодородия верхних горизонтов почв. Под пологом мелколиственных и смешанных древостоев начинается развитие подроста широколиственных деревьев (прежде всего липы). Под пологом изреженных сосняков формируется сосновый и берёзовый подрост. В дальнейшем в старовозрастных сосняках, пройденных выборочными рубками, формируются нижние ярусы, образованные различными видами лиственных деревьев. Ведущую роль приобретает вегетативное возобновление лиственных пород, а молодое поколение берёзы продуцирует огромное количество семян. Семенным и вегетативным путём происходит новая, ещё более мощная, чем на рубках коренных сосняков, вспышка возобновления лиственных пород. Для них характерен энергичный рост, особенно в первое десятилетие после рубки, что ещё более усугубляет угнетение сосны. В результате доля сосны в составе древостоев, как и доля сосновых лесов младших возрастов, становится минимальной.

Анализ данных динамики всех ярусов растительности позволил разделить рассматриваемый возрастной ряд на четыре периода, каждый из которых, в свою очередь, состоит из отдельных фаз.

Первый период продолжительностью до 40 лет характеризуется преобладанием смешанных древостоев с доминированием берёзы, в составе которых довольно велико участие

Таблица 4 / Table 4

Распространение доминантов напочвенного покрова в возрастном ряду,
% от покрытой лесом площади / Spreading of the ground cover dominants at the age row,
% of the common square of timber stands

Вид / Species	Возраст, лет / Age, year										
	< 10	11-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	161-180	181-200
<i>Calamagrostis canescens</i> (Web.)	32,6	84,8	46,8	41,7	49,4	65,7	56,0	62,3	19,3	10,4	-
<i>Geranium sylvaticum</i> L.	-	3,9	7,0	9,9	4,1	7,4	8,8	29,8	-	74,6	-
<i>Pyrola rotundifolia</i> L.	-	-	-	5,5	7,4	2,9	0,3	-	-	-	-
<i>Diphysastrum complanatum</i> (L.) Holub	-	-	-	-	-	3,1	-	-	-	-	-
<i>Stellaria holostea</i> L.	12,1	7,5	27,8	5,8	10,5	15,0	11,5	23,0	-	-	-
<i>Fragaria vesca</i> L.	9,3	29,1	5,5	0,9	4,4	29,1	26,4	23,0	48,8	-	-
<i>Chimaphila umbellata</i> (L.) W. Barton	-	-	-	-	1,5	11,2	-	-	38,9	-	-
<i>Rubus saxatilis</i> L.	-	33,9	13,1	14,8	36,0	46,7	36,9	73,4	44,7	10,4	60,0
<i>Antennaria dioica</i> (L.) Gaertn.	19,3	8,2	-	0,5	-	13,8	0,2	-	-	-	-
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce [P. officinale (L.) All.]	3,3	17,5	11,2	5,7	7,8	5,3	16,3	-	-	-	-
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	-	1,3	15,4	-	0,2	1,0	-	-	-	-	-
<i>Convallaria majalis</i> L.	21,6	55,7	52,8	20,9	34,3	76,8	72,1	69,6	58,2	25,4	-
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F. W. Schmidt	-	-	-	-	3,0	-	8,3	-	-	-	-
<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	1,5	9,8	7,0	15,5	6,0	2,8	7,3	3,4	9,8	74,6	-
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	-	0,9	10,7	2,0	0,8	6,2	8,1	-	-	-	-
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	18,5	25,7	45,3	30,0	55,8	26,7	67,0	35,5	62,3	-	100,0
<i>Orthilia secunda</i> (L.) House [Ramischia secunda (L.) Garcke]	-	-	0,7	9,0	15,4	17,9	0,9	4,3	38,9	-	-
<i>Carex riparia</i> Curt.	-	-	4,4	8,4	4,4	0,4	0,5	-	-	-	-
<i>Carex pilosa</i> Scop.	60,4	12,7	38,0	25,0	15,4	13,6	7,9	22,3	2,9	14,9	40,0
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	-	-	-	1,1	0,3	-	-	4,4	-	-	-
<i>Lycopodium annotinum</i> L.	-	-	-	-	6,7	-	-	12,3	-	-	-
<i>Pulsatilla patens</i> (L.) Mill.	14,7	5,2	-	-	1,1	4,5	9,6	22,1	-	-	-
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	6,9	8,9	7,8	6,6	5,7	0,7	7,9	8,3	-	-	40,0
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	-	1,4	5,5	-	3,7	-	5,9	-	-	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	-	1,6	7,8	30,8	42,9	20,1	25,8	34,4	23,4	10,4	40,0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	-	15,4	1,3	23,3	47,0	29,5	50,3	35,8	87,7	10,4	-
Cladoniaceae	31,9	2,5	-	10,1	8,2	17,8	14,5	-	2,9	14,9	-
Hylocomiaceae	-	5,0	11,0	44,2	37,4	39,0	40,8	36,9	54,5	-	60,0
<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	-	-	-	-	2,1	-	-	-	-	-	-
Sphagnaceae	-	-	0,8	2,9	5,6	0,8	-	-	-	-	-

Примечание: прочерк – вид отсутствует. / Note: Dash – species absent.

осины и широколиственных деревьев. В начальной фазе, в возрасте до 10 лет, доля сосны в составе древостоев невелика. Подрост полностью отсутствует. Подлесок развит довольно хорошо, в его составе доминируют ракитник русский и рябина. В напочвенном покрове нередко доминируют лишайники. В составе травостоя преобладают осока береговая и вейник седеющий. В следующей фазе (11–20 лет) в составе древостоев заметно возрастает роль берёзы. Доля сосны остаётся прежней. В составе подлеска доминантом становится рябина. Ярус лишайников деградирует. В травостое появляются брусника, черника и костяника. Наиболее распространённым доминантом становится вейник. Третья фаза (21–40 лет) характеризуется увеличением доли сосны в два раза. Появляется подрост широколиственных деревьев и берёзы. В составе травостоя доминируют ландыш и вейник.

Для второго периода продолжительностью 40 лет характерны смешанные древостои с преобладанием сосны. Доля осины и широколиственных видов резко сокращается. В четвёртой фазе (41–80 лет) в составе подроста появляется сосна. Также, наряду с берёзой, в его составе довольно велика роль широколиственных деревьев. Хорошо развит ярус зелёных мхов. В составе травостоя наряду с вейником и орляком зачастую доминируют брусника и черника.

В течение третьего периода (81–180 лет) в составе древостоев абсолютно доминирует сосна. Отмечено появление многоярусных древостоев. Хорошо развит ярус зелёных мхов, нередко доминируют лишайники.

В третьем периоде можно выделить две фазы. В пятой (81–100 лет) подрост развит довольно слабо. Его состав разнообразен. В подлеске преобладает рябина, в то же время заметна роль можжевельника. В шестой фазе (101–180 лет) подрост хорошо развит. В его составе преобладают берёза и сосна. В подлеске наряду с рябиной доминируют крушина ломкая и ракитник русский. В составе травостоя преобладают орляк и ландыш, а также брусника, костяника и вейник.

В четвёртом периоде (181–200 лет) вновь появляются смешанные по составу сообщества с преобладанием сосны. Содоминантом является молодое поколение берёзы, высота стволов которой значительно меньше, чем у сосны. Однако сомкнутость этого поколения ещё не достигает значений, при которых можно выделить отдельный ярус.

В заключительной седьмой фазе довольно редкий подрост представлен исключительно

липой. В составе подлеска преобладают ракитник русский, бересклет и рябина. Хорошо развит ярус зелёных мхов. В травостое доминируют орляк, черника, костяника, осока волосистая и сныть.

Заключение

Согласно результатам исследований, в экотопах, соответствующих влажной субории, выявлены различные по составу и структуре сообщества. Объединение полученных материалов во временной ряд показало, что каждой возрастной стадии присущ определённый спектр сообществ, при этом сообщество двух первых периодов возрастного ряда (0–40 и 41–80 лет) характеризуются наибольшим разнообразием.

Изменения лесных экосистем начинаются со времени применения выборочных рубок, в результате которых под изреженным сосновым ярусом развивается смешанный по составу берёзово-сосновый подрост.

После начала применения сплошнолесосечных рубок площадь, занятая лиственными деревьями (прежде всего берёзой) постоянно росла. Следствием масштабного применения рубок промежуточного пользования, санитарных и добровольно-выборочных рубок стало формирование изреженных сосновых древостоев. Обильное плодоношение молодых мелколиственных древостоев обусловило возникновение в старовозрастных сосняках яруса из лиственных деревьев.

Результаты исследования показали, что полученный возрастной ряд изученных экотопов влажной субории в действительности представляет собой ряд трансформации лесных сообществ в результате лесохозяйственной деятельности. Доказательствами этому служат как широкое распространение в сообществах молодого возраста теневыносливых видов, характерных для поздних стадий сукцессии, так и возникновение в древостоях высокого возраста яруса с преобладанием берёзы, которая характерна для ранних стадий сукцессии.

Нарушение хода лесообразовательного процесса привело к масштабной смене коренных насаждений на производные. При этом среди наиболее молодых сообществ, наряду с мелколиственными (березняки и осинники), появляются древостои с преобладанием широколиственных пород деревьев (преимущественно липы).

Указанные факторы привели к ухудшению условий естественного возобновления

сосны. В результате к настоящему времени возможность формирования сосновых древостоев путём естественного возобновления сильно затруднена.

Литература

1. Дыренков С.А. Структура и динамика таёжных ельников. Л.: Наука, 1984. 173 с.
2. Абатуров А.В., Антюхина В.В. Динамика хвойных лесов Подмосквья. М.: Наука, 2000. 222 с.
3. Абатуров А.В., Меланхолин П.Н. Естественная динамика леса на постоянных пробных площадях в Подмосквье. Тула: Гриф и К, 2004. 336 с.
4. Борисов А.Н., Иванов В.В. Имитационное моделирование роста сосновых древостоев // Сибирский лесной журнал. 2022. № 3. С. 40–47. doi: 10.15372/SJFS20220305
5. Танцырев Н.В., Иванова Н.С., Петрова И.В. Формирование корнесомкнутой лесной экосистемы выше границы леса в горах Северного Урала // Лесной вестник. 2023. Т. 27. № 1. С. 26–34. doi: 10.18698/2542-1468-2023-1-26-34
6. Borisov A.N., Ivanov V.V. *Pinus sylvestris* L. growth depending on available resources in ecological niche // Environ. Anal. Eco. Stud. 2019. V. 5. No. 5. P. 571–573. doi: 10.31031/EAES.2019.05.000624
7. Schleeweis K.G., Moisen G.G., Schroeder T.A., Toney C., Freeman E.A., Goward S.N., Huang C., Dungan J.L. US national maps attributing forest change: 1986–2010 // Forests. 2020. V. 11. No. 6. P. 653–672.
8. Кудрявцев А.Ю., Опарин М.Л., Мамаев А.Б., Опарина О.С. Состояние колючих березняков Южного Зауралья в зоне высокой антропогенной нагрузки на природные экосистемы // Поволжский экологический журнал. 2020. № 4. С. 427–441. doi: 10.35885/1684-7318-2020-4-427-441
9. Пукинская М.Ю. Реконструкция динамики тёмнохвойных лесов Тебердинского заповедника и перспективы их естественного восстановления после массового усыхания // Поволжский экологический журнал. 2022. № 4. С. 431–451. doi: 10.35885/1684-7318-2022-4-431-451
10. Кутивин И.Н., Манов А.В., Старцев В.В., Дымов А.А. Влияние лесозаготовительной техники на динамику естественного возобновления леса после рубки хвойно-лиственного насаждения средней тайги // Теоретическая и прикладная экология. 2024. № 3. С. 123–132. doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-123-132
11. Манов А.В., Робакидзе Е.А. Состояние древостоев среднетаёжных ельников черничных на автоморфных почвах в зоне воздействия аэротехногенного загрязнения лесопромышленного комплекса (Республика Коми) // Теоретическая и прикладная экология. 2025. № 1. С. 73–82. doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-073-083
12. Jaloviar P., Saniga M., Kucbel S., Pittner J., Vencurik J., Dovciak M. Seven decades of change in a Eu-

ropean old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study // Forest Ecology and Management. 2017. V. 399. P. 197–205. doi: 10.1016/j.foreco.2017.05.036

13. Janda P., Trotsiuk V., Mikoláš M., Bače R., Nagel T.A., Seidl R., Seedre M., Morrissey R.C., Kucbel S., Jaloviar P., Jasik M., Vysoký J., Šamonil P., Čada V., Mrhalová H., Lábusová J., Nováková M.H., Rydval M., Matěju L., Svoboda M. The historical disturbance regime of mountain norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition // Forest Ecology and Management. 2017. V. 388. P. 67–78. doi: 10.1016/j.foreco.2016.08.014

14. Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer C.P.O. Forest disturbances under climate change // Nature Climate Change. 2017. V. 7. P. 395–402. doi: 10.1038/nclimate3303

15. Fornal-Pieniak B., Ollik M., Schwerk A. Impact of different levels of anthropogenic pressure on the plant species composition in woodland sites // Urban Forestry & Urban Greening. 2019. V. 38. P. 295–304. doi: 10.1016/j.ufug.2019.01.013

16. Keeley J.E., van Mantgem P., Falk D.A. Fire, climate and changing forests // Nature Plants. 2019. V. 5. No. 8. P. 774–775. doi: 10.1038/s41477-019-0485-x

17. Thrippleton T., Lüscher F., Bugmann H. Climate change impacts across a large forest enterprise in the Northern Pre-Alps: Dynamic forest modelling as a tool for decision support // Eur. J. Forest. Res. 2020. V. 139. No. 3. P. 483–498. doi: 10.1007/s10342-020-01263-x

18. Oparin M.L., Kudryavtsev A.Yu., Oparina O.S., Mamaev A.B. Invasion of the Black woodpecker (*Dryocopus martius* L.) (Picidae, Aves) into the Dyakovskiy (Saltovskiy) forest on the array of sands near the Yeruslan river // Povolzhskiy Journal of Ecology. 2021. No. 1. P. 97–106. doi: 10.35885/1684-7318-2021-1-97-106

19. Ухваткина О.Н., Омелько А.М., Сибирина Л.А., Гладкова Г.А., Жмеренецкий А.А. Режим естественных нарушений и развитие древостоя пихтово-елового леса в южном Сихотэ-Алине // Поволжский экологический журнал. 2024. № 3. С. 345–363. doi: 10.35885/1684-7318-2024-3-345-363

20. Maesano M., Ottaviano M., Lidestav G., Lasserre B., Matteucci G., Mugnozza G.S., Marchetti M. Forest certification map of Europe // iForest – Biogeosciences and Forestry. 2018. V. 11. No. 4. P. 526–533. doi: 10.3832/ifor2668-011

21. Nigatu M. Review on role of forest certification // Int. J. Environ. Sci. Nat. Res. 2019. V. 18. No. 4. Article No. 555992. doi: 10.19080/IJESNR.2019.18.555992

22. Kumar Dh., Thakur C.L., Bhardwaj D.R., Sharma N., Sharma H., Sharma P. Sustainable forest management a global review // Int. J. of Curr. Microbiol. App. Sci. 2021. V. 10. No. 1. P. 2521–2528. doi: 10.20546/ijemas.2021.1001.292

23. Ван П.С. Организация лесных геосистем Нижнего Приамурья на примере заповедника «Комсомольский» // Поволжский экологический журнал. 2024. № 1. С. 3–19. doi: 10.35885/1684-7318-2024-1-3-19
24. Маслов А.А. Динамический тренд в заповедных лесах центра Русской равнины и анализ причин сукцессионной динамики популяций растений // Экология популяций: структура и динамика. 1995. № 2. С. 643–655.
25. Мирин Д.М., Тиходеева М.Ю. Изменения растительности дубравы «Лес на Ворскле» заповедника Белогорье за 60 лет // Ботанический журнал. 2020. Т. 105. № 7. С. 672–686. doi: 10.31857/S0006813620070078
26. Григорьевская А.Я., Горбунова Ю.С., Девятова Т.А. Фиторазнообразие как индикатор восстановления формации *Pinus sylvestris* L. Усманского бора после лесного пожара // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 3. С. 192–198. doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-192-198
27. Курнаев С.Ф. Основные типы леса средней части Русской равнины. М.: Наука, 1968. 354 с.
28. Кудрявцев А.Ю. Типы леса возвышенности «Сурская Шишка» // Лесохозяйственная информация. 2020. № 3. С. 27–45. doi: 10.24419/LHI.2304-3083.2020.3.03
29. Кудрявцев А.Ю. Динамика экосистем свежей субори центра Приволжской возвышенности // Поволжский экологический журнал. 2022. № 3. С. 279–291. doi: 10.35885/1684-7318-2022-3-279-291
30. Кудрявцев А.Ю. Динамика экосистем свежего бора центра Приволжской возвышенности // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 3. С. 49–58. doi: 10.25750/1995-4301-2023-3-049-058
31. Кудрявцев А.Ю. Динамика экосистем влажной судубравы центра Приволжской возвышенности // Поволжский экологический журнал. 2024. № 4. С. 457–470. doi: 10.35885/1684-7318-2024-4-457-470
32. Санников С.Н., Петрова И.В., Санникова Н.С., Кочубей А.А., Санников Д.С. Дивергенция биогеоценозов в пределах типов сосновых лесов // Экология. 2017. № 4. С. 282–291. doi: 10.7868/S036705971704014X
33. Санников С.Н. Эколого-генетическая классификация типов леса на основе экодинамических рядов развития биогеоценозов // Сибирский лесной журнал. 2019. № 1. С. 3–19. doi: 10.15372/SJFS20190101
34. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб.: Мир и семья-95, 1995. 992 с.
35. Лесное хозяйство: терминологический словарь / Под общ. ред. А.Н. Филипчука. М.: ВНИИЛМ, 2002. 480 с.
2. Abaturov A.V., Antyukhina V.V. Dynamics of coniferous forests of the Moscow region. Moskva: Nauka, 2000. 222 p. (in Russian).
3. Abaturov A.V., Melankholin P.N. Natural dynamics of the forest on permanent trial areas in the Moscow region. Tula: Grif i K, 2004. 336 p. (in Russian).
4. Borisov A.N., Ivanov V.V. Simulation modeling of the growth of pine stands // Sibirskij Lesnoy Zhurnal. 2022. No. 3. P. 40–47 (in Russian). doi: 10.15372/SJFS20220305
5. Tantsyrev N.V., Ivanova N.S., Petrova I.V. Root-closed forest ecosystem formation above forest boundary in Northern Urals mountains // Forestry Bulletin. 2023. V. 27. No. 1. P. 26–34 (in Russian). doi: 10.18698/2542-1468-2023-1-26-34
6. Borisov A.N., Ivanov V.V. *Pinus sylvestris* L. growth depending on available resources in ecological niche // Environ. Anal. Eco. Stud. 2019. V. 5. No. 5. P. 571–573. doi: 10.31031/EAES.2019.05.000624
7. Schleeweis K.G., Moisen G.G., Schroeder T.A., Toney C., Freeman E.A., Goward S.N., Huang C., Dungan J.L. US national maps attributing forest change: 1986–2010 // Forests. 2020. V. 11. No. 6. P. 653–672.
8. Kudryavtsev A.Yu., Oparin M.L., Oparina O.S., Mamaev A.B., Kovalev D.V. State of split birch woods of the Southern Trans-Urals in the zone of high anthropogenic load on natural ecosystems // Povolzhskiy Journal of Ecology. 2020. No. 4. P. 427–441 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2020-4-427-441
9. Pukinskaya M.Yu. Reconstruction of the dynamics of the dark coniferous forests of the Teberdinsky Nature Reserve and prospects for their natural recovery after mass drying out // Povolzhskiy Journal of Ecology. 2022. No. 4. P. 431–451 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2022-4-431-451
10. Kutyavin I.N., Manov A.V., Starcev V.V., Dymov A.A. The logging equipment effect on the dynamics of natural reforestation of after cutting mixed coniferous-deciduous stand in the middle taiga // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 3. P. 123–132 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-123-132
11. Manov A.V., Robakidze E.A. The condition of tree stands in middle taiga *Piceetum myrtillosum* on automorphic soils in the plots affecting by aerotechnogenic pollution from the timber industry complex (the Komi Republic) // Theoretical and Applied Ecology. 2025. No. 1. P. 73–82 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-073-083
12. Jaloviar P., Saniga M., Kucbel S., Pittner J., Vencurik J., Dovciak M. Seven decades of change in a European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study // Forest Ecology and Management. 2017. V. 399. P. 197–205. doi: 10.1016/j.foreco.2017.05.036
13. Janda P., Trotsiuk V., Mikoláš M., Bače R., Nagel T.A., Seidl R., Seedre M., Morrissey R.C., Kucbel S.,

References

1. Dyrenkov S.A. Structure and dynamics of taiga spruce forests. Leningrad: Nauka, 1984. 173 p. (in Russian).

- Jaloviari P., Jasik M., Vysoky J., Šamonil P., Čada V., Mrhalová H., Lábusová J., Nováková M.H., Rydval M., Matěju L., Svoboda M. The historical disturbance regime of mountain norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition // *Forest Ecology and Management*. 2017. V. 388. P. 67–78. doi: 10.1016/j.foreco.2016.08.014
14. Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer C.P.O. Forest disturbances under climate change // *Nature Climate Change*. 2017. V. 7. P. 395–402. doi: 10.1038/nclimate3303
15. Fornal-Pieniak B., Ollik M., Schwerk A. Impact of different levels of anthropogenic pressure on the plant species composition in woodland sites // *Urban Forestry & Urban Greening*. 2019. V. 38. P. 295–304. doi: 10.1016/j.ufug.2019.01.013
16. Keeley J.E., van Mantgem P., Falk D.A. Fire, climate and changing forests // *Nature Plants*. 2019. V. 5. No. 8. P. 774–775. doi: 10.1038/s41477-019-0485-x
17. Thrippleton T., Lüscher F., Bugmann H. Climate change impacts across a large forest enterprise in the Northern Pre-Alps: Dynamic forest modelling as a tool for decision support // *Eur. J. Forest. Res.* 2020. V. 139. No. 3. P. 483–498. doi: 10.1007/s10342-020-01263-x
18. Oparin M.L., Kudryavtsev A.Yu., Oparina O.S., Mamaev A.B. Invasion of the Black woodpecker (*Dryocopus martius* L.) (Picidae, Aves) into the Dyakovskiy (Saltovskiy) forest on the array of sands near the Yeruslan river // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2021. No. 1. P. 97–106. doi: 10.35885/1684-7318-2021-1-97-106
19. Ukhvatkina O.N., Omelko A.M., Sibirina L.A., Gladkova G.A., Zhmerenetsky A.A. Natural disturbance history regime and the development of the dark coniferous forest in the Southern Sikhote-Alin // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2024. No. 3. P. 345–363 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2024-3-345-363>
20. Maesano M., Ottaviano M., Lidestav G., Lasserre B., Matteucci G., Mugnozsa G.S., Marchetti M. Forest certification map of Europe // *iForest – Biogeosciences and Forestry*. 2018. V. 11. No. 4. P. 526–533. doi: 10.3832/ifer2668-011
21. Nigatu M. Review on role of forest certification // *Int. J. Environ. Sci. Nat. Res* 2019. V. 18. No. 4. Article No. 555992. doi: 10.19080/IJESNR.2019.18.555992
22. Kumar Dh., Thakur C.L., Bhardwaj D.R., Sharma N., Sharma H., Sharma P. Sustainable forest management a global review // *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 2021. V. 10. No. 1. P. 2521–2528. doi: 10.20546/ijemas.2021.1001.292
23. Van P.S. Organization of forest geosystems in the Lower Amur region by a case study of the Komsomol'skiy Nature Reserve // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2024. No. 1. P. 3–19 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2024-1-3-1924.
24. Maslov A.A. Dynamic trend in the protected forests of the center of the Russian plain and analysis of the causes of successional dynamics of plant populations // *Ekologiya Populyatsiy: Struktura i Dinamika*. 1995. No. 2. P. 643–655 (in Russian).
25. Mirin D.M., Tikhodeeva M.Yu. Change of vegetation of reserved oak-wood “Les na Vorskle” during 60 years // *Botanicheskii zhurnal*. 2020. V. 105. No. 7. P. 672–686 (in Russian). doi: 10.31857/S0006813620070078
26. Grigoryevskaya A.Ya., Gorbunova Yu.S., Deviatova T.A. Phyto-diversity as an indicator of the restoration of the *Pinus sylvestris* L. formation of the Usman forest after a forest fire // *Theoretical and Applied Ecology*. 2022. No. 3. P. 192–198 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-192-198
27. Kurnaev S.F. Main types of forest in the middle part of the Russian Plain. Moskva: Nauka, 1968. 354 p. (in Russian).
28. Kudryavtsev A.Yu. Forest types of the “Surskaya Shishka” upland // *Forestry Information*. 2020. No. 3. P. 27–45 (in Russian). doi: 10.24419/LHI.2304-3083.2020.3.03
29. Kudryavtsev A.Yu. Dynamics of ecosystems of fresh subor (pine woods on sandy soils) in the central part of the Volga Upland // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2022. No. 3. P. 279–291 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2022-3-279-291
30. Kudryavtsev A.Yu. The dynamic of ecosystems pine woods (bor on the fresh sand soils at the central part of Volga Upland // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 3. P. 49–58 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-3-049-058
31. Kudryavtsev A.Yu. Dynamics of the ecosystems of complex pine woods (sudubrava) at the central part of Volga Upland // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2024. No. 4. P. 457–470 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2024-4-457-470
32. Sannikov S.N., Petrova I.V., Sannikova N.S., Kochybei A.A., Sannikov D.S. Divergence of biogeocenoses within pine forest types // *Russian Journal of Ecology*. 2017. V. 48. No. 4. P. 340–349. doi: 10.1134/S1067413617040142
33. Sannikov S.N. Ecologic and genetic classification of forest types based on ecologic and genetic series of development of biogeocenoses // *Sibirskij Lesnoy Zhurnal*. 2019. No. 1. P. 3–15 (in Russian). doi: 10.15372/SJFS20190101
34. Czerepanov S.K. Vascular plants of Russia and adjacent states (the former USSR). Sankt-Peterburg: Mir i sem'ia-95, 1995. 992 p. (in Russian).
35. **Forestry: Terminology dictionary / Ed. A.N. Filipchuk.** Moskva: VNIILM, 2002. 480 p. (in Russian).

Свинец в органах и тканях самок дикого северного оленя (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) на севере Красноярского края

© 2025. П. В. Кочкарёв¹, к. б. н., директор,

М. А. Перевозчикова², к. в. н., с. н. с.,

А. А. Сергеев², к. б. н., зам. директора по научной работе,

В. В. Ширяев², д. б. н., в. н. с.,

¹ФГБУ Государственный природный биосферный заповедник «Центральносибирский»,
663246, Россия, Красноярский край, Туруханский район, пос. Бор, ул. Грибная, д. 1а,

²Всероссийский научно-исследовательский институт охотничьего хозяйства

и звероводства им. проф. Б.М. Житкова,

610000, Россия, г. Киров, ул. Преображенская, д. 79,

e-mail: shiryaev49@mail.ru

Свинец – опасный токсикант, повышенное содержание которого в окружающей среде может оказывать существенное влияние на здоровье, репродуктивный успех и выживаемость диких животных. В процессе исследований определены концентрации свинца в кормовых объектах, скелетных мышцах, печени, почках и молочных железах взрослых самок дикого северного оленя (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) на фоновых и загрязнённых территориях Красноярского края России в период выкармливания молодняка. Однофакторный дисперсионный анализ позволил выявить значимую зависимость ($p=0,00$) концентрации свинца в печени, почках и скелетных мышцах самок северного оленя от места добычи. Содержание свинца в организме северных оленей исследуемой территории сопоставимо с аналогичными показателями субарктических регионов Евразии и Северной Америки и достоверно ($p<0,05$) выше на загрязнённых полигонах во всех индикаторных органах и тканях, по сравнению с фоновыми участками. Пониженное содержание свинца в печени лактирующих самок по сравнению с нелактирующими на загрязнённых территориях может указывать на эндогенную передачу этого элемента потомству в период беременности и молочного вскармливания. Основным источником поступления свинца в организм оленей, вероятно, являются ивы и осоки, в частности *Salix lanata* и *Carex arctisibirica*, концентрирующие этот металл в надземной фитомассе и являющиеся важным кормом оленей в период активной вегетации. Мясо и внутренние органы половинки самок диких северных оленей, кормившихся в летне-осенний период на загрязнённых пастбищах, не пригодны в пищу человека. Представленные результаты вносят новый вклад в изучение воздействия загрязняющих веществ на наземную биоту субарктических регионов и подчёркивают потенциал совместного использования методов охотоведения и экотоксикологии для будущих усилий по биомониторингу, охране и управлению популяциями хозяйственно важных видов диких животных.

Ключевые слова: *Rangifer tarandus*, дикий северный олень, самки, свинец, лактация, молочная железа, печень, почки, мышцы, загрязнение.

Lead concentrations in organs and tissues of the wild reindeer (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) in the north of Krasnoyarsk Region

© 2025. P. V. Kochkarev¹ ORCID: 0000-0001-5995-3963, M. A. Perevozchikova² ORCID: 0000-0003-3638-3712,

A. A. Sergeev² ORCID: 0000-0002-9461-5131, V. V. Shiryaev² ORCID: 0000-0002-4549-5727,

¹State Natural Biosphere Reserve “Central Siberian”,

1a, Gribnaya St., Bor village, Turukhanskiy district, Krasnoyarsk Region, Russia, 663246,

²Professor Zhitkov Federal State Budgetary Russian Research Institute

of Game Management and Fur Farming,

79, Preobrazhenskaya St., Kirov, Russia, 610000,

e-mail: shiryaev49@mail.ru

Lead (Pb) is a hazardous toxicant. Elevated lead content in the environment can have a significantly affect health, reproductive success and survival of wild animals. The studies determined lead concentrations in forage plants, skeletal muscles, liver, kidneys and mammary glands of adult female wild reindeer (*Rangifer tarandus*, Linnaeus, 1758) in the background and contaminated areas of Russian Krasnoyarsk region during the feeding period of young animals. ANOVA-

tests revealed a significant relationship ($p=0.00$) of the territorial factor and lead concentration in the liver, kidneys and skeletal muscles of female reindeer. The lead content in the body of reindeer in the study area is comparable with similar data from the subarctic regions of Eurasia and North America and is significantly ($p<0.05$) higher in contaminated sites in all indicator organs and tissues, compared to background areas. The reduced liver lead content of lactating females compared to non-lactating females in contaminated areas may indicate endogenous Pb transfer to the offspring during pregnancy and lactation. The main source of lead intake by reindeer is probably willows and sedges, in particular *Salix lanata* and *Carex arctisibirica*, which concentrate this metal in the above-ground phytomass and are important forage for reindeer during the active vegetation period. The meat and internal organs of half of the wild reindeer females that fed at contaminated pastures in the summer–autumn period are not suitable for human consumption. The results make a new contribution to the study of pollutant effect on terrestrial biota in subarctic regions and highlight the potential for combined use of game management and ecotoxicology methods for future efforts in biomonitoring, conservation and management of economically important wild animal species.

Keywords: *Rangifer tarandus*, wild reindeer, females, lead, lactation, mammary gland, liver, kidneys, muscles, pollution.

Интенсивное промышленное развитие неизбежно приводит к росту химического загрязнения окружающей среды (ОС). Одним из наиболее опасных экотоксикантов, несомненно, является свинец (Pb). Этот широко распространённый загрязнитель ОС известен своими токсичными свойствами. Включаясь в пищевые цепи, свинец представляет серьёзную угрозу для здоровья человека и животных при его потреблении сверх допустимой нормы. Этот тяжёлый металл отличается от других экотоксикантов способностью к биоаккумуляции, нарушению обменных процессов, кроветворной функции, деятельности нервной системы, внутриутробного и ювенильного развития [1]. Несмотря на глобальное сокращение антропогенной эмиссии в результате ограничения использования свинца в промышленном производстве и запрета во многих странах этилированного бензина, свинцовый токсикоз продолжает представлять собой проблему для живых организмов. Дикие животные подвергаются воздействию свинца через корма и воду, главным образом в результате антропогенного загрязнения ОС. После попадания в организм ионы свинца аккумулируются в скелете и могут сохраняться здесь в связанной форме в течение длительного времени. В зависимости от дозы и характера воздействия Pb способен вызывать острую или хроническую интоксикацию. В случаях острого отравления проявляются характерные клинические признаки, потенциально приводящие к гибели животных. В случае с дикими животными мы гораздо чаще сталкиваемся с хроническими отравлениями, когда симптомы зачастую скрыты и проявляются лишь ухудшением общего состояния организма и снижением продуктивного потенциала. Повышенные уровни свинца в пищевых продуктах животного происхождения вызывают опасения в отношении общественного здравоохранения [2], а в условиях приполярных регионов особенно опасны для

коренного населения. Расположенные в северных широтах горнодобывающие и металлургические предприятия являются мощным источником свинца [3]. Накопление поллютантов в вечной мерзлоте и ледниках в совокупности с глобальным потеплением, которое происходит в Арктике в два-три раза быстрее, чем в других регионах, приводит к таянию её ледниковых покровов и вторичному загрязнению водных и прибрежных экосистем [4, 5].

Добыча и переработка полезных ископаемых активно развиваются в субарктических регионах, сопровождаясь увеличением атмосферного переноса загрязняющих веществ [6]. Это развитие может негативно повлиять как на популяции диких северных оленей (*Rangifer tarandus* Linnaeus, 1758) (ДСО), численность которых неуклонно сокращается, так и на их одомашненную форму, являющуюся основой натурального хозяйства коренных народов Севера. Индуцированные человеком изменения количественных и качественных параметров кормовых ресурсов (в том числе за счёт их химического загрязнения), происходящие на фоне глобального потепления, угрожают устойчивости популяций ДСО [7]. Известно, что ДСО избегают источников беспокойства, вблизи которых вынуждены увеличивать активность, что негативно сказывается на энергетическом балансе животных. При этом самки и телята являются наиболее уязвимой частью популяции, особенно в период отёла и молочного вскармливания [8]. Воздействие тяжёлых металлов на эту группу животных может также индуцировать гибель молодняка на ранних стадиях онтогенеза, поэтому сравнительная оценка и мониторинг такого воздействия на импактных и фоновых территориях особенно важны. Вместе с тем, оценке доли популяции, подвергающейся токсическому воздействию, и влияния этого воздействия на годовой энергетический баланс, выживаемость и продуктивность северных оленей и других охотничьих животных уделялось

мало внимания, что связано, главным образом, с дороговизной, сложностью и трудоёмкостью исследований.

Целью данного исследования было определение концентраций свинца в органах и тканях самок дикого северного оленя на севере Красноярского края в период выкармливания молодняка.

Объекты и методы исследований

На основе полученных параметров проведена оценка загрязнения ОС и потенциального воздействия свинца как на популяцию ДСО, так и на здоровье человека-потребителя. Отбор биоматериала от ДСО осуществляли на фоновых участках (район р. Тарей (Палатка) (73°32'15,90" с. ш., 91°04'95,71" в. д.), n=57) и предположительно загрязнённых отходами горнодобывающей и металлургической промышленности территориях Красноярского края РФ (район р. Пясины (Мыс Песцовый) (72°04'27,03" с. ш., 90°11'20,13" в. д.), n=58) в период с августа по сентябрь в 2005–2010 гг. Животные добывались по лицензиям на научный отстрел и охотниками из числа коренных малочисленных народов Севера (КМНС). В качестве материала для исследования использованы: печень, почки, мышцы крестца, молочная железа лактирующих (n=60) и нелактирующих (n=55) взрослых самок (4+) дикого северного оленя *R. tarandus*. Взрослые самки обеспечивают воспроизводственный потенциал популяции, поскольку доля их в общей численности поголовья оленей преобладает. Кроме того, молочное вскармливание позволяет нивелировать неблагоприятные условия среды в сезон появления молодняка. Возраст животных определяли по срезам резцов по общепринятой методике [9]. Отбор материала от охотников проводили инспекторы Федеральной службы Россельхознадзора по Красноярскому краю совместно с ветеринарными инспекторами Управления ветеринарии. Все образцы бирковали и упаковывали в герметичные пластиковые пакеты. Для определения возраста брали нижнюю челюсть добытых животных, которую также упаковывали в пластиковый пакет. Пакеты с образцами хранили в ледниках при температуре -18 °С. Вертолетом или гидросамолетом образцы перевозили в термосах-контейнерах до г. Дудинка, далее в термопакетах до г. Красноярска.

Для оценки состава кормовых объектов ДСО было обследовано содержимое желудков добытых животных (n=140). У свежедобытых ДСО изучали содержимое рубца. Первонач-

ально определяли глазомерно пропорции содержания тех или иных кормовых растений (осоки, кустарнички, ягоды, лишайники, ветошь травянистая и т.д.). Затем на лабораторных весах определяли процентное соотношение различных групп кормов (доля от общей массы содержимого в процентах). В спорных случаях видовую принадлежность растений определяли методом кутикулярного анализа.

С целью установления уровня накопления свинца в основных растительных кормах на пастбищах Таймыра нами в 2005 и в 2007 гг. выделены пробные участки площадью по 0,5 га (95 шт.) по трансектам на различном удалении и направлении от горнометаллургических комбинатов. На каждом участке заложено по 10 пробных площадок (S=0,25 м²) с учётом микрорельефа. Площадки пропорционально размещались на равнинной тундре и в пойме ручьёв и рек. Для анализа на содержание свинца были отобраны пробы потребляемых частей основных кормовых растений: *Salix lanata*, *S. polaris*, *Carex arctisibirica*, *C. concolor*, *C. arctisibirica*, *Eriophorum polystachion*, *E. scheuchzeri*, *E. russeolum*, *Pedicularis dasyantha*.

Пробы сортировали по видам растений, готовили усреднённые пробы для токсикологического анализа (n=148). Таким образом, мы получали с каждой пробной площадки усреднённые пробы по каждому растительному кормовому объекту. Из-за недостатка площадок мы увеличили их количество в сезоны 2008–2019 гг. до 295 шт. Кроме того, учитывая разнообразие потребления растительными животными частей кустарников и кустарничков, подобный сбор растительных материалов проведён с мая по ноябрь. Пробы собирали в бумажные (крафт) пакеты. Для определения влажности проб растения упаковывали в герметичные пластиковые пакеты и хранили в холодильнике при температуре -3°–0 °С.

Следует отметить, что экспериментальные данные остаются актуальными, поскольку, в соответствии с Государственным докладом «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае в 2024 году» Министерства экологии и рационального природопользования Красноярского края, за этот период уровень техногенной нагрузки сохранялся. Собранные сведения пригодны для сравнительных оценок при проведении экологического мониторинга на территориях исследований в ближайшей и отдалённой перспективе.

Концентрацию свинца в биопробах определяли на атомно-абсорбционных спектрофотометрах Sollars (TJA Solution, США) и Varian

Таблица 1 / Table 1

Концентрации свинца (мг/кг н.в.) в органах и тканях самок дикого северного оленя на севере Красноярского края / Lead concentrations (mg/kg w.w.) in organs and tissues of female wild reindeer in the north of the Krasnoyarsk Region

Территории Area	Показатель Indicator	Печень Liver	Почки Kidneys	Молочная железа Mammary Glands	Мышцы Muscles
Лактирующие самки / Lactating females					
Фоновые территории в районе р. Тарей (Палатка) (n=29) Background areas in the Tareya (Palatka) River area (n=29)	min-max	0,01–0,07	0,01–0,08	0,01–0,05	0,01–0,03
	M	0,04	0,04	0,02	0,01
	Me	0,03 ^{A, E, G}	0,03 ^{A, G, H}	0,01 ^{A, E, G}	0,01 ^{A, B, F, H}
	SD	0,01	0,02	0,01	0,01
	25–75%	0,03–0,05	0,02–0,06	0,01–0,03	0,01–0,02
Загрязнённые территории пастбища в районе р. Пясины (Мыс Песцовый) (n=31) Contaminated pasture areas in the Pyasina River area (Мыс Pestsovyu) (n=31)	min-max	0,11–0,90	0,18–0,75	0,14–0,80	0,14–0,68
	M	0,56	0,38	0,41	0,39
	Me	0,48 ^{A, D, E, F}	0,45 ^{A, D}	0,50 ^{A, E}	0,45 ^{A, C, F}
	SD	0,23	0,18	0,24	0,22
	25–75%	0,36–0,77	0,21–0,51	0,17–0,60	0,16–0,60
Нелактирующие самки / Non-lactating females					
Фоновые территории в районе р. Тарей (Палатка) (n=28) Background areas in the Tareya (Palatka) River area (n=28)	min-max	0,01–0,06	0,01–0,36		0,02–0,07
	M	0,04	0,14		0,04
	Me	0,04 ^A	0,04 ^A	–	0,03 ^{A, B}
	SD	0,01	0,14		0,01
	25–75%	0,03–0,05	0,03–0,28		0,03–0,05
Загрязнённые территории пастбища в районе р. Пясины (Мыс Песцовый) (n=27) Contaminated pasture areas in the Pyasina River area (Мыс Pestsovyu) (n=27)	min-max	0,21–0,93	0,28–0,58	–	0,22–0,86
	M	0,62	0,41		0,56
	Me	0,58 ^{A, D}	0,41 ^{A, D, H}		0,51 ^{A, C, H}
	SD	0,22	0,07		0,22
	25–75%	0,44–0,84	0,36–0,45		0,37–0,78

Примечание: различия между группами статистически значимы при $p < 0,05$: A – между фоновыми и загрязнёнными территориями; B – между фоновыми территориями; C – между загрязнёнными территориями; D – между печенью и почками; E – между печенью и молочной железой; F – между печенью и мышцами; G – между почками и молочной железой; H – между почками и мышцами; прочерк означает, что молочная железа не отбиралась.

Note: the differences are statistically significant ($p < 0,05$): A – between background and contaminated areas; B – between background areas; C – between contaminated areas; D – between the liver and kidneys; E – between the liver and mammary gland; F – between the liver and muscles; G – between the kidneys and mammary gland; H – between the kidneys and muscles; a dash means that the mammary gland was not collected.

(Agilent Technologies, США) в испытательной лаборатории Красноярского референтного центра УФС «Россельхознадзора» по Красноярскому краю.

Оценку опасности загрязнения свинцом продуктов оленеводства проводили на основе «Единых санитарно-эпидемиологических и гигиенических требований к товарам, подлежащим санитарно-эпидемиологическому надзору (контролю) от 28 мая 2010 г. № 299», в соответствии с которыми предельно допустимый уровень (ПДУ) свинца в мясо-дичной и прочей продукции промысловых и диких животных, используемой для потребления человеком, составляет (в пересчёте на натуральную влажность (н.в.)): для мяса 0,5 мг/кг н.в., для печени – 0,6 мг/кг н.в., для почек – 1 мг/кг н.в. Посколь-

ку вымя относится к I категории субпродуктов, предельно допустимый уровень свинца в молочных железах принят 0,5 мг/кг н.в.

Статистический анализ проводили с использованием программного обеспечения MS Excel (Office 2019) и Statgraphics (19-X64) общепринятыми методами [10]. Для описания выборок определяли минимальные и максимальные концентрации, среднее значение (M), стандартное отклонение (SD), медиану (Me), 25% и 75% процентиля. Для сравнения достоверности различий показателей применяли критерий (U) Манн-Уитни и (H) критерий Краскела-Уоллиса. Взаимосвязь между параметрами оценивали посредством метода ранговой корреляции Спирмена. Для оценки влияния территориального фактора на

концентрацию свинца в органах и тканях ДСО применяли однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA). Влияние фактора считалось достоверно значимым при $p < 0,05$.

Результаты и обсуждение

Показатели концентрации свинца в тканях и внутренних органах самок дикого северного оленя на фоновых и загрязнённых территориях Красноярского края представлены в таблице 1.

У лактирующих самок ДСО наибольшие медианные значения концентрации свинца на загрязнённых территориях установлены в молочной железе (0,50 мг/кг н.в.), затем в печени (0,48 мг/кг н.в.), почках и мышцах крестца (0,45 мг/кг н.в.). У нелактирующих самок самая

высокая концентрация свинца отмечена в тканях печени (0,58 мг/кг н.в.), промежуточные уровни в мышцах крестца (0,51 мг/кг н.в.) и самые низкие уровни в образцах почек (0,41 мг/кг н.в.). Пониженное содержание свинца в печени лактирующих самок на загрязнённых территориях может указывать на эндогенную передачу этого элемента потомству в период беременности и молочного вскармливания.

Все исследованные органы и ткани, отобранные на загрязнённых территориях, содержали достоверно ($p < 0,05$) более высокую концентрацию свинца, чем образцы с фоновых территорий.

Расчёт коэффициентов ранговой корреляции Спирмена продемонстрировал существенную статистическую взаимосвязь содержания

Таблица 2 / Table 2

Корреляционные связи концентраций свинца в органах и тканях лактирующих (Л) и нелактирующих (Н) самок дикого северного оленя на фоновых (Ф) и загрязнённых (З) территориях Красноярского края / Correlations of Pb concentrations in organs and tissues of lactating (L) and non-lactating (N) female wild reindeer in background (F) and contaminated (C) areas of the Krasnoyarsk Region

Пары признаков / Pairs of features	r	p
Ф Л печень – З Л печень / F L liver – C L liver	0,54	<0,01
Ф Л печень – Ф Н печень / F L liver – F N liver	-0,42	0,02
Ф Л печень – Ф Л почки / F L liver – F L kidneys	0,55	<0,01
Ф Л печень – Ф Л молочная железа / F L liver – F L mammary gland	0,73	<0,01
Ф Л печень – Ф Л мышцы / F L liver – F L muscles	0,63	<0,01
З Л печень – З Н печень / C L liver – C N liver	0,39	0,04
З Л печень – З Л почки / C L liver – C L kidneys	0,67	<0,01
З Л печень – З Л молочная железа / C L liver – C L mammary gland	0,72	<0,01
З Л печень – Ф Л мышцы / C L liver – F L muscles	0,52	<0,01
З Л печень – З Л мышцы / C L liver – C L muscles	0,71	<0,01
Ф Н печень – З Н печень / F N liver – C N liver	-0,67	<0,01
Ф Н печень – Ф Н почки / F N liver – F N kidneys	-0,64	<0,01
Ф Н печень – Ф Н мышцы / F N liver – F N muscles	-0,44	0,02
З Н печень – З Н мышцы / C N liver – C N muscles	0,93	<0,01
Ф Л почки – З Л почки / F L kidneys – C L kidneys	0,61	<0,01
Ф Л почки – Ф Н почки / F L kidneys – F N kidneys	0,73	<0,01
Ф Л почки – Ф Л молочная железа / F L kidneys – F L mammary gland	0,79	<0,01
Ф Л почки – Ф Л мышцы / F L kidneys – F L muscles	0,74	<0,01
З Л почки – З Н почки / Z L kidneys – C N kidneys	-0,70	<0,01
З Л почки – З Л молочная железа / C L kidneys – C L mammary gland	0,69	<0,01
З Л почки – З Л мышцы / C L kidneys – C L muscles	0,62	<0,01
Ф Н почки – Ф Н мышцы / F N kidneys – F N muscles	0,73	<0,01
З Н почки – З Л мышцы / C N kidneys – C L muscles	-0,47	0,02
Ф Л молочная железа – З Л молочная железа / F L mammary gland – C L mammary gland	0,69	<0,01
Ф Л молочная железа – Ф Л мышцы / F L mammary gland – F L muscles	0,73	<0,01
З Л молочная железа – З Л мышцы / C L mammary gland iron – C L muscles	0,79	<0,01
Ф Л мышцы – З Л мышцы / F L muscles – C L muscles	0,76	<0,01
Ф Л мышцы – Ф Н мышцы / F L muscles – F N muscles	0,69	<0,01
З Л мышцы – З Н мышцы / C L muscles – C N muscles	0,41	0,04
Ф Н мышцы – З Н мышцы / F N muscles – C N muscles	0,73	<0,01

Таблица 3 / Table 3

Показатели содержания свинца в органах и тканях северных оленей различных субарктических регионов / Lead concentration in organs and tissues of reindeer in different subarctic regions

Регион Region	Ед. измерения Units	Печень Liver	Почки Kidneys	Мышцы Muscles	Шерсть Hair	Лёгкие Lungs	Жир Fat	Источник Source
Таймыр, РФ Taimyr, Russia	мг/кг mg/kg	0,22±0,13– 1,00±0,17	0,08±0,01– 0,50±0,33	0,01±0,00– 0,26±0,33	0,08±0,05– 2,49±0,70	–	–	[11]
Долгано-Ненецкий район, Таймыр, РФ Dolgano-Nenetsky district, Taimyr, Russia	мг/кг mg/kg	0,70	0,40	–	–	0,27	–	[12]
Республика Саха (Якутия), РФ Republic of Sakha (Yakutia), Russia	мг/кг mg/kg	–	–	<0,05–0,15	–	–	–	[13]
Нижнеколымский район, Якутия, РФ Nizhnekolymsky district, Yakutia, Russia	мкг/100 г mcg/100 g	–	–	19,33	–	–	–	[14]
ЯНАО, РФ / Yamalo-Nenets Autonomous Okrug, Russia	мг/кг mg/kg	0,29±0,01	1,2±0,10	–	–	1,30± 0,10	–	[15]
Анактувук-Пасс, Аляска / Anaktuvuk Pass, Alaska	ppm	0,19±0,06	0,06±0,03	0,03±0,03	–	–	–	[16]
Чариот, Аляска Chariot, Alaska		1,42±0,60	0,77±0,49	0,78±0,54	–	–	–	
Ред-Дог-Майн, Аляска / Red Dog Mine, Alaska		1,65±0,60	10,00± 33,40	0,05±0,03	–	–	–	
Север Квебека, Канада / Northern Quebec, Canada	мкг/г mcg/g	0,95	0,26	0,05	–	–	–	[17]
Гренландия Greenland	мг/г с.в. mg/g d.w.	0,097–3,31	–	–	–	–	–	[18]
Гренландия Greenland	мкг/г с.в. mcg/g d.w.	самцы males 0,75±0,30 самки females 0,91±0,20	–	самцы males 0,62±0,10 самки females 4,04±8,1	–	–	самцы males 0,9±0,5 самки females 121,56±193	[19]
Финмарк, Нурланд Северная Норвегия Finnmark, Nordland Northern Norway	нг/г н.в. ng/g w.w.	272,00	–	7,90	–	–	28,60	[20]
Шпицберген, Норвегия Svalbard Norway	мкг/г н.в. mcg/g w.w.	1,3±0,1	0,80±2,0	–	–	–	–	[21]
Шпицберген, Норвегия Svalbard Norway	мкг/г с.в. mcg/g d.w.	0,28±0,18	0,17±0,13	0,029± 0,0249	0,084± 0,0935	–	–	[22]

Примечание: с.в. – сухое вещество; прочерк означает отсутствие данных.
Note: d.w. – dry matter; dash indicates no data.

свинца в органах и тканях северных оленей, определяемую, вероятно, общими источниками поступления загрязнителя и его перераспределением в организме (табл. 2).

Однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA-test) позволил определить значимое ($p < 0,01$) влияние фактора территории на концентрацию свинца в печени у лактирующих (% влияния 72,56) и нелактирующих самок (% влияния 78,66); в почках у лактирующих (% влияния 67,06) и нелактирующих самок (% влияния 59,24); в молочных железах у лактирующих самок (% влияния 58,21); в мышцах крестца у лактирующих (% влияния 58,85) и нелактирующих самок (% влияния 74,46).

Содержание свинца в органах и тканях ДСО на севере Красноярского края сопоставимо с аналогичными показателями субарктических регионов мира и существенно ниже, чем в Норвегии (табл. 3).

Сведения о микроэлементном составе организма северного оленя весьма ограничены. Максимальные концентрации свинца отмечены в печени ДСО в Норвегии [20], трёх местностях Аляски [16], на зимних пастбищах Западного ($1,00 \pm 0,17$ мг/кг) и Восточного Таймыра ($0,80 \pm 0,11$ мг/кг) [11]. Концентрации свинца в печени оленей Шпицбергена варьировали в пределах $0,08-0,84$ мкг/г с.в. и отражали различия в составе кормов в различных частях архипелага [21]. Снижение концентрации свинца в органах оленей Шпицбергена за последние десятилетия свидетельствуют о постепенном уменьшении воздействия Pb на ОС [22].

В то же время у диких и домашних северных оленей в Ред-Дог-Майн (Аляска) и на территории ЯНАО РФ наибольшее содержание свинца зафиксировано в почках и лёгких ($1,30 \pm 0,10$ мг/кг) [15, 16]. На территории Якутии наибольшее количество микроэлементов содержалось в мясе важенок, а в связи с загрязнением ОС отмечается опасное содержание и других тяжёлых металлов [14]. Очень высокие концентрации свинца фиксировались в пробах жира ($121,56 \pm 193$ мкг/г с.в. у самок) [19], а также в пантах ($5,01$ мг/кг) [12], однако эти ткани не использовались в большинстве других исследований. Содержание свинца в органах и тканях ДСО на севере Красноярского края находилось в пределах средних значений для других субарктических регионов и было существенно ниже, чем на загрязнённых территориях Норвегии и Канады.

Особый интерес представляют данные по содержанию свинца в молочных желе-

зах. Даже при низких уровнях воздействия свинец вызывает широкий спектр неблагоприятных репродуктивных последствий, включая нарушение половых функций самцов, задержки внутриутробного развития, резорбцию и гибель эмбрионов и др. [22–26]. Загрязнение организма диких животных свинцом и нарушения их репродуктивных показателей отмечены и на севере Красноярского края [27–32].

Несмотря на проведение ряда исследований, о вредном воздействии свинца на молочную железу и механизмах этого воздействия сообщалось мало. Показано, что избыточное поступление свинца способствует апоптозу и воспалению в ткани молочной железы мышей и эпителиальных клетках молочной железы коров [33]. Хроническое свинцовое отравление может быть причиной критического снижения содержания белка в грудном молоке, существенно ухудшая его пищевую ценность [34].

Изменение микроэлементного состава молока животных и человека в результате загрязнения ОС рассматривается как очень важная проблема, ставшая предметом совместного исследовательского проекта Международного агентства по атомной энергии и Всемирной организации здравоохранения ещё в начале 80-х годов XX века [35]. Показано, что ряд токсичных веществ могут передаваться от матери к потомству трансплацентарно и через грудное молоко, а высокие уровни некоторых токсикантов, в частности свинца, в молоке и молочных железах отражают загрязнение ОС [36, 37]. На ранних стадиях онтогенеза животные особенно уязвимы к воздействию свинца, поскольку их механизмы детоксикации ещё не полностью развиты, а органы находятся в стадии формирования [1]. Воздействие свинца на организм матери определяет задержку нервно-психического развития у потомства [38, 39]. Присутствие свинца в молоке вызывает изменения в структуре иммунной системы, а также её функции, нарушая гомеостаз, вызывают стимуляцию или подавление иммуномодулирующих компонентов и могут косвенно влиять на нервную, репродуктивную, дыхательную и эндокринную системы [40, 41].

Организм воспринимает свинец как заменитель кальция и переносит его в мягкие ткани и кости. Не случайно более высокая концентрация свинца свойственна молодым животным по сравнению со старшими группами во всех органах и тканях. Кроме того, уровень абсорбции свинца из кишечника

также выше у молодых животных, которым требуется больше минералов для быстрого роста, особенно кальция [42].

У млекопитающих более 90% всего свинца в организме накапливается в костях и зубах, сохраняясь там до 10–30 лет [43]. В периоды пищевого стресса, такие как беременность и лактация, свинец, аккумулированный в костях и мягких тканях, может снова поступать в кровь [44]. Повышенная потребность в кальции во время развития скелета плода, а также в период лактации приводит к усилению обмена кальция во время беременности и лактации у матери. В результате свинец высвобождается из костей в кровь и молоко, оказывая негативное воздействие на потомство [45, 46]. Транспорт свинца в процессе лактации на фоне сатурнизма представляет

опасность и для матерей, вызывая патологии беременности, дисфункцию скелета и пр. [47]. Таким образом, прижизненные запасы свинца в материнском скелете являются эндогенным источником этого токсиканта, подвергая риску развивающийся плод через пуповинную кровь и, после рождения, через грудное молоко.

Высокое содержание свинца в молоке зафиксировано у домашних и диких животных, в частности, в молоке лосих на Аляске содержалось в среднем до 390 мкг/кг [35]. Данные о содержании свинца в молоке и молочных железах северных оленей в доступной нам научной литературе отсутствуют.

В крови 20 лактирующих самок диких бурых медведей в Скандинавии концентрация свинца значительно превышала установленные пороговые концентрации для людей

Таблица 4 / Table 4

Соотношение (%) основных кормовых растений в желудках диких северных оленей на различных территориях / The ratio (%) of main forage plants in the stomachs of wild reindeer

Кормовые растения Forage plants	Доля (%) от общего содержимого в желудке Proportion (%) of total stomach contents					
	Территория, периоды пробоотбора (месяц, год), количество проб (n) / Territory, sampling period (month, year), number of samples (n)					
	р. Агапа thr Agara River 07–08.2010 n=23	р. Пура, нижнее течение of the Pura River 08–09.2006 n=31	р. Пясина, среднее течение middle stream of the Pyasina River 08–09.2007 n=12	р. Тарей, устье the Tareya River mouth 08–09.2005 n=21	р. Хета (Волочанка) the Kheta (Volochanka) River 08–10.2009 n=16	Хантайское озеро Khantaysko- ye lake 09–11. 2010 n=37
<i>Poa alpigena</i> , <i>P. arctica</i>	33–42	43–45	38	41	25	18
<i>Carex aquatilis</i> , <i>C. arctisibirica</i>	28–31	28–33	36	38	27	22
<i>Dryas</i>	5–7	1–3	2	2	–	–
Сyperaceae	9–12	2–5	4	3	12	10
<i>Betula nana</i> , <i>Salix polaris</i>	6–9	4–7	2	4	14	18
<i>Alnaster Fruticosa</i>	1–3	–	1–2	1–3	–	–
<i>Cetraria Islandica</i>	–	–	1	–	4–6	3–8
<i>Equisetum</i>	1–4	1	–	1	2–5	–
Разнотравье, ветошь Herbs, rags	17–19	18–22	16–18	10–18	11–21	12–21
Ветки, почки кустарников Shrubs wigs & buds	–	3–5	–	–	5–8	17–21

Примечание: здесь и в таблице 6 прочерк означает отсутствие данных
Note: here and Table 6 a dash indicates no data.

Таблица 5 / Table 5

Содержание свинца в растениях, являющихся основными кормовыми объектами дикого северного оленя на летних пастбищах (р. Пура, р. Агапа) / Lead content in the main forage plants of wild reindeer on summer pastures (the Pura River, the Agapa River)

Вид, группа видов Species, group of species	n	Содержание свинца, мг/кг с.в. Lead concentration, mg/kg d.w.
<i>Salix lanata</i>	18	9,2±1,2
<i>Carex arctisibirica</i> , <i>C. concolor</i> , <i>Eriophorum polystachion</i> , <i>E. scheuchzeri</i> , <i>E. russeolum</i> , <i>Pedicularis dasyantha</i>	45	12,0±1,6
<i>Salix polaris</i>	34	7,6±0,6
<i>Carex arctisibirica</i>	51	10,4±1,2

и была выше, чем у молодых, не кормящих самок. Концентрация свинца в крови детёнышей, находящихся на попечении матери, коррелировала с концентрацией свинца в крови их матери, которая, в свою очередь, коррелировала с концентрацией свинца в молоке [48]. В Хорватии у сеголетков бурого медведя (возраст < 1 года) наблюдалась более высокая концентрация свинца в мягких тканях по сравнению с особями в возрасте 1+, что, по мнению авторов, указывает на перенос свинца во время беременности и лактации [49, 50].

У самок ДСО, добытых в конце зимы в Гренландии, содержание свинца в печени было значительно меньше, если они были беременны, что указывает на плацентарную передачу этого элемента [51]. По этим причинам у животных, обитающих на загрязнённых свинцом территориях, может проявляться повышенное токсическое воздействие на молодняк, негативно влияющее на их рост и развитие.

Пол, возраст и время года могут влиять на концентрацию тяжёлых металлов в организме оленей из-за различий сезонного рациона, связанных с доступностью кормов, особенностями пищевого поведения, определяемых более крупными размерами тела самцов и более высокими энергетическими потребностями самок во время беременности и лактации [19]. Важнейшим источником поступления свинца в организм оленей являются кормовые растения. Типичный зимний рацион ДСО в большинстве регионов состоит в основном из лишайников, которые, как правило, содержат больше загрязнителей, чем компоненты летнего рациона из травянистых растений и кустарников [52–54]. Питание оленей на севере Красноярского края также имеет выраженный сезонный характер с преобладанием высших растений в летне-осенний период. Лишайники появляются в рационе диких оленей Таймыра только в снежный период года, составляя от 15 до 20%. В содержимом рубцов лишайники,

вегетативные части и ветошь растений представлены в пропорции, близкой к таковой на пастбище (табл. 4).

Содержание свинца в отдельных видах и группах видов растений, являющихся основными кормовыми объектами летних пастбищ (р. Пура, р. Агапа) дикого северного оленя, представлены в таблице 5.

Из-за низкой биодоступности свинец не биомагнифицируется с повышением трофических уровней, а самые высокие его концентрации обычно обнаруживаются в почвах и наземной растительности по сравнению с консументами [55]. Воздействие Pb зависит от геохимических особенностей территории и близости к точечным источникам Pb-эмиссии, что приводит к значительным межвидовым и внутривидовым колебаниям концентраций Pb [22, 42, 56]. На севере Красноярского края основным источником поступления свинца в организм оленей, вероятно, являются осоки и ивы, концентрирующие этот металл в наземной фитомассе, и являющиеся важным кормом оленей в весенне-летний период.

Мясо и субпродукты ДСО служат основой питания аборигенного населения северных регионов. Увеличение коммерциализации мяса ДСО, его широкая реализация на продовольственном рынке обостряют проблему загрязнения поллютантами продукции оленеводства, представляя несомненный научный и практический интерес.

Содержание свинца в мясе и внутренних органах ДСО, добытых на фоновых участках, не превышало пределов гигиенической безопасности, однако в пробах примерно половины животных загрязнённых территорий содержание свинца было выше предельно допустимого уровня (ПДУ) (табл.6).

В районах развитого оленеводства нашей страны потребность КМНС в мясе на 75–90% и более удовлетворяется за счёт оленины [13, 57]. Спортивные охотники также потребляют мясо ДСО на регулярной основе. Накопление

токсичных веществ в тканях и органах животных делает их мясо непригодным для употребления в пищу [16]. Таким образом, жители северных территорий Красноярского края, особенно аборигенные оленеводы, охотники и члены их семей подвергаются существенному риску воздействия свинца и, вероятно, других тяжёлых металлов. Учитывая миграционный образ жизни ДСО и сезонные особенности их питания, рекомендуем резидентам заполярья с осторожностью употреблять в пищу оленину и субпродукты, особенно если животные длительное время обитали на загрязнённых пастбищах.

Заключение

Результаты исследования наглядно демонстрируют, что дикие северные олени, обитающие на севере Красноярского края, подвергаются воздействию свинца, а их органы и ткани могут быть использованы для мониторинга загрязнения этим токсичным элементом наземных экосистем. Содержание свинца в организме ДСО исследуемой территории сопоставимо с аналогичными показателями субарктических регионов Евразии и Северной Америки и значимо ($p < 0,05$) выше на загрязнённых полигонах во всех индикаторных органах и тканях, по сравнению с фоновыми участками. Однофакторный дисперсионный анализ позволил выявить достоверную

связь ($p = 0,00$) влияния фактора территории на концентрацию свинца в печени, почках и скелетных мышцах самок северного оленя. У не участвующих в размножении самок концентрация свинца в тканях печени выше, чем в мышцах и почках. У лактирующих самок на загрязнённых территориях медианные значения концентрации свинца увеличиваются в ряду: скелетная мускулатура – печень – почки – молочная железа. Пониженное содержание свинца в печени лактирующих самок на загрязнённых территориях может указывать на эндогенную передачу этого элемента потомству в период беременности и молочного вскармливания. Токсическое воздействие свинца и его передача от самок к потомству в период молочного вскармливания представляют серьёзную опасность для популяции ДСО на севере Красноярского края. Пространственная кластеризация может по-разному влиять на характеристики жизненного цикла ДСО и связана со степенью загрязнения летних пастбищ свинцом и другими экотоксикантами. Основным источником поступления свинца в организм оленей, вероятно, являются ивы и осоки, в частности *S. lanata* и *C. arctisibirica*, концентрирующие этот металл в надземной фитомассе и являющиеся важным кормом оленей в период активной вегетации. Мясо и внутренние органы половины самок диких северных оленей, кормившихся в летне-осенний период на загрязнённых пастбищах,

Таблица 6 / Table 6

Количество (n) и доля (%) проб с содержанием свинца выше предельно допустимого уровня (ПДУ) у самок диких северных оленей на загрязнённой территории Красноярского края / The number (n) and proportion (%) of samples with lead content above the maximum permissible level (MPL) in female wild reindeer in the contaminated area of Krasnoyarsk Region

Органы, ткани Organs, tissues	ПДУ, мг/кг н.в. MPL mg/kg w.w.	Лактирующие самки Lactating females		Нелактирующие самки Non-lactating females		Все самки All females	
		> ПДУ > MPL	<ПДУ <MPL	> ПДУ > MPL	<ПДУ <MPL	> ПДУ > MPL	<ПДУ <MPL
Печень Liver	0,6	n=14 45,00%	n=17 55,00%	n=12 44,44%	n=15 55,54%	n=26 44,83%	n=32 55,17%
Почки Kidneys	1,0	n=0 0,00%	n=31 100,00%	n=0 0,00%	n=27 100,00%	n=0 0,00%	n=58 100,00%
Молочная железа Mammary gland	0,6	n=16 51,61%	n=15 48,39%	–	–	n=16 51,61%	n=15 48,39%
Мышцы Muscles	0,5	n=15 48,39%	n=16 51,61%	n=14 53,85%	n=12 46,15%	n=29 50,88%	n=28 49,12%

не пригодны в пищу человека. Оценка последствий химического загрязнения для изучаемой группировки северных оленей потребует изучения кумулятивных эффектов в годовом, популяционном и региональном масштабах и представляется предметом дальнейших исследований.

Работа выполнена на базе ФГБУГНБЗ «Центральносибирский» и ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт охотничьего хозяйства и звероводства имени профессора Б.М. Житкова» в рамках Государственного задания по Программе ФНИ государственных академий наук на 2021–2024 гг. (код темы FNWS-2024-0001).

References

1. Sani A.H., Amanabo M. Lead: A concise review of its toxicity, mechanism and health effect // GSC Biol. Pharm. Sci. 2021. V. 15. No. 1. P. 55–62. doi: 10.30574/gscbps.2021.15.1.0096
2. Afzal A., Mahreen N. Emerging insights into the impacts of heavy metals exposure on health, reproductive and productive performance of livestock // Front. Pharmacol. 2024. V. 15. Article No. 1375137. doi: 10.3389/fphar.2024.1375137
3. Jasiak I., Wiklund J.A., Leclerc E., Telford J.V., Couture R.M., Venkiteswaran J.J., Hall R.I., Wolfe B.B. Evaluating spatiotemporal patterns of arsenic, antimony, and lead deposition from legacy gold mine emissions using lake sediment records // Appl. Geochem. 2021. V. 134. Article No. 105053. doi: 10.1016/j.apgeochem.2021.105053
4. McGovern M., Borgå K., Heimstad E., Ruus A., Christensen G., Evenset A. Small Arctic rivers transport legacy contaminants from thawing catchments to coastal areas in Kongsfjorden, Svalbard // Environ. Pollut. 2022. V. 304. Article No. 119191. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119191
5. Hermanson M.H., Isaksson E., Hann R., Ruggirello R.M., Teixeira C., Muir D.C.G. Historic atmospheric organochlorine pesticide and halogenated industrial compound inputs to glacier ice cores in Antarctica and the Arctic // ACS Earth Space Chem. 2020. No. 4. P. 2096–2104. doi: 10.1021/acsearthspacechem.1c00211
6. Hansen M.D., Nøst T.H., Heimstad E.S., Evenset A., Dudarev A.A., Rautio A., Myllynen P., Dushkina E.V., Jagodic M., Christensen G.N., Anda E.E., Brustad M., Sandanger T.M. The impact of a nickel-copper smelter on concentrations of toxic elements in local wild food from the Norwegian, Finnish, and Russian border regions // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2017. V. 14. No. 7. Article No. 694. doi: 10.3390/ijerph14070694
7. Clark-Wolf T.J., St. John J., Rajesh C.A., Hebblewhite M. Caribou and reindeer population cycles are driven by top-down and bottom-up mechanisms across space and time // Ecol. Evol. 2025. V. 15. No. 5. Article No. e71348. doi: 10.1002/ece3.71348
8. Wolfe S.A., Griffith B., Gray Woife C.A. Response of reindeer and caribou to human activities // Polar Res. 2000. V. 19. No. 1. P. 63–73. doi: 10.3402/polar.v19i1.6531
9. Klevezal G.A., Kleinenberg S.E. Determination of the mammals age by the layered structures of teeth and bone. Moskva: Nauka, 1967. 144 p. (in Russian).
10. Ivanter E.V., Korosov A.V. Elementary biometrics. Petrozavodsk: PetrSU Publishing House, 2005. 104 p. (in Russian).
11. Kochkarev P.V., Mikhailov V.V. Complex analysis of heavy metal content in bodies and tissues of wild reindeer (*Rangifer tarandus* L. 1758) // Bulletin of KrasSAU. 2016. No. 8. P. 21–27 (in Russian).
12. Okuneva S.V., Khizhnyak S.V., Khanipova V.A. Analysis of the accumulation of heavy metals in different organs of the reindeer // Scientific and practical aspects of agro-industrial complex development.: materialy natsionalnoy nauchnoy konferentsii. Pt. 1. Krasnoyarsk: KrasSAU, 2021. P. 53–56 (in Russian).
13. Sidorov M.N., Tomashevskaya E.P., Dyachkovskaya M.N. Veterinary and sanitary examination of domestic reindeer meat of the tundra zone // Vestnik ASAU. 2022. V. 2. No. 6. P. 1–10 (in Russian).
14. Robbek N.S., Alekseev E.D., Rummyantseva T.D. The content of trace elements and heavy metals in the meat of reindeers of Chukchi breed (Khargin) // Head of Animal Breeding. 2019. No. 7. P. 60–65 (in Russian).
15. Bobkova N.G., Sidorova K.A. The influence of environmental conditions of the Yamalo-Nenets Autonomous Okrug on the body of reindeer // Agro-food policy in Russia. 2013. V. 3. No. 15. P. 97–100 (in Russian).
16. O'Hara T.M., George J.C., Blake J., Burek K., Carroll G., Dau J., Bennett L., McCoy C.P., Gerard P., Woshner V. Investigation of heavy metals in a large mortality event in caribou of northern Alaska // Arctic. 2003. V. 56. No. 2. P. 125–135. doi: 10.14430/arctic608
17. Robillard S., Beauchamp G., Paillard G., Bélanger D. Levels of cadmium, lead, mercury and ¹³⁷caesium in caribou (*Rangifer tarandus*) tissues from Northern Québec // Arctic. 2002. V. 55. No. 1. P. 1–9. doi: 10.14430/arctic686
18. Aastrup P., Riget F., Dietz R., Asmund G. Lead, zinc, cadmium, mercury, selenium and copper in Greenland caribou and reindeer (*Rangifer tarandus*) // Sci. Total Environ. 2000. V. 245. No. 1–3. P. 149–159. doi: 10.1016/S0048-9697(99)00440-4
19. Ribeiro D.M., Raundrup K., Mourato M.P., Almeida A.M. The effect of species and sex on the element content of muskox (*Ovibos moschatus*) and Caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) tissues // Biol. Trace Elem. Res. 2023. V. 201. No. 10. P. 4718–4725. doi: 10.1007/s12011-023-03562-x
20. Hassan A.A., Rylander C., Brustad M., Sandanger T.M. Level of selected toxic elements in meat, liver, tallow and

- bone marrow of young semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.) from Northern Norway // Int. J. Circumpolar Health. 2012. V. 71. Article No. 18187. doi: 10.3402/ijch.v71i0.18187
21. Borch-Iohnsen B., Nilssen K.J., Norheim G. Influence of season and diet on liver and kidney content of essential elements and heavy metals in Svalbard reindeer // Biol. Trace Elem. Res. 1996. V. 51. No. 3. P. 235–247. doi: 10.1007/BF02784078
22. Andersson Stavridis M., Pollestad B.M., Veiberg V., Mikkelsen Ø., Ciesielski T.M., Jenssen B.M. Toxic metals and other elements in Svalbard reindeer: Establishing baselines and assessing non-invasive sampling for bio-monitoring // Sci. Total Environ. 2025. V. 961. Article No. 178226. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.178226
23. León O.L.L., Pacheco J.M.S. Effects of lead on reproductive health // Lead Chemistry / Ed. P. Chooto. Intech Open, 2020. 116 p. doi: 10.5772/intechopen.91992
24. Cheng L., Zhang B., Huo W., Cao Z., Liu W., Liao J., Xia W., Xu S., Li Y. Fetal exposure to lead during pregnancy and the risk of preterm and early-term deliveries // Int. J. Hyg. Environ. Health. 2017. V. 220. No. 6. P. 984–989. doi: 10.1016/j.ijheh.2017.05.006
25. Soomro M.H., Baiz N., Huel G., Yazbeck C., Botton J., Heude B., Bornehag C.G., Annesi-Maesano I., EDEN mother-child cohort study group. Exposure to heavy metals during pregnancy related to gestational diabetes mellitus in diabetes-free mothers // Sci. Total Environ. 2019. V. 656. P. 870–876. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.422
26. Disha S.S., Goyal M., Kumar P.K., Ghosh R., Sharma P. Association of raised blood lead levels in pregnant women with preeclampsia: A study at tertiary centre // Taiwan. J. Obstet. Gynecol. 2019. V. 58. No. 1. P. 60–63. doi: 10.1016/j.tjog.2018.11.011
27. Skogland T., Baskin L.M., Espelien I.S., Strand U. Content of heavy and radioactive metals in the body of reindeer from different populations // Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5. Geografiya. 1997. No. 6. P. 19–24 (in Russian).
28. Ermolov Yu.V., Lebedeva M.A., Bondar M.G., Kolpashchikov L.A., Cherevko A.S., Smolentsev N.B. Accumulation of chemical elements in the biochemical food chain of the Northern Norilsk Plateau // Geokhimiya. 2020. V. 65. No. 5. P. 499–510 (in Russian). doi: 10.31857/S0016752520040032
29. Kireeva A.V., Kolenchukova O.A., Peretiak O.V., Savchenko A.P., Temerova V.L., Emelyanov V.I. Morphological assessment of organs and tissues of small mammals living in the industrial area of Norilsk // Contemporary Problems of Ecology. 2023. V. 30. No. 3. P. 330–342 (in Russian). doi: 10.15372/SEJ20230310
30. Kochkarev P.V., Koshurnikova M.A., Sergeyev A.A., Shiryaev V.V. Trace elements in the meat and internal organs of the mountain hare (*Lepus timidus* L., 1758) in the north of the Krasnoyarsk Region // Food Processing: Techniques and Technology. 2023. V. 53. No. 2. P. 217–230 (in Russian). doi: 10.21603/2074-9444-2023-2-2436
31. Kochkarev P.V., Perevozchikova M.A., Sergeev A.A., Shiryaev V.V., Piminov V.N. Toxic and biogenic elements in the organs and tissues of the willow ptarmigan (*Lagopus lagopus* L., 1758) in the north of the Krasnoyarsk Region (review) // Theoretical and Applied Ecology. 2024. No. 3. P. 54–63 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-3-054-063
32. Kochkarev P.V., Perevozchikova M.A., Sergeev A.A., Shiryaev V.V., Piminov V.N. Length of the willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) cecum in the Northern Krasnoyarsk Region // Theoretical and Applied Ecology. 2025. No. 1. P. 62–72 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-4-062-072
33. Chen Z., Lu Q., Cao X., Wang K., Wang Y., Wu Y., Yang Z. Lead exposure promotes the inflammation via the circRNA-05280/miR-146a/IRAK1 axis in mammary gland // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2022. V. 247. Article No. 114204. doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.114204
34. Wati L.R., Sargowo D., Nurseta T., Zuhriyah L. The role of protein intake on the total milk protein in lead-exposed lactating mothers // Nutrients. 2023. V. 15. No. 11. Article No. 2584. doi: 10.3390/nu15112584
35. Iyengar G.V. Elemental composition of human and animal milk. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1982. 186 p.
36. Motas M., Jim nez S., Oliva, J., Cámara M.Á., Pérez-Cárceles M.D. Heavy metals and trace elements in human breast milk from industrial/mining and agricultural zones of Southeastern Spain // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2021. V. 18. No. 17. Article No. 9289. doi: 10.3390/ijerph18179289
37. Shahzad S., Ashraf K., Ehsan N., Sultan K., Abbasi A., Tabassum S., Muzamil A., Rebouh N.Y., Zaman Q.U. Assessment of hazardous trace metals and associated health risk as affected by feed intake in buffalo milk // Sci. Rep. 2025. V. 15. No. 1. Article No. 9841. doi: 10.1038/s41598-025-92256-6
38. Thomason M.E., Hect J.L., Rauh V.A., Trentacosta C., Wheelock M.D., Eggebrecht A.T., Espinoza-Heredia C., Burt S.A. Prenatal lead exposure impacts cross-hemispheric and long-range connectivity in the human fetal brain // Neuroimage. 2019. V. 191. P. 186–192. doi: 10.1016/j.neuroimage.2019.02.017
39. Ramírez Ortega D., González Esquivel D.F., Blanco Ayala T., Pineda B., Gómez Manzo S., Marcial Quino J., Carrillo Mora P., Pérez de la Cruz V. Cognitive impairment induced by lead exposure during lifespan: mechanisms of lead neurotoxicity // Toxics. 2021. V. 9. No. 2. Article No. 23. doi: 10.3390/toxics9020023
40. Pajewska-Szmyt M., Sinkiewicz-Darol E., Gadzała-Kopciuch R. The impact of environmental pollution on the quality of mother's milk // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2019. V. 26. No. 8. P. 7405–7427. doi: 10.1007/s11356-019-04141-1
41. Bhasin T., Lamture Y., Kumar M., Dhamecha R. Unveiling the health ramifications of lead poisoning: a

narrative review // *Cureus*. 2023. V. 15. No. 10. Article No. e46727. doi: 10.7759/cureus.46727

42. Srebočan E., Janicki Z., Crnić A.P., Tomljanović K., Sebečić M., Konjević D. Cadmium, lead and mercury concentrations in selected red deer (*Cervus elaphus* L.) tissues from north-eastern Croatia // *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 2012. V. 47. No. 13. P. 2101–2108. doi: 10.1080/10934529.2012.695994

43. Andreani G., Cannavacciuolo A., Menotta S., Spallucci V., Fedrizzi G., Carpenè E., Isani G. Environmental exposure to non-essential trace elements in two bat species from urbanised (*Tadarida teniotis*) and open land (*Miniopterus schreibersii*) areas in Italy // *Environ. Pollut.* 2019. V. 254. Pt. B. Article No. 113034. doi: 10.1016/j.envpol.2019.113034

44. Silbergeld E.K. Lead in bone: implications for toxicology during pregnancy and lactation // *Environ. Health Perspect.* 1991. V. 91. P. 63–70. doi: 10.1289/ehp.919163

45. Ettinger A.S., Roy A., Amarasiriwardena C.J., Smith D., Lupoli N., Mercado-García A., Lamadrid-Figueroa H., Tellez-Rojo M.M., Hu H., Hernández-Avila M. Maternal blood, plasma, and breast milk lead: lactational transfer and contribution to infant exposure // *Environ. Health Perspect.* 2014. V. 122. P. 87–92. doi: 10.1289/ehp.1307187

46. Obeng-Gyasi E. Lead exposure and oxidative stress – A life course approach in US adults // *Toxics*. 2018. V. 6. No. 3. Article No. 42. doi: 10.3390/toxics6030042

47. Chao H.H., Guo C.H., Huang C.B., Chen P.C., Li H.C., Hsiung D.Y., Chou Y.K. Arsenic, cadmium, lead, and aluminium concentrations in human milk at early stages of lactation // *Pediatr. Neonatol.* 2014. V. 55. No. 2. P. 127–134. doi: 10.1016/j.pedneo.2013.08.005

48. Fuchs B., Thiel A., Zedrosser A., Brown L., Hydeskov H.B., Rodushkin I., Evans A.L., Boesen A.H., Græslis A.R., Kindberg J., Arnemo J.M. High concentrations of lead (Pb) in blood and milk of free-ranging brown bears (*Ursus arctos*) in Scandinavia // *Environ. Pollut.* 2021. V. 287. Article No. 117595. doi: 10.1016/j.envpol.2021.117595

49. Lazarus M., Sekovanić A., Orcet T., Reljić S., Jurasović J., Huber Đ. Sexual maturity and life stage influences toxic metal accumulation in Croatian brown bears // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2018. V. 74. P. 339–348. doi: 10.1007/s00244-017-0487-5

50. Lazarus M., Orcet T., Sergiel A., Vranković L., Marijić V.F., Rašić D., Reljić S., Aladrović J., Zwiłczak-Kozica T., Zięba F., Jurasović J., Erk M., Maślak R., Selva N., Huber Đ. Metal(loid) exposure assessment and biomarker responses in captive and free-ranging European brown bear (*Ursus arctos*) // *Environ. Res.* 2020. V. 183. Article No. 109166. doi: 10.1016/j.envres.2020.109166

51. Gamberg M., Cuyler C., Wang X. Contaminants in two West Greenland caribou populations // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 554–555. P. 329–336. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.154

52. Elsakov V.V., Novakovskiy A.B., Polikarpova N.V. Spatial differences in the accumulation of elements by the lichen *Cladonia rangiferina* L. in the Pasvik Nature Reserve // *Transactions of the KarRC RAS.* 2018. No. 5. P. 3–14 (in Russian). doi: 10.17076/eco641

53. Tyupkina G.I., Okuneva S.V., Korniyenko I.P., Beletskiy S.L. Biochemical structure of lichens – forages of reindeers in the Arctic territory // *Innovative technologies for the production and storage of material assets for state needs.* 2019. No. 12. P. 223–232 (in Russian).

54. Gamberg M., Pratte I., Brammer J., Cuyler C., Elkin B., Gurney K., Kutz S., Larter N.C., Muir D., Wang X., Provencher J.F. Renal trace elements in barren-ground caribou subpopulations: Temporal trends and differing effects of sex, age and season // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 724. Article No. 138305. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138305

55. Stalwick J.A., Ratelle M., Gurney K.E.B., Drysdale M., Lazarescu C., Comte J., Laird B., Skinner K. Sources of exposure to lead in Arctic and subarctic regions: a scoping review // *Int. J. Circumpolar Health.* 2023. V. 82. No. 1. Article No. 2208810. doi: 10.1080/22423982.2023.2208810

56. Menshakova M., Huber M., Gainanova R., Survovets V., Moiseeva N., Nizikova A., Mashinets M. Content of heavy metals in the lichens of winter reindeer pastures of the Timan and Bolshezemelskaya Tundras // *Agriculture.* 2022. V. 12. No. 10. Article No. 1560. doi: 10.3390/agriculture12101560

57. Makarov D.A., Komarov A.A., Ovcharenko V.V., Nebera E.A., Kozhushkevich A.I., Kalantaenko A.M., Afanasieva E.L., Demidova S.V. dioxin and heavy metals contamination of reindeer offal from Russian Far North regions // *Agricultural Biology.* 2018. V. 53. No. 2. P. 364–373 (in Russian). doi: 10.15389/agrobiology.2018.2.364rus

Получение гетерологичных продуцентов рамнолипидов на основе *Acetobacter aceti* AIC1824

© 2025. М. Н. Барамзин, аспирант, м. н. с.,
С. Г. Литвинец, к. с-х. н., проректор,
Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
e-mail: usr22995@vyatsu.ru

Рамнолипиды солюбилизируют нефтяные загрязнения почв, делая их более доступными для разложения почвенными микроорганизмами. В отличие от химических поверхностно-активных веществ, рамнолипиды безопасны для окружающей среды. Целью данной работы является получение гетерологичных продуцентов рамнолипидов на основе *Acetobacter aceti* AIC1824 с использованием искусственного промотора и оптимизация условий культивирования продуцента. Данный путь позволит избежать использования в качестве продуцента рамнолипидов условно-патогенного вида *Pseudomonas aeruginosa*, который может быть применён для биоремедиации почв. Кластер генов *rhlAB* амплифицировали из генома *Pseudomonas aeruginosa* B-6643 путём полимеразной цепной реакции. В p-ALT2 вектор встроили конструкцию, состоящую из кластера генов *rhlAB* и искусственного промотора. Путём кальциевой трансформации вставку ввели в клетки *Acetobacter aceti* AIC1824. С помощью колориметрической системы отбора рекомбинантных клонов – бело-голубой селекции отобрали 20 трансформантов. Обнаружили целевую вставку при помощи полимеразной цепной реакции у 7 трансформантов. В ходе индикаторного теста характерный осадок обнаружен у двух трансформантов: А4 и А8. Установлены подходящие для культивирования трансформантов источники азота (пептон) и углерода (маннитол). Определён ряд параметров: оптимальное значение кислотности среды – pH 5, оптимальное значение температуры культивирования у трансформанта А4 – 30 °С, у трансформанта А8 – 25 °С. Количество образуемых в оптимальных условиях рамнолипидов составило для А4 – 139,3±20,1 мг/мл, для А8 – 13,0±1,0 мг/мл. Экспериментально показана высокая отмывающая способность в отношении сырой нефти рамнолипидов гетерологичных продуцентов: А4 – 93,9±1,5% и А8 – 96,7±1,5%.

Ключевые слова: рамнолипиды, гетерологичная экспрессия, биосурфактанты, оптимизация продуктивности, ацетобактерии, псевдомонады.

Heterologous rhamnolipid producers based on *Acetobacter aceti* AIC1824 obtaining

© 2025. M. N. Baramzin ORCID: 0009-0001-2138-2445, S. G. Litvinets ORCID: 0000-0001-8583-5274
Vyatka State University,
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: usr22995@vyatsu.ru

Rhamnolipids solubilize oil contaminants in soils, making them more accessible for decomposition by soil microorganisms. Unlike chemical surfactants, rhamnolipids are environmentally friendly. The aim of this work is to obtain heterologous rhamnolipid producers based on *Acetobacter aceti* AIC1824 using an artificial promoter and optimize the producer cultivation conditions. This approach will avoid the use of highly effective biosurfactants of the opportunistic *Pseudomonas aeruginosa* species as a rhamnolipid producer, which can be used for soil bioremediation. The *rhlAB* gene cluster was amplified from the *Pseudomonas aeruginosa* B-6643 genome by polymerase chain reaction. A construct consisting of the *rhlAB* gene cluster and an artificial promoter was inserted into the p-ALT2 vector. The insert was introduced into *Acetobacter aceti* AIC1824 cells by calcium transformation. A total of 20 transformants were selected by blue-white selection. The target insert was detected in 7 transformants by polymerase chain reaction. The indicator test revealed a characteristic precipitate in two transformants: A4 and A8. Glucose, mannitol and glycerol were used as substrates. Suitable nitrogen and carbon sources were determined: peptone and mannitol, respectively. We found that the overall optimal pH of the medium was 5; the optimal cultivation temperature was 30 °C for A4 and 25 °C for A8. The amount of rhamnolipids formed by the above in optimal conditions is 139.3±20.1 mg/mL for transformant A4 and 13.0±1.0 mg/mL for transformant A8. The high washrhamnolipid emulsifying activity of heterologous producers in relation to crude oil has been experimentally demonstrated: EI₂₄ for A4 was 93.9±1.5%, and for A8 – 96.7±1.5%.

Keywords: rhamnolipids, heterologous expression, biosurfactants, productivity optimization, acetobacter, pseudomonads.

Бактерия *Pseudomonas aeruginosa* продуцирует рамнолипиды – высокоэффективные и безопасные биосурфактанты, которые обладают выраженной эмульгирующей способностью [1]. Рамнолипид проявляет высокую стабильность в широких диапазонах температур и значений кислотности среды [2]. Рамнолипиды могут использоваться для биоремедиации загрязнённых нефтепродуктами почв [3, 4]. Во внешней среде рамнолипид эмульгирует нефтепродукт, что увеличивает его биодоступность для ферментативных систем автохтонных почвенных микроорганизмов [4]. При помощи клеток продуцента рамнолипида возможно произвести биоремедиацию *in situ*, добавив их в почву, что позволит избежать использования вредных для окружающей среды химических поверхностно-активных веществ [4].

Рамнолипиды существуют в виде смеси мономеров и димеров с разной длиной остатков жирных гидроксикислот [5–7]. Рамнолипиды в смеси присутствуют в виде множества гомологов, обладающих различными поверхностно-активными свойствами [8]. Известно более 50 различных структурных вариантов рамнолипидов [7].

Одним из возможных путей производства рамнолипидов является гетерологичная экспрессия кластера генов биосинтеза рамнолипидов *rhlAB* в различных непатогенных микроорганизмах [9]. В качестве гетерологичных продуцентов используются граммотрицательные бактерии. Для трансформации могут применяться как синтетические [9], так и нативные промоторы [10].

В качестве субстратов для получения рамнолипидов чаще всего выступают сахара: глюкоза [11], многоатомные спирты: глицерин [12, 13], отходы растительных производств: тростниковая патока, пальмовый шлам [14]; также перспективно использование растительных масел [15]. Кроме этого, используются субстраты, содержащие соли различных органических кислот, например: ацетат, пропионат [16]. Отходы производства биодизеля и глицерина также являются одним из дешёвых субстратов для получения рамнолипидов [13].

В данной работе решались следующие задачи: получение гетерологичных продуцентов рамнолипидов на основе *Acetobacter aceti* A1C1824 с использованием экспрессирующего вектора с искусственным промотором, оптимизация продукции рамнолипидов и оценка отмывающей способности рамнолипидов в отношении сырой нефти.

Объекты и методы исследования

Используемые штаммы: *Pseudomonas aeruginosa* В-6643 (коллекция микроорганизмов ВКПМ НИЦ «Курчатовский институт»), *Acetobacter aceti* A1C1824 (коллекция микроорганизмов кафедры микробиологии Вятского государственного университета).

Штамм *Acetobacter aceti* A1C1824 был выбран в качестве гетерологичного продуцента, потому что является граммотрицательной бактерией филума *Pseudomonadota*, что указывает на возможную близость метаболических путей, ведущих к синтезу предшественников рамнолипидов; а также он обладает высокой скоростью роста и нетребовательностью к питательным субстратам для роста и развития.

Выделение ДНК из микроорганизмов. В ходе работы выделяли ДНК из клеток при помощи буферного раствора с pH 8,3 с 2% цетилтриметиламмония бромида [17]. Клетки суспендировали в 500 мкл буферного раствора и инкубировали при 65 °С в течение 30 мин в термостате «Гном» (ДНК-технология, Россия). После этого дважды очищали препарат ДНК хлороформом. Затем препарат ДНК осаждали холодным этанолом в виде натриевой соли.

Получение плазмиды, содержащей вставку с генным кластером *rhlAB*. Проводили ПЦР с ДНК *P. aeruginosa* В-6643 при помощи праймеров: F: 5'-ATG-CGG-CGC-GAA-AGT-CTG-TTG-G-3', R: 5'-TCA-GGA-CGC-AGC-CTT-CAG-CCA-TC-3', температура отжига 54 °С, длина продукта составляет 2234 пары нуклеотидов (п. н.).

Для лигирования был использован рAl2-T вектор компании Евроген. Лигирование выполнялось по инструкции, приложенной к данному вектору [18]. В помещённой в ванночку со льдом пробирке на 1,5 мл были смешаны неочищенный ПЦР-продукт; искусственный промотор со следующей структурой: 5'-TTG-ACA-AGC-GCG-GCG-GAC-GAT-CCG-TAT-AAT-CTC-AAG-GAC-3'; буфер для T-4 ДНК-лигазы: 2 мкл; T-4 ДНК-лигаза: 2 мкл. Смесь выдерживали 16 ч при температуре 14 °С.

Химическая трансформация ночной культуры *A. aceti* A1C1824 при помощи CaCl_2 . Отделяли клетки из ночной культуры *A. aceti* A1C1824 на глюкозо-пептонном бульоне при помощи центрифугирования при 3500 об./мин в течение 5 мин. К клеткам добавляли 20 мкл лигата и 200 мкл 1М CaCl_2 , 50 мкл 50 мМ трис-HCl, смесь инкубировали при 28 °С в термостате в течение 40 мин. После инкуба-

ции полученную культуру рассеивали по чашкам Петри с агаризованной средой глюкозо-пептонный агар с дрожжевым экстрактом с добавлением ампициллина.

Культивирование трансформантов выполнялось в термостате ТС-80 (Казанский завод медицинской аппаратуры, Россия) в течение 6 суток при 28 °С в стеклянных пробирках с глюкозо-пептонным бульоном следующего состава (г/л): пептон – 1, глюкоза – 1, дрожжевой экстракт – 0,5.

Подтверждение наличия вставки. Наличие вставки подтверждалось при помощи ПЦП с праймерами F: 5'-ATG-CGG-CGC-GAA-AGT-CTG-TTG-G-3', R: 5'-TCA-GGA-CGC-AGC-CTT-CAG-CCA-TC-3', температура отжига 54 °С, длина продукта составляет 2234 п. н. Затем производили гель-электрофорез в 0,8% агарозном геле в трис-ацетатном буфере. Гель окрашивали 0,01% раствором бромистого этидия.

Выделение и очистка рамнолипидов [20, 21]. Осаждение клеток из полученных культур проводили при помощи центрифугирования (MiniSpin, Eppendorf, Германия) в течение 5 мин при 13400 об./мин. Затем бесклеточную культуральную жидкость переносили в отдельную пробирку на 1,5 мл, подкисляли до pH 2 при помощи 1 М HCl. После этого добавляли равный объём этилацетата, суспендировали на Microspin FV-2400 (Биосан, Латвия) в течение 5 мин и центрифугировали в течение 5 мин при 13400 об./мин. Верхнюю органическую фазу собирали в чистые пластиковые пробирки, из которых затем выпаривали этилацетат в термостате «Гном» при 75 °С.

Метод качественного определения рамнолипидов с метиленовым синим и цетилтриметиламмония бромидом [22]. В пробирку эппендорф с 200 мкл культуральной жидкости анализируемой культуры добавляли 800 мкл раствора метиленового синего и 2% цетилтриметиламмония бромида. Через 4 ч наблюдали образование голубого осадка на дне и стенках пробирки.

ИК-Фурье спектроскопия [4]. Экстракты рамнолипидов в открытых пробирках подвергали вакуумной сушке в сушилке LABCONCO (Labconco, США) в течение 2 ч. После сушки пробирки закрывали плёнкой Parafilm, чтобы избежать адсорбции экстрактом влаги из воздуха. Высушенные экстракты рамнолипидов в количестве 1,5 мг смешивали с 148,5 мг KBr и прессовали при помощи ручного пресса в таблетки. Затем на приборе марки SILAB i-Red 7800u-L (Beijing Beifen-Ruilu Analytical

Instrument, Китай) получали ИК-спектры экстрактов.

Массу рамнолипидов определяли гравиметрически с помощью весов Adventurer OHAUS AR2140 (Ohaus, США) в трёх параллельных повторениях.

Оптимизация условий для продукции рамнолипидов. Вначале проанализировали сочетание трёх источников углерода (глюкоза, глицерин, маннитол) с 4 источниками азота (пептона, гидролизата казеина, калия нитрата и сульфата аммония), отобрали сочетание (пептон с маннитолом), дающее максимальный выход продукта. На среде с пептоном и маннитолом анализировали зависимость продукции рамнолипидов от кислотности среды (pH 4, 5, 6, 7) и температуры культивирования (25, 27, 30 °С).

Оценку отмывающей способности проводили по методике определения индекса эмульгирования EI₂₄ [23]. Для проведения эксперимента при помощи культур А4 и А8 были наработаны рамнолипиды на пептонно-глюкозном бульоне, которые экстрагировались этилацетатом. После упаривания этилацетата экстракт растворялся в 50 мл дистиллированной воды. Был приготовлен ряд проб с воздушно-сухим песком в количестве 5 г на пробу, с добавлением сырой нефти в количестве 5 мл (3,3 г) на пробу. Определяли компоненты смесей песка и нефти до смешения и исходные массы смесей песка и нефти (до добавления рамнолипидов). Данные пробы смешивались с раствором рамнолипидов в пропорции 1 объём смеси песка и нефти к 5 объёмам раствора рамнолипидов. Эксперимент проводили в трёх повторениях, все пробы после смешения с раствором рамнолипидов выдерживались по 24 ч. В качестве контроля вместо раствора рамнолипидов использовали дистиллированную воду. Жидкость сливалась, выполнялась сушка песка. Определялась масса смеси. Отмывающую способность оценивали по убыли массового содержания нефти в образце смеси.

Статистическая обработка полученных данных. Отмывающую способность растворов рамнолипидов и массу экстрагированных рамнолипидов определяли трижды, рассчитывали среднее значение и стандартное отклонение. Значимость различий оценивали с помощью коэффициента Стьюдента при уровне доверительной вероятности P=0,95.

Результаты и обсуждение

Полученные трансформанты проверяли на наличие вставки кластера генов *rhlAB*, для

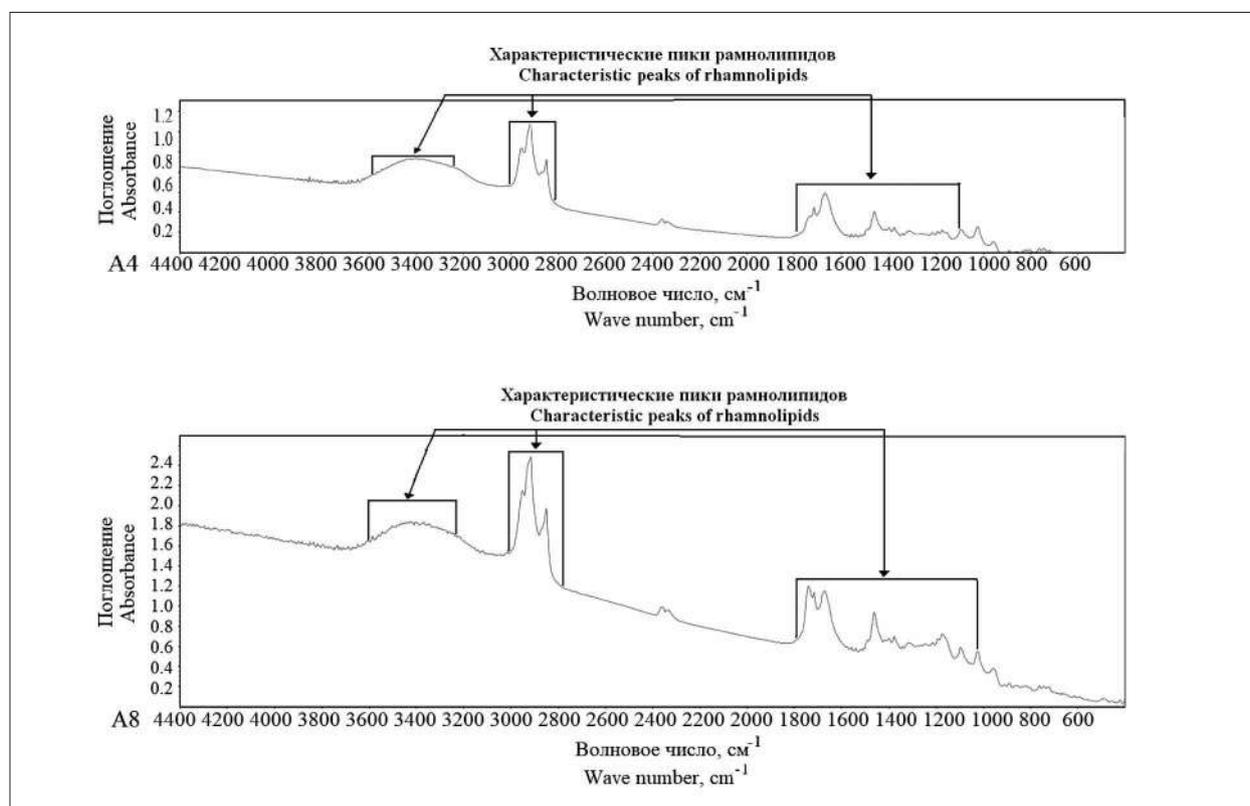


Рис. ИК-спектры полученных экстрактов из культуральных жидкостей трансформантов А4 и А8
 Fig. IR spectra of the extracts obtained from the culture fluids of the A4 and A8 transformants

подтверждённых трансформантов проводили качественную оценку с использованием цетилтриметиламмония бромид и метиленового синего путём наблюдения образования голубого осадка на стенках и на дне пластиковой пробирки, а секреция целевых продуктов подтверждалась ИК-Фурье спектрометрией.

Были получены 20 культур трансформантов: А1–А20, которые были проверены на наличие вставки при помощи ПЦР-анализа. Положительный результат показали 7 из них: А3, А4, А8, А13, А14, А18, А19.

Содержащие целевую вставку трансформанты были отобраны для качественного теста с использованием цетилтриметиламмония бромид и метиленового синего на появление специфического осадка. Характерный осадок выявлен в образцах бесклеточной культуральной жидкости трансформантов А4 и А8.

Были получены ИК-спектры высушенных экстрактов из культуральных жидкостей трансформантов А4 и А8 (рис.).

Полученные ИК-спектры содержат характерные пики (рис.), которые подтверждают присутствие в анализируемых пробах рамнолипидов: -ОН (3600–3200 см⁻¹), -С-Н (3000–2800 см⁻¹), С=О (1800–1600 см⁻¹), -С-Н (1500 см⁻¹), -ОН-С-Н (1300 см⁻¹), С-О (1050 см⁻¹).

На следующем этапе исследований была измерена продуктивность трансформантов А4 и А8 на различных субстратах. Для этого были выбраны сахар глюкоза, многоатомные спирты (маннитол и глицерин). Глюкозу и многоатомные спирты добавляли в жидкую питательную среду с дрожжевым экстрактом и одним из четырёх источников азота в таком количестве, чтобы концентрация анализируемого субстрата составила не менее 5% от массы. В качестве источников азота использовали пептон, гидролизат казеина, калия нитрат, аммония сульфат. Был проведён анализ изменения продукции рамнолипидов в зависимости от выбора источника углерода и источника азота (табл. 1).

Пептон и маннитол были определены в качестве подходящих источников азота и углерода для получения рамнолипидов при использовании продуцентов А4 и А8.

Проанализировано изменение выхода рамнолипидов у продуцентов в зависимости от температуры (25–30 °С) и кислотности среды (рН 4–7) (табл. 2).

Максимальные значения продуктивности наблюдались у продуцента А4: при температуре 30 °С и рН 5, у продуцента А8: при 25 °С и рН 5. При этом при температуре 30 °С, при всех значениях рН, у обоих продуцентов фиксировались высокие значения продуктивности.

Таблица 1 / Table 1

Продукция рамнолипидов двумя штаммами трансформантов в зависимости от разных сочетаний в среде источников азота и углерода, мг/мл / Rhamnolipid production by two transformant strains depending on different combinations of nitrogen and carbon sources in the medium, mg/mL

Продуцент Producer	Источник углерода (5% от массы) Carbon source (5% by weight)	Продукция рамнолипидов при использовании различных источников азота (1% от массы) Rhamnolipid production using different nitrogen sources (1% by weight)			
		пептон Peptone	гидролизат казеина Casein hydrolysate	калия нитрат Potassium nitrate	аммония сульфат Ammonium sulfate
A4	Глюкоза / Glucose	3,8±0,8	5,1±0,4	6,3±1,2	2,0±0,9
	Глицерин / Glycerol	6,5±0,6	3,5±1,0	8,0±0,9	7,1±1,7
	Маннитол / Mannitol	7,0±1,0	7,0±0,4	6,0±1,7	6,5±1,3
A8	Глюкоза / Glucose	3,1±1,0	4,3±0,3	3,5±1,0	4,1±2,6
	Глицерин / Glycerol	3,8±0,9	3,5±0,5	2,1±0,7	2,8±1,1
	Маннитол / Mannitol	4,3±0,6	3,6±0,4	2,8±0,7	1,8±0,4

Таблица 2 / Table 2

Продукция рамнолипидов на маннитно-пептонной среде в зависимости от разных сочетаний температур и кислотности среды, мг/мл / Rhamnolipid production on mannitol-peptone medium depending on different combinations of temperatures and acidity of the medium, mg/mL

Продуцент Producer	Температура, °C Temperature, °C	Продукция рамнолипидов при различных значениях pH среды Rhamnolipid production at different pH values			
		4	5	6	7
A4	25	1,6±0,5	2,3±0,8	12,0±1,6	7,0±1,6
	27	3,0±1,0	1,6±0,5	6,6±0,5	9,8±0,7
	30	9,1±0,7	139,3±20,1	58,3±0,5	37,1±0,7
A8	25	6,1±2,3	13,0±1,0	5,0±1,0	8,6±1,8
	27	1,8±0,7	4,8±0,5	1,6±0,5	9,1±0,4
	30	5,8±0,4	5,6±0,5	9,8±0,4	7,8±0,8

Таблица 3 / Table 3

Результаты тестирования раствора рамнолипидов на отмывающую способность (на примере отмывки песка от нефти) / Results of testing a rhamnolipid solution for its emulsifying activity: case study of sand washing from oil

Раствор рамнолипидов продуцента Rhamnolipid solutions of producer	Концентрация рамнолипидов в растворе, мг/мл Rhamnolipids concentration in the solution, mg/mL	Убыль массы смеси, г Mixture mass loss, g	Отмывающая способность, EI ₂₄ , % Emulsifying activity, EI ₂₄ , %
A4	8	3,100±0,130	93,9±1,5
A8	22	3,190±0,050	96,7±1,5
Контроль (дистиллированная вода) / Control (distilled water)	0	0,070±0,004	2,12±0,13

сировались значения продуктивности выше тех, которые отмечались до оптимизации условий культивирования.

Был проведён эксперимент по оценке отмывающей способности рамнолипидов. В результате были получены следующие результаты (табл. 3).

Средние значения отмывающей способности растворов рамнолипидов продуцентов A4 и A8 соответственно составили: 93,9±1,5%,

96,7±1,5%. Данные значения значительно превышают массу сырой нефти, вымытой дистиллированной водой: 2,12% от исходной массы сырой нефти в образце.

Полученные в ходе данной работы гетерологичные продуценты содержат в составе генетической конструкции искусственный промотор и кластер генов *rhlAB*. Генетические конструкции для производства рамнолипидов в основном включают в свою структуру кластер

генов *rhLAB*, который ответственен за биосинтез рамнолипидов [9]. Искусственные промоторы используются значительно реже, чем нативные [9, 10]. Искусственные промоторы обладают важным преимуществом – они не требуют наличия индукторов вне зависимости от того, добавляются они в среду или их способны образовывать сами гетерологичные продуценты [9].

Максимальная продуктивность гетерологичных продуцентов ограничивается биологическими возможностями продуцента в аспекте производства предшественников рамнолипидов, имеющих один метаболический путь с биосинтезом предшественников липополисахарида [9].

В ходе данной работы было определено, что выход рамнолипидов у гетерологичных продуцентов подчинён сложной зависимости, которая включает в себя природу компонентов среды, температуру и pH.

Заключение

Таким образом, трансформация *Acetobacter acetii* AIC1824 оказалась успешной. При помощи ПЦР было подтверждено наличие вставки кластера генов *rhLAB*. Наличие рамнолипидов в экстрактах культуральной жидкости подтверждено при помощи ИК-Фурье спектроскопии. Получены гетерологичные продуценты А4 и А8. Установлено, что гетерологичные продуценты обеспечивают максимальную продуктивность на среде, содержащей маннит и пептон. Оптимальным значением pH для культивирования продуцентов является 5,0. Оптимальная температура культивирования для А4 – 30 °С, для А8 – 25 °С. В оптимальных условиях значения продукции у гетерологичных продуцентов составили 139,3±20,1 и 13,0±1,0 мг/мл соответственно для трансформантов А4 и А8.

Рамнолипиды полученных гетерологичных продуцентов проявили высокую отмывающую способность в отношении сырой нефти, которая составила 93,9±1,5% для трансформанта А4 и 96,7±1,5% для трансформанта А8, что дает возможность в дальнейшем рассматривать их как высокоэффективное средство для очистки грунтов, загрязнённых нефтью и нефтепродуктами.

References

1. Adu S.A., Twigg M.S., Naughton P.J., Marchant R., Banat I.M. Glycolipid biosurfactants in skincare applications: challenges and recommendations for future ex-

ploitation // *Molecules*. 2023. V. 28. No. 11. P. 137–152. doi: 10.3390/molecules28114463

2. Cerqueira Dos Santos S., Araújo Torquato C., de Alexandria Santos D., Orsato A., Leite K., Serpeloni J.M., Losi-Guembarovski R., Romão Pereira E., Dyna A.L., Lopes Barboza M.G., Fernandes Arakawa M.H., Pires Bitencourt J.A., da Cruz Silva S., da Silva Sá G.C., Dias Rodrigues P., Quintella C.M., Faccin-Galhardi L.C. Production and characterization of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* isolated in the Amazon region, and potential antiviral, antitumor, and antimicrobial activity // *Sci. Rep.* 2024. V. 14. No. 1. Article No. 4629. doi: 10.1038/s41598-024-54828-w

3. Rahman K.S., Banat I.M., Thahira J., Thayumanavan T., Lakshmanaperumalsamy P. Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith and rhamnolipid biosurfactant // *Bioresour. Technol.* 2002. V. 81. No. 1. P. 25–32. doi: 10.1016/s0960-8524(01)00105-5

4. Hosseini S., Sharifi R., Habibi A., Ali Q. Molecular identification of rhamnolipids produced by *Pseudomonas oryzihabitans* during biodegradation of crude oil // *Front. Microbiol.* 2024. V. 15. Article No. 1459112. doi: 10.3389/fmicb.2024.1459112

5. Twigg M.S., Tripathi L., Zompra A., Salek K., Irorerer V.U., Gutierrez T., Spyroulias G.A., Marchant R., Banat I.M. Identification and characterization of short chain rhamnolipid production in a previously uninvestigated, non-pathogenic marine pseudomonad // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2018. V. 102. No. 19. P. 8537–8549. doi: 10.1007/s00253-018-9202-3

6. Tiso T., Ihling N., Kubicki S., Biselli A., Schonhoff A., Bator I., Thies S., Karmainski T., Kruth S., Willenbrink A.L., Loeschcke A., Zapp P., Jupke A., Jaeger K.E., Büchs J., Blank L.M. Integration of genetic and process engineering for optimized rhamnolipid production using *Pseudomonas putida* // *Front. Bioeng. Biotechnol.* 2020. V. 8. Article No. 976. doi: 10.3389/fbioe.2020.00976

7. Abdel-Mawgoud A.M., Lépine F., Déziel E. Rhamnolipids: diversity of structures, microbial origins and roles // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2010. V. 86 No. 5. P. 1323–1336. doi: 10.1007/s00253-010-2498-2

8. Euston S.R., Banat I.M., Salek K. Congener-dependent conformations of isolated rhamnolipids at the vacuum-water interface: A molecular dynamics simulation // *Journal of Colloid Interface Science.* 2021. V. 585. P. 148–157. doi: 10.1016/j.jcis.2020.11.082

9. Wittgens A., Rosenau F. Heterologous rhamnolipid biosynthesis: advantages, challenges, and the opportunity to produce Tailor-Made rhamnolipids // *Front. Bioeng. Biotechnol.* 2020. V. 8. Article No. 594010. doi: 10.3389/fbioe.2020.594010

10. Baramzin M.N., Litvinets S.G., Martinson E.A. Obtaining heterologous rhamnolipid producers for industrial production of highly-effective biosurfactant // *Theoretical and Applied Ecology*. 2024. No. 2. P. 135–142 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-2-135-142

11. Beuker J., Barth T., Steier A., Wittgens A., Rosenau F., Henkel M., Hausmann R. High titer heterologous rhamnolipid production // *AMB Express*. 2016. V. 6. No. 1. Article No. 124. doi: 10.1186/s13568-016-0298-5
12. Zhao F., Wu Y., Wang Q., Zheng M., Cui Q. Glycerol or crude glycerol as substrates make *Pseudomonas aeruginosa* achieve anaerobic production of rhamnolipids // *Microb. Cell Fact.* 2021. V. 20. No. 1. Article No. 185. doi: 10.1186/s12934-021-01676-2
13. Baskaran S.M., Zakaria M.R., Mukhlis Ahmad Sabri A.S., Mohamed M.S., Wasoh H., Toshinari M., Hassan M.A., Banat I.M. Valorization of biodiesel side stream waste glycerol for rhamnolipids production by *Pseudomonas aeruginosa* RS6 // *Environ. Poll.* 2021. V. 276. Article No. 116742. doi: 10.1016/j.envpol.2021.116742
14. Nasir M.S., Yahya A.R.M., Noh N.A.M. Agro-industrial wastes as potential substrates for rhamnolipid production by *Pseudomonas aeruginosa* USM-AR // *Trop. Life Sci. Res.* 2024. V. 35. No. 1. P. 33–47. doi: 10.21315/tlsr2024.35.1.3
15. Habibah F.F., Ivansyah A.L., Ivan S., Hertadi R. Graphene quantum dots functionalised with rhamnolipid produced from bioconversion of palm kernel oil by *Pseudomonas stutzeri* BK-AB12MT as a photocatalyst // *RSC Advances*. 2023. V. 13 No. 5. P. 2949–2962. doi: 10.1039/d2ra05967c
16. Arnold S., Henkel M., Wanger J., Wittgens A., Rosenau F., Hausmann R. Heterologous rhamnolipid biosynthesis by *P. putida* KT2440 on bio-oil derived small organic acids and fractions // *AMB Express*. 2019. V. 9. No. 1. Article No. 80. doi: 10.1186/s13568-019-0804-7
17. Naktinis V.I., Maleeva N.E., Sanko V.F., Mirzabekov A.D. Two simple methods of DNA isolation from various sources using cetavlon // *Biokhimiia*. 1977. V. 42. No. 10. P. 1783–1790 (in Russian).
18. Evrogen. Basic properties of pAL2-T vector [Internet resource] <https://evrogen.ru/kit-usermanuals/pAL2-T.pdf> (Accessed: 05.09.2024).
19. Asif A., Mohsin H., Tanvir R., Rehman Y. Revisiting the mechanisms involved in calcium chloride induced bacterial transformation // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8. Article No. 2169. doi:10.3389/fmicb.2017.02169
20. George S., Jayachandran K. Production and characterization of rhamnolipid biosurfactant from waste frying coconut oil using a novel *Pseudomonas aeruginosa* D // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2013. V. 114. No. 2. P. 373–383. doi: 10.1111/jam.12069
21. Dabaghi S., Ataei S.A., Taheri A. Production of rhamnolipid biosurfactants in solid-state fermentation: process optimization and characterization studies // *BMC Biotechnology*. 2023. V. 23. No. 1. Article No. 2. doi: 10.1186/s12896-022-00772-4
22. Eslami P., Hajfarajollah H., Bazsefidpar S. Recent advancements in the production of rhamnolipid biosurfactants by *Pseudomonas aeruginosa* // *RSC Advances*. 2020. V. 10. No. 56. P. 34014–34032. doi: 10.1039/d0ra04953
23. Cooper D.G., Goldenberg B.G. Surface-active agents from two *Bacillus* species // *Appl. Environ. Microbiol.* 1987. V. 53. No. 2. P. 224–229. doi: 10.1128/aem.53.2.224-229.1987

Применение наночастиц магнетита для извлечения вольфрама из водных растворов

© 2025. Н. В. Подвальная¹, к. х. н., с. н. с.,
Ю. А. Бахтеева², к. х. н., с. н. с., М. С. Филинкова², аспирант, м. н. с.,
И. В. Медведева^{2,3}, д. ф.-м. н., в. н. с., профессор,
В. Т. Суриков¹, вед. инженер, И. В. Бызов², н. с.,

¹Институт химии твердого тела УрО РАН,
620990, Россия, г. Екатеринбург, ул. Первомайская, д. 91,

²Институт физики металлов им. М.Н. Михеева УрО РАН,
620108, Россия, г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, д. 18,

³Уральский государственный горный университет,
620144, Россия, г. Екатеринбург, ул. Куйбышева, д. 30,
e-mail: podnat@inbox.ru

Изучены физико-химические закономерности магнитной сепарации ионов вольфрама(VI) из водных растворов. В качестве адсорбента использованы наночастицы магнетита Fe_3O_4 , полученные методом химического осаждения. Установлено, что эффективное извлечение ионов вольфрама(IV) ($C_{w0}=0,5$ мг/л) из водных растворов наблюдается при pH 5, концентрации магнетита 20 мг/л и времени контакта раствора с сорбентом в течение 1 часа. Величина максимальной адсорбционной ёмкости магнетита при pH 5 составляет 270 мг/г. Показано, что добавка соли NaCl не оказывает существенного влияния на эффективность извлечения ионов вольфрама из водных растворов, а присутствие Na_2SO_4 приводит к снижению эффективности адсорбции и их извлечения. Предложенный подход, сочетающий адсорбцию и магнитную сепарацию для извлечения ионов вольфрама(VI) из водных растворов, удовлетворяет современным принципам «зелёных технологий» и может быть перспективен в практике водоочистки благодаря простоте и технологичности его реализации.

Ключевые слова: магнетит, ионы вольфрама, очистка воды, адсорбция, магнитная сепарация.

Application of magnetite nanoparticles for tungsten extraction from aqueous solutions

© 2025. N. V. Podvalnaya¹ ORCID: 0000-0001-5993-3591, Yu. A. Bakhteeva² ORCID: 0000-0002-9132-0143,
M. S. Filinkova² ORCID: 0000-0002-7755-9828, I. V. Medvedeva^{2,3} ORCID: 0000-0001-8105-5641,
V. T. Surikov¹ ORCID: 0000-0003-0414-9139, I. V. Byzov² ORCID: 0000-0003-1940-4892,

¹Institute of Solid State Chemistry, Ural Branch, Russian Academy of Sciences,
91, Pervomayskaya St., Yekaterinburg, Russia, 620990,

²Mikheev Institute of Metal Physics, Ural Branch, Russian Academy of Sciences,
18, S. Kovalevskoy St., Yekaterinburg, Russia, 620108,

³Ural State Mining University,
30, Kuibysheva St., Yekaterinburg, Russia, 620144,
e-mail: podnat@inbox.ru

Magnetite nanoparticles Fe_3O_4 synthesized by chemical precipitation were used for the magnetic extraction of tungsten(VI) ions ($C_{w0}=0.5$ mg/L) from aqueous solutions. At the first stage, tungsten ions were sorbed by magnetite particles. Then the sorbent was removed from aqueous solutions by magnetic filtration. We studied the pH of the solution, Fe_3O_4 concentration, and the contact time between the target ions and the added MNP effect on the efficiency of tungsten ions magnetic extraction from aqueous solutions. The tungsten removal was strongly dependent on pH of the aqueous solution. The magnetic extraction maximum value (0.0005 mg/L) was observed at pH 5, 20 mg/L magnetite concentration and within 1 hour contact time. The maximum adsorption capacity of Fe_3O_4 was 270 mg/g at pH 5. The obtained value of adsorption capacity is 6 times higher than that known in the literature for other sorbents. This is probably due to the MNP large specific surface area. It was shown that tNaCl addition did not significantly change the efficiency of tungsten ions extraction, as well as Na_2SO_4 presence in aqueous solution the extraction efficiency. These results can be explained

by a change in the MNP surface charge in the presence of anions in aqueous solutions. This method of tungsten (VI) ions magnetic extraction from aqueous solutions satisfies to modern principles of “green technologies” and ensures effectiveness and simplicity of implementation.

Keywords: magnetite, tungsten ions, water purification, adsorption, magnetic separation.

Вольфрам, благодаря твёрдости, высокой температуре плавления и химической устойчивости в различных средах, используется во многих технологиях металлургической, электротехнической и химической промышленности, что приводит к его присутствию в производственных отходах и, в конечном итоге, в окружающей среде (ОС). Проведённые в последние годы исследования доказали вред, наносимый вольфрамом ОС, животным, растениям и микроорганизмам [1–5]. Как и многие другие тяжёлые металлы (ТМ), вольфрам токсичен, внимание к его токсичной природе особенно усилилось после вспышки лейкемии в Неваде, США [6].

Согласно экологическим нормативам Российской Федерации, вольфрам относится к веществам 2-го класса опасности, и для него установлены строгие гигиенический и экологический нормативы. Согласно СанПиН 2.1.4.559-96, значение предельно-допустимой концентрации (ПДК) вольфрама в питьевой воде составляет 0,05 мг/л, а приказом Госкомрыболовства РФ № 25 от 20.01.2010 г. в водных объектах рыбохозяйственного и культурно-бытового назначения установлена величина $ПДК_{рх} = 0,0008$ мг/л.

В настоящее время для удаления ТМ из производственных сточных вод предложено несколько технологий водоочистки, включая мембранное разделение [7, 8], электролиз [9, 10] и фотокатализ [11–13]. Наиболее перспективным является метод адсорбции, который широко используется для удаления многих ТМ, благодаря его высокой эффективности и простоте реализации [14–18].

В литературе представлены исследования по адсорбции ионов вольфрама в воде различными сорбентами. Нанокристаллический айоваит [19], бёмит [20], синтетический биосорбент в виде монтмориллонитовой глины, покрытой хитозаном [21], и пирит [22], использованные в качестве сорбентов ионов вольфрама, обеспечивают адсорбционную ёмкость 71,9 мг/г; 35 мг/г; 23,9 мг/г и 13,2 мг/г, соответственно. Имеются данные об использовании композитов кремнезёма, модифицированных смолой на основе диаминов [23], углеродной ткани, обработанной серной

кислотой [24], пиролизного угля из рисовой шелухи [25].

Следует иметь в виду, что важной стадией технологии сорбционной водоочистки является полное отделение сорбента от воды после выполнения его функций. Обычно это обеспечивается на последующем этапе механической очистки – фильтровании и гравитационном или центробежном осаждении. Наиболее активные порошковые сорбенты с частицами нано- и микронного масштаба сложно отделять от воды такими методами вследствие термических флуктуаций движения малых частиц при комнатных температурах. Добавление стадии коагуляции для связывания мелких частиц эффективно, но ведёт к возрастанию объёма осадка водоочистки.

При разработке промышленных методов очистки воды от ТМ необходимо учитывать современные требования, предъявляемые к природоохранным технологиям, такие как малые количества и экологическая безвредность добавляемых реактивов и сорбентов, малые объёмы образующихся отходов и энергосберегающие технологии водоочистки. Эти требования могут быть в значительной мере удовлетворены при использовании нового метода магнитной сепарации [26–28]. В этой технологии в качестве агентов водоочистки используются магнитные наночастицы с последующим извлечением их под действием магнитного поля. В последние годы активно ведётся поиск магнитных частиц, которые, с одной стороны, способны активно сорбировать целевые примеси в воде, и, с другой стороны, достаточно легко извлекаются из воды в процессе магнитной сепарации. Для магнитной составляющей чаще всего используются доступные и недорогие железосодержащие материалы, обладающие достаточно высокой намагниченностью, в частности, магнетит – Fe_3O_4 . Эффективное связывание примесей с поверхностью частиц обеспечивается при малом размере частиц сорбентов, причём частицы магнетита могут вступать в реакцию с загрязняющими ионами как за счёт электростатических, так и за счёт химических взаимодействий [29–31]. Применение магнитных наносорбентов с возможностью их магнитной се-

парации в водоочистных и других технологиях приводит к значительному снижению объёма осадка и помогает обеспечивать требования к современным природоохранным технологиям [32, 33]. Показана возможность применения магнетита, покрытого полиэтиленгликолем, для удаления ионов вольфрама из водной среды и определена величина сорбционной ёмкости магнитного сорбента, равная 43,24 мг/г [34]. Недостатками этого способа является проведение сорбции в сильно-кислой среде при pH 2, а также сложный состав и способ синтеза сорбента, которые ограничивают возможность широкого применения этого метода в реальных промышленных условиях для сорбции вольфрама.

Цель настоящей работы – разработка экологичного и технологически простого способа извлечения вольфрама(VI) из водных растворов с использованием в качестве сорбента наночастиц магнетита Fe_3O_4 методом магнитной сепарации.

Объекты и методы исследования

В ходе исследования изучали влияние добавок солей, присутствующих в технологических водных стоках, на эффективность сорбции вольфрама. В качестве исходных веществ использовали соль Мора $FeSO_4 \cdot (NH_4)_2SO_4 \cdot 6H_2O$ (чда), нитрат железа $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ (осч), $Na_2WO_4 \cdot 2H_2O$ (хч), $NaCl$ (чда) и Na_2SO_4 (хч). Для регулирования величины pH раствора использовали 1М раствор соляной кислоты HCl и 1М раствор аммиака NH_4OH .

Магнитные наночастицы Fe_3O_4 (МНЧ) были получены методом химического осаждения. Навески $FeSO_4 \cdot (NH_4)_2SO_4 \cdot 6H_2O$ и $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ в соотношении 1:2 растворяли в воде, приготовленные растворы смешивали и по каплям добавляли раствор NH_4OH до установления величины pH 10. Полученные частицы Fe_3O_4 осаждали в градиенте магнитного поля и промывали дистиллированной водой.

Аттестацию продукта реакции выполняли рентгенофазовым анализом (РФА) на дифрактометре XRD 7000 (Shimadzu, Япония) (CuK_α -излучение, $\lambda=1,5418 \text{ \AA}$). Средний кристаллический размер МНЧ определялся из уравнения Шеррера: $D_{hkl}=k\lambda/(\Delta(2\theta)\cdot\cos\theta)$, где D_{hkl} – размеры кристаллитов, k – безразмерный коэффициент формы частиц, равный 0,9 (постоянная Шеррера), $\Delta(2\theta)$ – полуширина угла дифракции, θ – брегговский угол, λ – длина волны рассеянного излучения.

Текстурные характеристики МНЧ (удельную поверхность, пористость) определяли методом низкотемпературной адсорбции азота на анализаторе Gemini VII (Micromeritics, США). Магнитные свойства МНЧ были определены на вибромагнитометре при $T=25 \text{ }^\circ\text{C}$.

Определение дзета-потенциала МНЧ в суспензиях проводилось методом электрофоретического рассеяния света NanoZS (Malvern, Великобритания). Использовался луч He–Ne-лазера с длиной волны $\lambda=633 \text{ нм}$, работающий в режиме обратного рассеяния под углом 173° .

Эксперименты по извлечению ионов вольфрама проводили в объёме раствора $V=50 \text{ мл}$ при $T=25 \text{ }^\circ\text{C}$. Растворы W с исходной концентрацией вольфрама C_{W0} готовили при растворении соли $Na_2WO_4 \cdot 2H_2O$ в дистиллированной воде.

Изучение влияния pH раствора на величину извлечения ионов вольфрама с помощью добавленных магнитных частиц проводили в интервале $pH 2 \leq pH \leq 10$ с шагом 1,0. Эксперименты проводили в растворе W ($C_{W0}=0,5 \text{ мг/л}$), к которому были добавлены МНЧ ($C_{МНЧ}=10 \text{ мг/л}$). Время контакта (t) добавленных частиц магнетита с ионами вольфрама в воде составляло 1 час.

Влияние концентрации магнитного адсорбента на величину извлечения ионов вольфрама изучали при добавлении к раствору W ($C_{W0}=0,5 \text{ мг/л}$) частиц магнетита с различными концентрациями $C_{МНЧ}=3; 5; 10; 15$ или 20 мг/л при $t=1 \text{ час}$, $pH 2$ и 5 .

Влияние времени контакта на величину извлечения ионов вольфрама изучали, добавляя к раствору W ($C_{W0}=0,5 \text{ мг/л}$) МНЧ ($C_{МНЧ}=15 \text{ мг/л}$) и выдерживая полученную суспензию в течение $t=0,25; 0,5; 1; 3; 6 \text{ ч}$ при $pH 5$.

Изотермы адсорбции ($T=25 \text{ }^\circ\text{C}$) были получены в растворах W с $C_{W0}=0,5; 1; 3; 5$ и 10 мг/л при добавлении МНЧ ($C_{МНЧ}=20 \text{ мг/л}$) при $t=1 \text{ час}$, $pH 5$.

Влияние мешающих ионов на извлечение W оценивали в присутствии ионов Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} . Растворы солей с концентрациями 1 и 100 мМ готовили при растворении соответствующих количеств $NaCl$ и Na_2SO_4 в дистиллированной воде. К раствору соли добавляли раствор W ($C_{W0}=0,5 \text{ мг/л}$) и МНЧ ($C_{МНЧ}=20 \text{ мг/л}$), выдерживали суспензию в течение $t=1 \text{ час}$ при $pH 5$.

После выдержки суспензии в течение заданного времени частицы отделяли от водного раствора методом магнитной фильтрации [35].

Суспензию МНЧ с помощью перистальтического насоса прокачивали через магнитный фильтр, состоящий из цилиндра, наполненного волокнами из стальной проволоки. Кольцевой постоянный магнит из NdFeB создавал внутри фильтра постоянное магнитное поле с $B_{\max}=1,2$ Тл и $\text{grad}B_{\max}=(2-4)\cdot 10^3$ Тл/м (по оценкам из других исследований магнитной фильтрации) [36].

Определение остаточной концентрации вольфрама (C_{We}) в растворе проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на масс-спектрометре ELAN 9000 (PerkinElmer-Sciex, США). Для измерений использовали наиболее представительный (30,64%) однозарядный ион изотопа $^{184}\text{W}^+$. Относительная погрешность определения C_{We} в растворе при концентрациях вольфрама (0,001–1,000 мг/л) по результатам трёх параллельных измерений составляла 20%.

Адсорбционную ёмкость q_e рассчитывали по уравнению:

$$q_e = \frac{(C_{W0} - C_{We})V}{m}, \quad (1)$$

где C_{W0} – начальная концентрация W (VI), мг/л; C_{We} – остаточная концентрация W (VI), мг/л; V – объём раствора, л; m – масса адсорбента (МНЧ), г.

Результаты и обсуждение

На рисунке 1а приведена дифрактограмма синтезированного Fe_3O_4 . Все дифракционные пики индексируются в кубической решётке (пр. гр. **Fd-3m**) и **согласуются с литературными** данными для Fe_3O_4 (ICSD № 85-1436). Средний размер частиц, рассчитанный с использованием уравнения Шеррера, в результате анализа рефлексов (220), (311), (400), (422), (511) и (440), равен 9,8 нм.

На рисунке 1б представлены изотермы низкотемпературной адсорбции азота частицами магнетита, характеризующие удельную поверхность и пористость МНЧ. Полученные изотермы сорбции относятся к IV типу с петлёй гистерезиса НЗ [37]. Такое поведение характерно для образцов, состоящих из плоскопараллельных частиц, имеющих щелевидные поры. Из изотерм газовой адсорбции азота получено, что удельная поверхность МНЧ составляет 153 м²/г, объём пор – 0,27 см³/г. Для МНЧ наблюдается мономодальное распределение мезопор с преимущественным размером 8 нм.

По кривой намагничивания определена намагниченность насыщения МНЧ, равная

80 А·м²/кг (рис. 1в), что согласуется с литературными данными для наноразмерного Fe_3O_4 [38].

На рисунке 2а представлена зависимость остаточной концентрации вольфрама (C_{We}) от рН после магнитной сепарации в дистиллированной воде ($C_{\text{МНЧ}}=10$ мг/л, время контакта $t=1$ час). Наиболее эффективно извлечение ионов вольфрама происходит при рН ниже 6. На рисунке 2б представлены зависимости C_{We} от концентрации МНЧ в дистиллированной воде при рН 2 и 5 (время контакта $t=1$ час). Максимальная величина извлечения W из водных растворов наблюдается при рН 5 и $C_{\text{МНЧ}}=20$ мг/л. В этих условиях значение остаточной концентрации W составляет 0,0005 мг/л. На рисунке 2в представлена зависимость остаточной концентрации W в дистиллированной воде от времени контакта МНЧ ($C_{\text{МНЧ}}=15$ мг/л, рН 5) с раствором ионов W . Видно, что продолжительность контакта оказывает значительный положительный эффект до 1 часа, дальнейшее увеличение времени контакта не приводит к существенному снижению остаточной концентрации W в растворе.

Величина рН является одним из определяющих факторов эффективной адсорбции ионов W из водных сред. Это, вероятно, связано с электростатическим характером взаимодействия МНЧ и W [34]. В изученном интервале концентраций вольфрама (0,5–10 мг/л) в кислой среде состав раствора представлен преимущественно анионами моновольфрамата (WO_4^{2-}) [39]. В интервале значений рН < 6 величина дзета-потенциала МНЧ принимает положительные значения вследствие протонирования гидроксильных групп на поверхности магнетита (рис. 3, кривая 1). Максимальный положительный заряд МНЧ 25 ± 2 мВ в воде наблюдается при рН 5. На рисунке 3 (кривая 2) показаны значения дзета-потенциала МНЧ в дистиллированной воде в присутствии W ($C_{W0}=0,5$ мг/л). Изменение положительного заряда МНЧ на отрицательный при $4\leq\text{pH}\leq 5$ подтверждает их эффективное взаимодействие с анионами WO_4^{2-} .

На рисунке 4 представлена изотерма адсорбции W на МНЧ при рН 5 и $T=25$ °С. Для описания изотермы была использована классическая модель Ленгмюра для мономолекулярной адсорбции [30]:

$$q_e = \frac{q_m b C_{We}}{1 + b C_{We}}, \quad (2)$$

где q_e – ёмкость адсорбционного монослоя сорбента, мг/г; q_m – максимальная адсорбци-

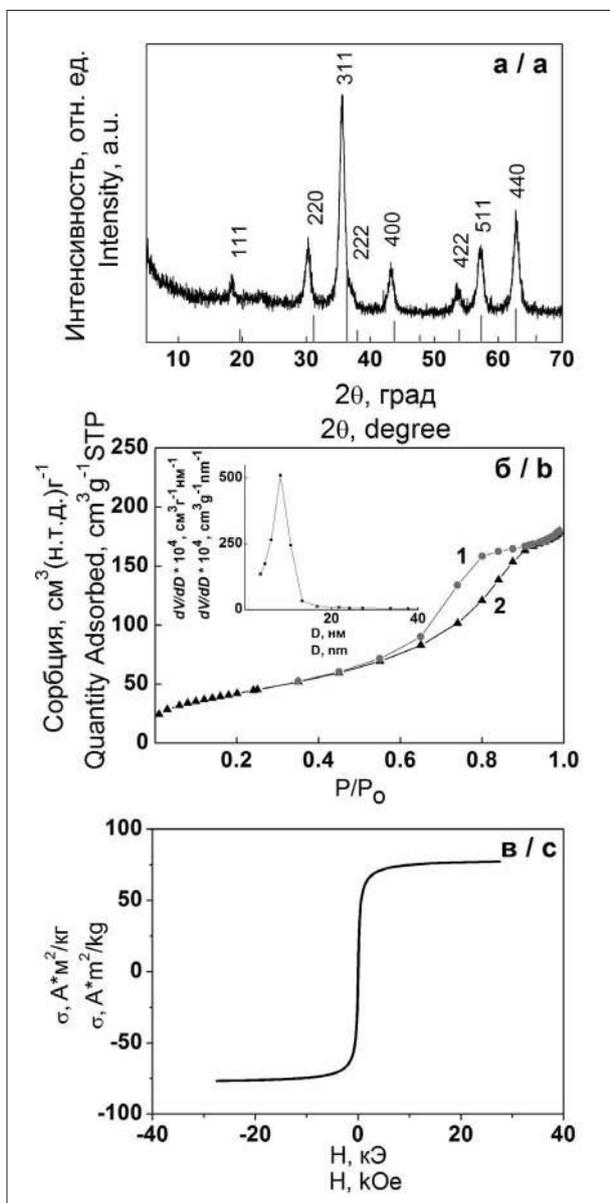


Рис. 1. Дифрактограмма (а); изотермы низкотемпературной адсорбции азота (1 – адсорбция, 2 – десорбция), кривая распределения пор по размерам (вставка) (б); кривая намагничивания при T=25 °С (в) порошка наночастиц Fe₃O₄.
Fig. 1. X-ray diffraction pattern (a); N₂ sorption isotherms (1 – adsorption, 2 – desorption), pore size distribution curve (insert) (b); magnetization curve at T=25 °C (c) of the Fe₃O₄ magnetic nanoparticles (MNP) powder

онная ёмкость, мг/г; *b* – константа адсорбционного равновесия, л/мг; *C_{We}* – остаточная концентрация W, мг/л.

Параметры изотермы Ленгмюра могут быть получены из линеаризованной формы уравнения (2):

$$\frac{C_{We}}{q_e} = \frac{C_{We}}{q_m} + \frac{1}{(bq_m)} \quad (3)$$

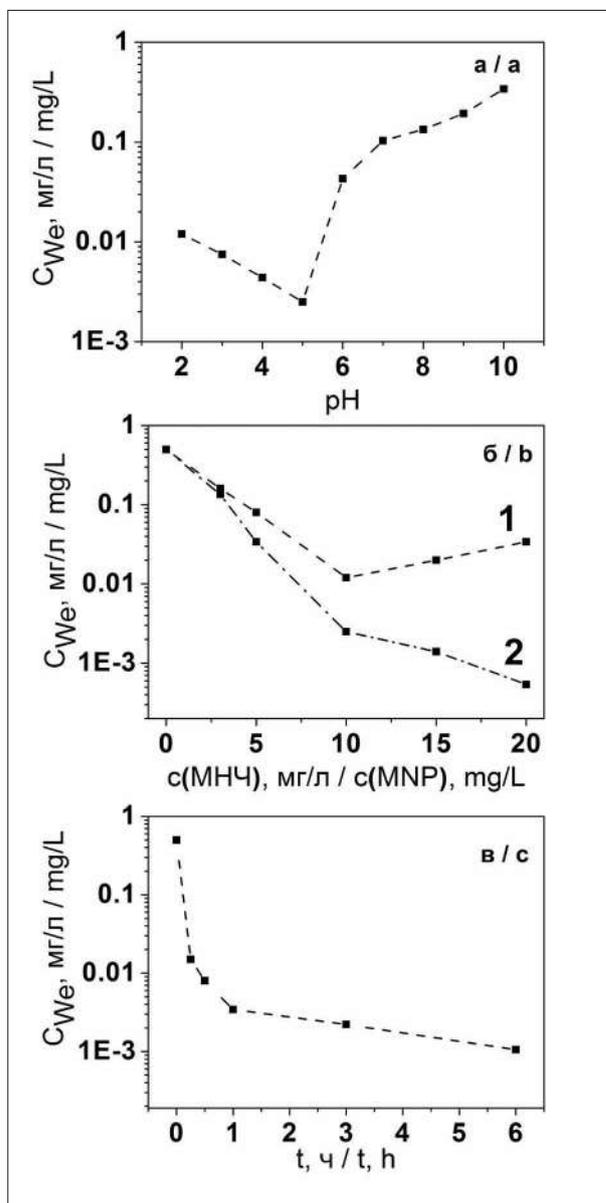


Рис. 2. Зависимость остаточной концентрации вольфрама, *C_{We}*: а) от pH водного раствора, *C_{МНЧ}*=10 мг/л; б) от концентрации МНЧ при pH 2 (1), pH 5 (2); в) от времени контакта, *C_{МНЧ}*=15 мг/л, pH 5. *C_{wo}*=0,5 мг/л
Fig. 2. Dependences of tungsten residual concentration, *C_{We}*, in aqueous solution: a) on pH, *C_{MNP}*=10 mg/L; б) on MNP concentration at pH 2 (1), pH 5 (2); c) on preliminary exposure time, *C_{MNP}*=15 mg/L, pH 5. *C_{wo}*=0.5 mg/L

На основе экспериментальных данных были рассчитаны значения параметра *C_{We}*/*q_e* и построена его зависимость от *C_{We}* (рис. 4, вставка). Видно, что точки могут быть аппроксимированы прямой. Это свидетельствует о том, что адсорбция ионов вольфрама магнитными частицами может быть описана изотермой Ленгмюра. Из линейной зависимости *C_{We}*/*q_e* от *C_{We}* можно определить значения *q_m*.

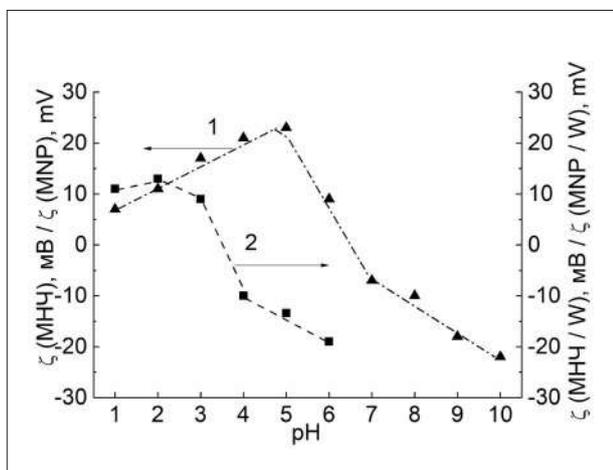


Рис. 3. Зависимость дзета-потенциала МНЧ от величины рН: в дистиллированной воде (1); в водном растворе Na_2WO_4 (2). $C_{\text{МНЧ}}=10$ мг/л, $C_{\text{WO}}=0,5$ мг/л / **Fig. 3.** Dependence of MNPs zeta-potential on pH in distilled water (1); in Na_2WO_4 aqueous solution (2). $C_{\text{MNP}}=10$ mg/L, $C_{\text{WO}}=0.5$ mg/L

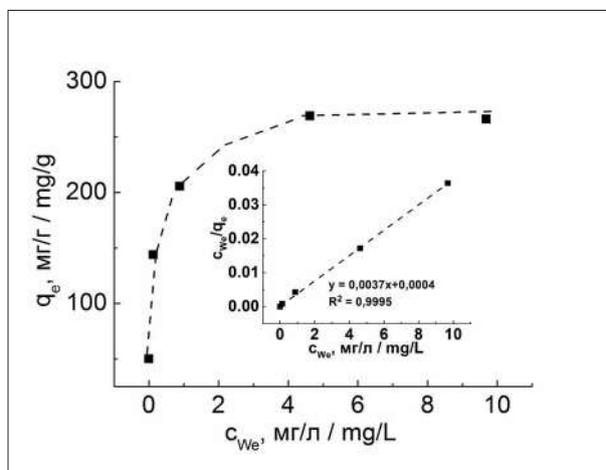


Рис. 4. Изотерма адсорбции ионов вольфрама на МНЧ при рН 5. Вставка – экспериментальные данные по сорбции ионов вольфрама на МНЧ в координатах уравнения (3) / **Fig. 4.** Sorption isotherm for W on MNPs at pH 5. Insert – Langmuir adsorption isotherm

Максимальная адсорбционная ёмкость МНЧ, рассчитанная по полученным данным, составляет 270 мг/г.

Полученная величина сорбционной ёмкости значительно выше, чем для известных нам из литературы сорбентов вольфрама. Согласно данным [34], сорбционная ёмкость частиц магнетита, покрытых полиэтиленгликолем, составляет 43 мг/г. Вероятно, более низкая величина сорбционной ёмкости магнитных частиц в работе [34] связана с меньшей величиной удельной поверхности этих частиц по сравнению с синтезированными нами МНЧ 16 и 153 м²/г, соответственно. С одной стороны, функционализация поверхности магнетита полиэтиленгликолем может приводить к повышению эффективности взаимодействия магнитного сорбента с ионами вольфрама за счёт наличия дополнительных функциональных групп. С другой стороны, присутствие на поверхности магнетита покрытия на основе полимера может уменьшать пористость сорбента и приводить к снижению величины удельной

поверхности. Кроме того, гидротермальный способ синтеза, предложенный в работе [34], может приводить к укрупнению частиц в процессе синтеза и, как следствие, к уменьшению величины активной поверхности.

Соли, содержащиеся в водных растворах, могут оказывать влияние на эффективность сорбции вольфрама. В таблице представлены значения остаточной концентрации W после магнитной сепарации из водных растворов, содержащих добавки солей NaCl и Na_2SO_4 , при рН 5. Добавление NaCl в раствор W не оказывает заметного влияния на величину сорбции. Присутствие Na_2SO_4 значительно снижает эффективность магнитной сепарации W при повышении концентрации соли до 100 мМ. Эти результаты могут быть объяснены изменением заряда поверхности МНЧ в присутствии анионов в водных растворах [40, 41].

На рисунке 5 представлены зависимости дзета-потенциала МНЧ от концентрации солей, растворённых в воде, при рН 5. Добавление NaCl незначительно понижает заряд

Таблица / Table

Значения остаточной концентрации вольфрама в водных растворах (рН 5, $C_{\text{WO}}=0,5$ мг/л), содержащих примесные соли, после магнитного извлечения
Tungsten residual concentrations in aqueous solutions (pH 5, $C_{\text{WO}}=0.5$ mg/L) with added salts after magnetic separation

Соль / Salt	Концентрация соли, мМ Salt concentration, mM	C_{We} , мг/л / mg/L
NaCl	1	0,0005±0,0002
	100	0,0002±0,0001
Na_2SO_4	1	0,0028±0,0005
	100	0,0245±0,0032

поверхности МНЧ и, как следствие, эффективность извлечения W из растворов не снижается. Добавление Na₂SO₄ приводит к переизрядке поверхности МНЧ от положительного значения к отрицательному. Соответственно, ионы вольфрама, обладающие также отрицательным зарядом, слабо взаимодействуют с МНЧ и эффективность магнитной сепарации W может снижаться.

Таким образом, установленные корреляции между изменением остаточной концентрации вольфрама и дзета-потенциала МНЧ в двух случаях: при изменении рН водного раствора и при добавлении солей NaCl и Na₂SO₄ могут указывать на важную роль механизма электростатического притяжения ионов вольфрама к наночастицам магнетита. Однако на основании полученных данных сделать окончательный вывод о характере взаимодействий этих частиц пока нельзя. Для выявления роли возможного химического взаимодействия между наночастицами магнетита и ионами вольфрама в воде требуются дополнительные исследования.

Заключение

Проведённые исследования позволяют разработать экологичный и технологически простой способ извлечения W из водных растворов с использованием в качестве сорбента наночастиц магнетита Fe₃O₄, синтезированного методом осаждения. Достоинством этого сорбента является достаточно высокая сорбционная ёмкость в сочетании с возможностью его извлечения из воды в процессе магнитной се-

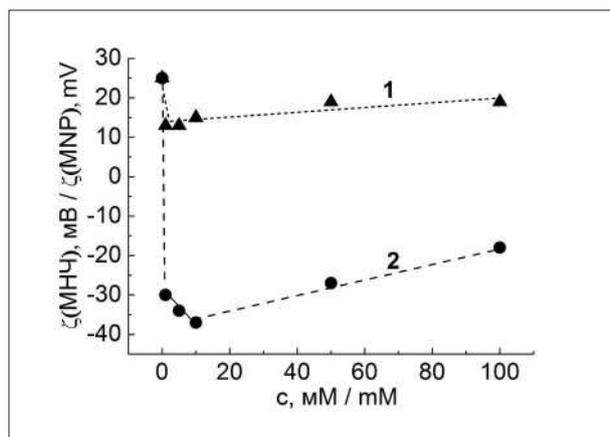


Рис. 5. Зависимость дзета-потенциала МНЧ от концентрации солей NaCl (1), Na₂SO₄ (2) в водных растворах при рН 5

Fig. 5. Dependences of MNPs zeta-potential on concentrations of NaCl (1) and Na₂SO₄ (2) concentrations in aqueous solutions at pH 5

парации, заменяющей стадию традиционной механической очистки. Величина остаточной концентрации вольфрама, которую позволяет получить предложенный способ, ниже значения ПДК_{рх} = 0,0008 мг/л, требуемого для водоёмов рыбохозяйственного значения. Оптимальное значение рН 5, близкое к значению кислотности технологических сточных вод предприятий, производящих вольфрамовую продукцию, обеспечивает экологичность предлагаемого способа, поскольку это позволяет исключить добавки дополнительных реагентов для проведения сорбции. Кроме того, преимуществом предлагаемого способа, помимо простоты, является близость значения кислотности раствора к области нейтральных значений, что обеспечивает снижение износа оборудования в процессах проведения сорбции вольфрама из водных сред.

Работа выполнена в рамках государственного задания Минобрнауки России ИХТТ УрО РАН (№ 124020600024-5) и в рамках государственного задания Минобрнауки России ИФМ УрО РАН.

References

1. Strigul N., Koutsospyros A., Arienti P., Christodoulatos C., Dermatas D., Braida W. Effects of tungsten on environmental systems // *Chemosphere*. 2005. V. 61. No. 2. P. 248–258. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.01.083
2. Thomas V.G., Roberts M.J., Harrison P.T.C. Assessment of the environmental toxicity and carcinogenicity of tungsten-based shot // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2009. V. 72. No. 4. P. 1031–1037. doi: 10.1016/j.ecoenv.2009.01.001
3. Ringelberg D.B., Reynolds C.M., Winfield L.E., Inouye L.S., Johnson D.R., Bednar A.J. Tungsten effects on microbial community structure and activity in a soil // *J. Environ. Qual.* 2009. V. 38. No. 1. P. 103–110. doi: 10.2134/jeq2008.0022
4. Kelly A.D.R., Lemaire M., Young Y.K., Eustache J.H., Guilbert C., Molina M.F., Mann K.K. *In vivo* tungsten exposure alters B-cell development and increases DNA damage in murine bone marrow // *Toxicol. Sci.* 2013. V. 131. No. 2. P. 434–446. doi: 10.1093/toxsci/kfs324
5. Laulitch F., Brocato J., Cartularo L., Vaughan J., Wu F., Kluz T., Sun H., Oksuz B.A., Shen S., Peana M., Medici S., Zoroddu M.A., Costa M. Tungsten-induced carcinogenesis in human bronchial epithelial cells // *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 2015. V. 288. P. 33–39. doi: 10.1016/j.taap.2015.07.003
6. Koutsospyros A., Braida W., Christodoulatos C., Dermatas D., Strigul N. A review of tungsten: from environmental obscurity to scrutiny // *J. Hazard. Mater.* 2006. V. 136. No. 1. P. 1–19. doi: 10.1016/j.jhazmat.2005.11.007

7. Castro-Muñoz R., González-Melgoza L.L., García-Depraect O. Ongoing progress on novel nanocomposite membranes for the separation of heavy metals from contaminated water // *Chemosphere*. 2021. V. 270. Article No. 129421. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129421
8. Kim D., Lim D.S., Lee H.J., Kim I.C., Kwon Y.N., Myung S. Hollow-fiber mixed-matrix membrane impregnated with glutaraldehyde-crosslinked polyethyleneimine for the removal of lead from aqueous solutions // *J. Membr. Sci.* 2022. V. 663. Article No. 121031. doi: 10.1016/j.memsci.2022.121031
9. Liu C., Wu T., Hsu P.C., Xie J., Zhao J., Liu K., Sun J., Xu J., Tang J., Ye Z., Lin D., Cui Y. Direct/alternating current electrochemical method for removing and recovering heavy metal from water using graphene oxide electrode // *ACS Nano*. 2019. V. 13. No. 6. P. 6431–6437. doi: 10.1021/acsnano.8b09301
10. Sun J., Liu L., Yang F. A $\text{WO}_3/\text{PPy}/\text{ACF}$ modified electrode in electrochemical system for simultaneous removal of heavy metal ion Cu^{2+} and organic acid // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 394. Article No. 122534. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122534
11. Cheng L., Liu S., He G., Hu Y. The simultaneous removal of heavy metals and organic contaminants over a $\text{Bi}_2\text{WO}_6/\text{mesoporous TiO}_2$ nanotube composite photocatalyst // *RSC Adv.* 2020. V. 10. No. 36. P. 21228–21237. doi: 10.1039/d0ra03430d
12. Xiao Y., Tan S., Wang D., Wu J., Jia T., Liu Q., Qi Y., Qi X., He P., Zhou M. $\text{CeO}_2/\text{BiOIO}_3$ heterojunction with oxygen vacancies and $\text{Ce}^{4+}/\text{Ce}^{3+}$ redox centers synergistically enhanced photocatalytic removal heavy metal // *Appl. Surf. Sci.* 2020. V. 530. Article No. 147116. doi: 10.1016/j.apsusc.2020.147116
13. Badi M.Y., Esrafil A., Pasalari H., Kalantary R.R., Ahmadi E., Gholami M., Azari A. Degradation of dimethylphthalate using persulfate activated by UV and ferrous ions: optimizing operational parameters mechanism and pathway // *J. Environ. Health Sci. Eng.* 2019. V. 17. No. 2. P. 685–700. doi: 10.1007/s40201-019-00384-9
14. Azari A., Nabizadeh R., Mahvi A.H., Nasser S. Integrated Fuzzy AHP-TOPSIS for selecting the best color removal process using carbon-based adsorbent materials: multi-criteria decision making vs. systematic review approaches and modeling of textile wastewater treatment in real conditions // *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 2022. V. 102. No. 18. P. 7329–7344. doi: 10.1080/03067319.2020.1828395
15. Gaydukova A.M., Kolesnikov V.A., Pokhvalitova A.A. Treatment of electroplating wastewater from metal ions with the use of sorption in static mode and electroflotation // *Theoretical and Applied Ecology*. 2021. No. 4. P. 160–166 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-160-166
16. Glushankova I.S., Kalinina E.V., Demina E.N. Modified sorbents based on soda production sludge for extracting ions of heavy metals from aqueous solutions waste water // *Theoretical and Applied Ecology*. 2018. No. 3. P. 100–108 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-100-108
17. Zazouli M.A., Azari A., Dehghan S., Salmani Malekko-lae R. Adsorption of methylene blue from aqueous solution onto activated carbons developed from eucalyptus bark and *Crataegus oxyacantha* core // *Water Sci. Technol.* 2016. V. 74. No. 9. P. 2021–2035. doi: 10.2166/wst.2016.287
18. Fayazi M., Ghanei-Motlagh M. Enhanced performance of adsorptive removal of dibenzothiophene from model fuel over copper(II)-alginate beads containing polyethyleneterephthalate derived activated carbon // *J. Colloid Interface Sci.* 2021. V. 604. P. 517–525. doi: 10.1016/j.jcis.2021.07.035
19. Cao Y., Guo Q., Shu Z., Jiao C., Luo L., Guo W., Zhao Q., Yin Z. Tungstate removal from aqueous solution by nanocrystalline iowaite: an iron-bearing layered double hydroxide // *Environ. Pollut.* 2019. V. 247. P. 118–127. doi: 10.1016/j.envpol.2019.01.021
20. Hur H., Reeder R.J. Tungstate sorption mechanisms on boehmite: systematic uptake studies and X-ray absorption spectroscopy analysis // *J. Colloid Interface Sci.* 2016. V. 461. P. 249–260. doi: 10.1016/j.jcis.2015.09.011
21. Gecol H., Miakatsindila P., Ergican E., Hiibel S.R. Biopolymer coated clay particles for the adsorption of tungsten from water // *Desalination*. 2006. V. 197. No. 1–3. P. 165–178. doi: 10.1016/j.desal.2006.01.016
22. Cui M., Johannesson K.H. Comparison of tungstate and tetrathiotungstate adsorption onto pyrite // *Chem. Geol.* 2017. V. 464. No. 53. P. 57–68. doi: 10.1016/j.chemgeo.2016.11.034
23. Dinker M.K., Patil N.V., Kulkarni P.S. A diamino based resin modified silica composite for the selective recovery of tungsten from wastewater // *Polym. Int.* 2016. V. 65. No. 12. P. 1387–1394. doi: 10.1002/pi.5189
24. Afkhami A.A., Madrakian T., Amini A. Mo(VI) and W(VI) removal from water samples by acid-treated high area carbon cloth // *Desalination*. 2006. V. 243. No. 1. P. 258–264. doi: 10.1016/j.desal.2008.04.028
25. Dias D., Don D., Jandosov J., Bernardo M., Pinto F., Fonseca I., Sanches A., Caetano P., Lyubchik S., Lapa N. Highly efficient porous carbons for the removal of W(VI) oxyanion from wastewaters // *J. Hazard. Mater.* 2021. V. 412. Article No. 125201. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125201
26. Tatarintseva E.A., Arefieva O.A., Olshanskaya L.N., Petrov A.A., Bugerara F. Extraction of copper and zinc ions from wastewater by a sorbent based on chitosan // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 1. P. 148–153 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-1-148-153
27. Almomani F., Bhosale R., Khraisheh M., Kumar A., Almomani T. Heavy metal ions removal from industrial wastewater using magnetic nanoparticles (MNP) // *Appl. Surf. Sci.* 2020. V. 506. Article No. 144924. doi: 10.1016/j.apsusc.2019.144924
28. Li Xu.-M., Xu G., Liu Yu., He T. Magnetic Fe_3O_4 nanoparticles: synthesis and application in water treat-

- ment // *Nanoscience & Nanotechnology-Asia*. 2011. V. 4. P. 14–24. doi: 10.2174/2210682011101010014
29. Stoian O., Covaliu C.I., Paraschiv G., Catrina (Traistaru) G.-A., Niță-Lazăr M., Matei E., Biriș S.Ș., Tudor P. Magnetite oxide nanomaterial used for lead ions removal from industrial wastewater // *Materials*. 2021. V. 14. No. 11. Article No. 2831. doi: 10.3390/ma14112831
30. Gautam R.K., Gautam P.K., Banerjee S., Soni S., Singh S.K., Chattopadhyaya M.C. Removal of Ni(II) by magnetic nanoparticles // *Journal of Molecular Liquids*. 2015. V. 204. P. 60–69. doi: 10.1016/j.molliq.2015.01.038
31. Meena A.H., Arai Yu. Effects of common groundwater ions on chromate removal by magnetite: importance of chromate adsorption // *Geochem. Trans.* 2016. V. 17. No. 1. Article No. 1. doi: 10.1186/s12932-016-0033-9
32. Carlos L., Garcia Einschlag F.S., González M.C., Mártire D.O. Applications of magnetite nanoparticles for heavy metal removal from wastewater // *Waste Water – Treatment Technologies and Recent Analytical Developments*. 2013. V. 3. P. 63–77. doi: 10.5772/54608
33. Ambashta R.D., Sillanpää M. Water purification using magnetic assistance: A review // *J. Hazard. Mater.* 2010. V. 180. No. 1–3. Article No. 38. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.105
34. Deng Z., Luo Y., Bian M., Guo X., Zhang N. Synthesis of easily renewable and recoverable magnetic PEI-modified Fe₃O₄ nanoparticles and its application for adsorption and enrichment of tungsten from aqueous solutions // *Environ. Pollut.* 2023. V. 330. Article No. 121703. doi: 10.1016/j.envpol.2023.121703
35. Bakhteeva Iu.A., Medvedeva I.V., Zhakov S.V., Byzov I.V., Filinkova M.S., Uimin M.A., Murzakaev A.M. Magnetic separation of water suspensions containing TiO₂ photocatalytic nanoparticles // *Sep. Purif. Technol.* 2021. V. 269. Article No. 118716. doi: 10.1016/j.seppur.2021.118716
36. Svoboda J. *Magnetic techniques for the treatment of materials*. London: Kluwer Academic Publishers, 2004. 642 p. doi: 10.1007/1-4020-2107-0
37. Sing K.S.W., Everett D.H., Haul R.A.W., Moscou L., Pierotti R. A., Rouquerol J., Siemieniewska T. Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity (Recommendations 1984) // *Pure Appl. Chem.* 1985. V. 57. No. 4. P. 603–619. doi: 10.1351/pac198557040603
38. Suzdalev I.P., Maksimov Yu.V., Buravtsev V.N., Imshennik V.K., Novichihin S.V., Matveev V.V., Lyubutin I.S. Magnetic properties of monodisperse nanomagnetite // *Russ. J. Phys. Chem. B*. 2012. V. 6. No. 1. P. 163–168. doi: 10.1134/S1990793112010228
39. Mokhosoev M.V., Shevtsova N.A. Molybdenum and tungsten ions status in aqueous solutions. Ulan-Ude: Buryatskoe knizhnoe izdatel'stvo, 1977. 107 p. (in Russian).
40. Wang H., Zhao X., Han X., Tang Zh., Liu Sh., Guo W., Deng Ch., Guo Q., Wang H., Wu F., Meng X., Giesy J.P. Effects of monovalent and divalent metal cations on the aggregation and suspension of Fe₃O₄ magnetic nanoparticles in aqueous solution // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 586. P. 817–826. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.060
41. Bakhteeva Iu.A., Medvedeva I.V., Uimin M.A., Byzov I.V., Zhakov S.V., Yermakov A.E., Shchegoleva N.N. Magnetic sedimentation and aggregation of Fe₃O₄-SiO₂ nanoparticles in water medium // *Sep. Purif. Technol.* 2016. V. 159. P. 35–42. doi: 10.1016/j.seppur.2015.12.043

Оценка эффективности пероксида кальция в процессе удаления фосфат-ионов из сточных вод

© 2025. Т. С. Смирнова^{1,2}, к. т. н., доцент,
Д. А. Гуськов³, начальник участка очистных сооружений,
А. А. Алексеев¹, аспирант,
¹РГУ нефти и газа (НИУ) имени И. М. Губкина,
119991, Россия, г. Москва, просп. Ленинский, д. 65, корп. 1,
²ФГАУ НИИ «Центр экологической промышленной политики»,
115054, Россия, г. Москва, Стремянный переулок, д. 38,
³Муниципальное унитарное предприятие
«Тепло Коломны объединённые инженерные системы»,
140411, Россия, г. Коломна, просп. Кирова, д. 64,
e-mail: smirnova.ts@gubkin.ru

Среди известных на сегодняшний день методов удаления фосфат-ионов из сточных вод реагентные методы являются одними из наиболее перспективных. Вместе с тем, внесение в процессе очистки сточных вод дополнительных реагентов может привести к вторичному загрязнению воды. В связи с этим, поиск новых эффективных и безопасных реагентов для удаления фосфат-ионов из сточных вод является актуальной исследовательской задачей. В работе была изучена возможность применения пероксида кальция для удаления фосфат-ионов из хозяйственно-бытовых сточных вод на примере очистных сооружений города Коломны. Эффективность удаления фосфат-ионов из сточных вод с применением пероксида кальция составила 90%. Также была установлена зависимость изменения значения показателя химического потребления кислорода (ХПК) от концентрации пероксида кальция в сточной воде: при добавлении в сточные воды пероксида кальция с концентрацией 500 мг/дм³ величина ХПК снижалась более чем в 3 раза.

Ключевые слова: пероксид кальция, очистка сточных вод, фосфат-ионы, дефосфотация, реагентная очистка.

Assessment of the calcium peroxide efficiency for removing phosphates from wastewater

© 2025. T. S. Smirnova^{1,2} ORCID: 0000-0002-7328-3254[†]
D. A. Guskov³ ORCID: 0009-0007-8499-1815[†]
A. A. Alekseev¹ ORCID: 0009-0009-3227-7753[†]
¹National University of Oil and Gas “Gubkin University”,
65, Leninsky Avenue, Moscow, Russia, 119991,
²Federal State Autonomous Institution Research Institute
“Center for Environmental Industrial Policy”,
38, Stremyannyu pereulok, Moscow, Russia, 115054,
³Municipal Unitary Enterprise “Teplo Kolomna United Engineering Systems”,
64, Kirova Avenue, Kolomna, Russia, 140411,
e-mail: smirnova.ts@gubkin.ru

The standard for the phosphate ions (phosphorus) content in the discharge of treated wastewater into surface water bodies was established in the Russian Federation only in 1991. This standard for treated wastewater disposal into fishery waters is 0.2 mg/L. According to numerous studies, the average concentration of phosphorus phosphates entering surface waters along with wastewater is about 1.57 mg/L. This value exceeds the established standard by more than 7 times. Due to the fact that phosphorus is the main biogenic element (along with carbon and nitrogen) its increased content can lead to eutrophication of the surface waters. Therefore, the search for effective solutions to the phosphate ions removal during wastewater treatment is relevant. The main methods for removing phosphate ions from wastewater are biological, chemical (reagent) methods and complex biological-chemical methods. Reagent methods are the most promising. At the same time, the adding of auxiliary reagents during wastewater treatment can lead to secondary pollution. Therefore, the

search for new effective and safe reagents for phosphate ions removing from wastewater is a currently important research issue. The paper presents the results of a study on the possibility of using calcium peroxide to remove phosphate ions from domestic wastewater, case-study of Kolomna treatment facilities. The received efficiency of phosphate ions removing phosphate ions from wastewater using calcium peroxide was nearly 90%. The dependence of changes in the chemical oxygen demand value on the concentration of calcium peroxide in wastewater was also determined.

Keywords: calcium peroxide, wastewater treatment, phosphate ions, dephosphorization, reagent treatment.

Норматив содержания фосфат-ионов (по фосфору) при отведении очищенных сточных вод в поверхностные водные объекты был установлен в Российской Федерации только в 1991 г. При отведении очищенных сточных вод в объекты рыбохозяйственного назначения он составляет 0,2 мг/дм³. Авторами исследований [1, 2] установлено, что среднее значение концентрации фосфора фосфатов, поступающего в поверхностные водные объекты в составе сточных вод, составляет около 1,57 мг/дм³, что превышает установленный норматив более чем в 7 раз. Данные по превышению норматива взяты для очистных сооружений г. Москвы до 2005 г., с последующим отведением сточных вод в р. Москву, которая является объектом рыбохозяйственного назначения [2]. Наряду с углеродом и азотом фосфор является одним из основных биогенных элементов, поэтому его повышенное содержание может привести к эвтрофикации водоёма, в который отводится очищенная сточная вода. В связи с этим поиск эффективных решений по удалению фосфат-ионов из сточных вод в процессе их очистки является актуальной задачей.

Основными методами удаления фосфат-ионов из сточных вод (методами дефосфатации) являются биологические, химические (реагентные) и комплексные химико-биологические [3].

Биологическая очистка сточных вод от соединений фосфора представляет собой удаление биогенного элемента в процессе деструкции высокомолекулярных соединений, содержащих связанный фосфор, и переводе последнего в легкодоступные для биологических объектов ортофосфат-ионы (PO₄³⁻). При поступлении сточных вод на биологическую очистку соотношение связанных форм полифосфатов к свободным формам ортофосфат-ионов составляет примерно 1:3, после биодеструкции это соотношение становится прямо противоположным. Несмотря на многие достоинства биологических методов (применение биологических объектов, отсутствие вторичного загрязнения), необходимая степень очистки при их использовании без модификации достигается не всегда [3].

Основу удаления фосфат-ионов химическими (реагентными) методами составляют реакции образования нерастворимых соединений фосфат-ионов с некоторыми металлами, что впоследствии приводит к хлопьеобразованию и седиментации взвеси на дно реактора, в котором проводилась очистка. Из литературных данных известно применение в качестве реагентов удаления фосфат-ионов из сточных вод соединений магния, сульфата алюминия и гидроксида кальция [4–6].

Относительно новым реагентом, мало изученным в направлении очистки сточных вод от фосфат-ионов, является пероксид кальция. Данный реагент способен образовывать нерастворимые соединения с различными фосфат-ионами.

Пероксид кальция обладает сильными окислительными свойствами, что даёт возможность проверить его эффективность в удалении не только фосфат-ионов, но и снижении показателя химического потребления кислорода (ХПК) сточных вод [7].

Цель исследования заключалась в определении эффективности применения пероксида кальция в качестве реагента для снижения содержания фосфатов-ионов в сточных водах на примере очистных сооружений города Коломны.

Объекты и методы исследования

В качестве объекта исследования был выбран боковой поток, а именно надильовая вода аэротенка очистных сооружений г. Коломны.

В процессе исследования были установлены зависимости изменений показателя рН, величины ХПК от концентрации пероксида кальция, а также эффективность удаления фосфат-ионов (по фосфору) из сточных вод. Полученные результаты приведены с доверительным интервалом, при расчёте которого был использован t-критерий Стьюдента при P=0,95.

Все химико-аналитические исследования проводили в лаборатории кафедры промышленной экологии РГУ нефти и газа (НИУ) имени И.М. Губкина. Концентрации фосфат-ионов в сточной воде были определены

Таблица 1 / Table 1

Основные реакции, протекающие при добавлении различных реагентов для удаления фосфат-ионов из сточных вод / Basic reactions occurring when adding different reagents for phosphate ions removing from wastewater

Реагент Reagent	Целевые реакции Main reactions
Al ₂ (SO ₄) ₃	$Al_2(SO_4)_3 + 2H_3PO_4 = 2AlPO_4 + 3H_2SO_4$ (1)
	$3Al^{3+} + 2PO_4^{3-} + 3H_2O = (AlOH)_3(PO_4)_2 + 3H^+$ (2)
	$Al^{3+} + PO_4^{3-} = AlPO_4$ (3)
	$Al^{3+} + 3H_2O = Al(OH)_3 + 3H^+$ (4)
MgO	$3Mg^{2+} + 2PO_4^{3-} = Mg_3(PO_4)_2$ (5)
	$Mg^{2+} + PO_4^{3-} + NH_4^+ = MgNH_4PO_4$ (6)
Ca(OH) ₂	$Ca(OH)_2 + HCO_3^- = CaCO_3 + H_2O + OH^-$ (7)
	$5Ca^{2+} + 4OH^- + 3HPO_4^{2-} = Ca_5OH(PO_4)_3 + 3H_2O$ (8)
	$3Ca^{2+} + 2PO_4^{3-} = Ca_3(PO_4)_2$ (9)
	$Ca^{2+} + 2H_2PO_4^- = Ca(H_2PO_4)_2$ (10)
CaO ₂	$CaO_2 + 2H_2O = Ca(OH)_2 + H_2O_2$ (11)
	$Ca(OH)_2 + HCO_3^- = CaCO_3 + H_2O + OH^-$ (12)
	$5Ca^{2+} + 4OH^- + 3HPO_4^{2-} = Ca_5OH(PO_4)_3 + 3H_2O$ (13)
	$3Ca^{2+} + 2PO_4^{3-} = Ca_3(PO_4)_2$ (14)
	$Ca^{2+} + 2H_2PO_4^- = Ca(H_2PO_4)_2$ (15)

фотометрическим методом в соответствии с методикой ПНД Ф 14.1.2:4.112-97. Определение величины ХПК проводилось фотометрическим методом в соответствии с методикой ПНД Ф 14.1.2:4.210-2005. Значения показателя рН определяли потенциометрическим методом в соответствии с РД 52.24.495-2017.

Необходимая концентрация металлов для удаления фосфат-ионов из сточных вод определялась из уравнений химических реакций (табл. 1). В работе [1] была получена оптимальная концентрация сульфата алюминия, составившая 12 мг/дм³. Такое количество алюминия позволяет снизить концентрацию фосфат-ионов в сточных водах до следовых значений, при исходном содержании фосфат-ионов 27,1 мг/дм³. Процесс удаления фосфат-ионов из сточных вод с применением сульфата алюминия протекает в соответствии с реакциями 1–4 (табл. 1). В работе [1] также отмечено, что осаждение фосфат-ионов посредством сульфата алюминия возможно только в диапазоне значений рН, равном 4,0–7,3. Следует отметить, что величина рН ниже 6,5 не соответствует нормативному значению показателя при отведении очищенных сточных вод в поверхностные водные объекты. Введение сернокислого алюминия перед аэротенком приводит к аккумуля-

ляции алюминия в избыточном активном иле, что негативно сказывается на интенсивности работы микробиоценоза активного ила. Наличие алюминия в осадке сточных вод снижает возможности применения осадка в качестве мелиоранта или рекультиванта [8, 9].

Было исследовано [10], что добавление к сульфату алюминия четырёххлористого титана позволяет интенсифицировать процесс очистки, однако в промышленности такой приём не применяется.

Использование оксида магния для удаления фосфат-ионов в некоторых работах определяется как перспективное направление [5, 6]: достигается высокая эффективность очистки, относительно низкая стоимость реагента. Однако имеются и недостатки применения магнийсодержащих реагентов: оптимальный диапазон рН составляет 11,0–12,0, необходимо подкисление очищенных сточных вод перед водоотведением; в конкурирующую реакцию за магний-катионы могут вступать аммоний-катионы, что делает процесс менее селективным. Целевые реакции протекающего процесса (реакции 5 и 6) приведены в таблице 1.

Стехиометрический расчёт показывает, что на удаление 1 г фосфора из сточных вод требуется порядка 1,16 г магния. Таким об-

разом, при перерасчёте на хлорид магния получается 4,59 г соли.

Реагенты на основе кальция являются наиболее предпочтительными при очистке сточных вод от фосфат-ионов, потому что кальций не является токсическим веществом, а также способен образовывать нерастворимые соли со всеми видами фосфат-ионов (ортофосфат-, гидрофосфат-, дигидрофосфат-ионы). Наиболее изученным реагентом в направлении удаления фосфат-ионов из сточных вод является гидроксид кальция (реакции 7–10 в таблице 1) [10–12]. Его применение характеризуется высокой эффективностью очистки [13]. Реагент доступен, имеет относительно низкую стоимость. Из недостатков можно отметить отсутствие дополнительного коагулирующего эффекта в сравнении с соединениями алюминия и магния и необходимость поддерживать величину водородного показателя более 9,5.

Согласно работе [10], на удаление 1 г фосфора расходуется 1,29 г кальция, что в пересчёте на гидроксид кальция составляет 2,39 г.

В отличие от других реагентов, кальцийсодержащие вещества помимо прямого осаждения фосфат-ионов способны адсорбировать на себе различные полифосфатные соединения. Совместное действие процесса химического осаждения и процесса адсорбции приводит к интенсификации процесса очистки сточных вод от фосфат-ионов. В исследовании [8] было отмечено, что выпадение ортофосфатов в осадок происходит при величине рН свыше 9,5.

Несмотря на установленные в работах [5–12] эффективные концентрации реагентов, необходимо учитывать, что относительное непостоянство состава сточных вод и возможность протекания конкурирующих реакций может привести к увеличению

расхода реагентов в реальных условиях процесса очистки сточных вод на очистных сооружениях.

При внесении пероксида кальция в сточные воды возможно протекание реакций 11–15 (табл. 1) [7]. Реакция 11 интенсивно протекает при температуре +50 °С, остальные реакции – при нормальных условиях. Реакции 12–15 аналогичны реакциям взаимодействия гидроксида кальция с фосфат-ионами. Однако, одним из преимуществ пероксида кальция является образование при растворении пероксида водорода, который обладает сильными окислительными свойствами. При окислении органических загрязняющих веществ в сточных водах увеличивается биодоступность продуктов реакций на этапе биологической очистки сточных вод [14].

Результаты и обсуждение

В процессе анализа литературных данных было выявлено, что растворение пероксида кальция в воде наиболее эффективно при температуре +50 °С. Поэтому при данной температуре в эксперименте для удаления фосфат-ионов из сточных вод был приготовлен раствор пероксида кальция, содержащий 1% действующего вещества. В таблице 2 приведены результаты эксперимента по снижению концентрации фосфат-ионов в сточных водах в зависимости от концентрации добавленного пероксида кальция.

Анализ полученных результатов показывает (табл. 2), что пероксид кальция является достаточно эффективным реагентом для удаления фосфат-ионов из сточных вод.

На рисунке 1 приведена зависимость снижения концентрации фосфат-ионов и показателя ХПК от концентрации перок-

Таблица 2 / Table 2
Эффективность удаления фосфат-ионов из сточных вод при различных концентрациях пероксида кальция / Efficiency of removing phosphate ions from wastewater at different concentrations of calcium peroxide

Концентрация пероксида кальция, мг/дм ³ Calcium peroxide concentrations, mg/L	Концентрация фосфат-ионов, мг/дм ³ Phosphate ions concentrations, mg/L	Концентрация фосфора фосфатов, мг/дм ³ Phosphorus concentrations, mg/L	Эффективность удаления фосфат-ионов, % Phosphate ions removal efficiency, %
0	63,8±0,3	20,84±0,09	0
100	47,2±2,4	15,4±0,8	25,97±1,30
200	32,8±3,1	10,7±1,0	48,7±2,4
300	20±4	6,5±1,5	68,8±3,4
400	9,6±3,5	3,1±1,2	85±4
500	6,5±2,4	2,1±0,7	90±5

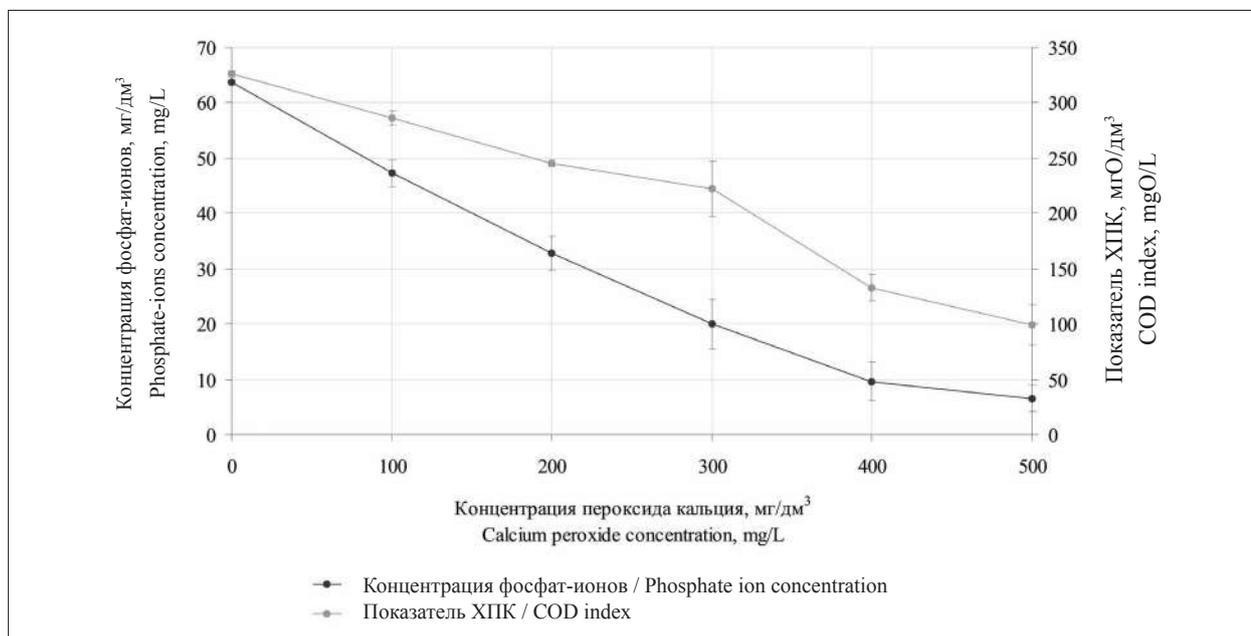


Рис. 1. Зависимость изменения концентрации фосфат-ионов и показателя ХПК в сточных водах от концентрации внесённого пероксида кальция
Fig. 1. Dependence of phosphate ions concentration and chemical oxygen demand (COD) on calcium peroxide concentration added to wastewater

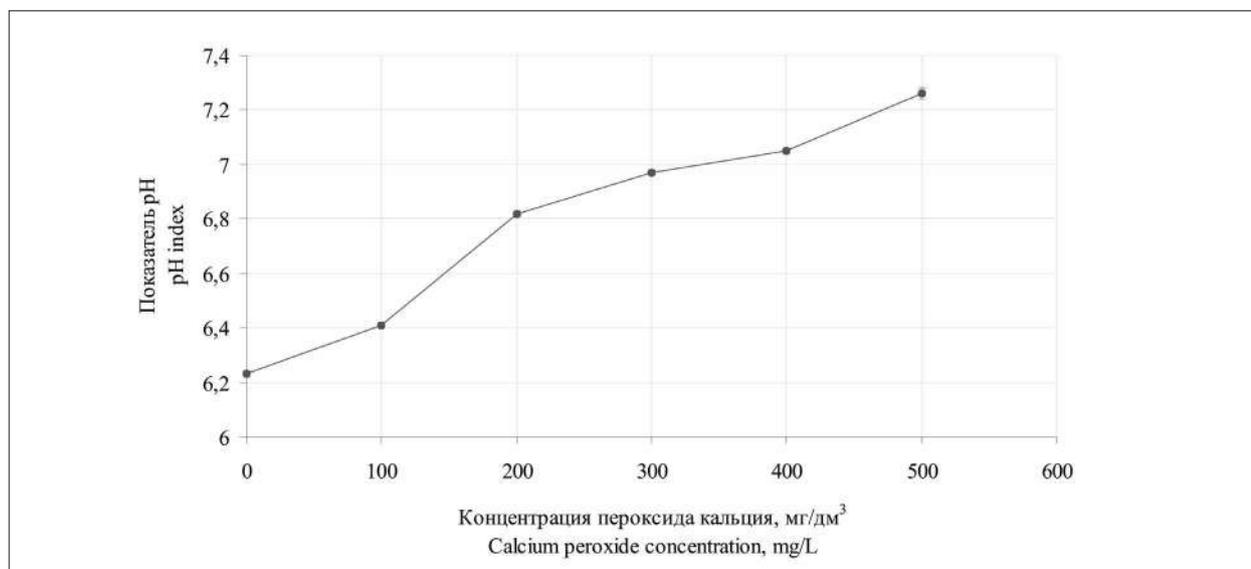


Рис. 2. Зависимость величины показателя pH от концентрации внесённого в сточные воды пероксида кальция / **Fig. 2.** Dependence of pH on the concentration of calcium peroxide added in wastewater

сида кальция, внесённого в виде раствора в сточные воды.

При внесении в сточную воду пероксида кальция в концентрации 500 мг/дм³ величина показателя ХПК уменьшается более чем в 3 раза (рис. 1).

При осаждении фосфатов с использованием кальцийсодержащих реагентов важно контролировать значение показателя pH для того, чтобы соли фосфорной кислоты были устойчивы и хорошо выпадали в осадок. Также необходимо

контролировать уровень водородного показателя с тем, чтобы его значения не выходили за нормативно установленные для отведения очищенной сточной воды в поверхностные водные объекты.

Зависимость изменения показателя pH от концентрации внесённого в сточные воды пероксида кальция приведена на рисунке 2.

Из рисунка 2 видно, что изменение показателя pH при внесении пероксида кальция в сточную воду находится в диапазоне 6,41–7,26,

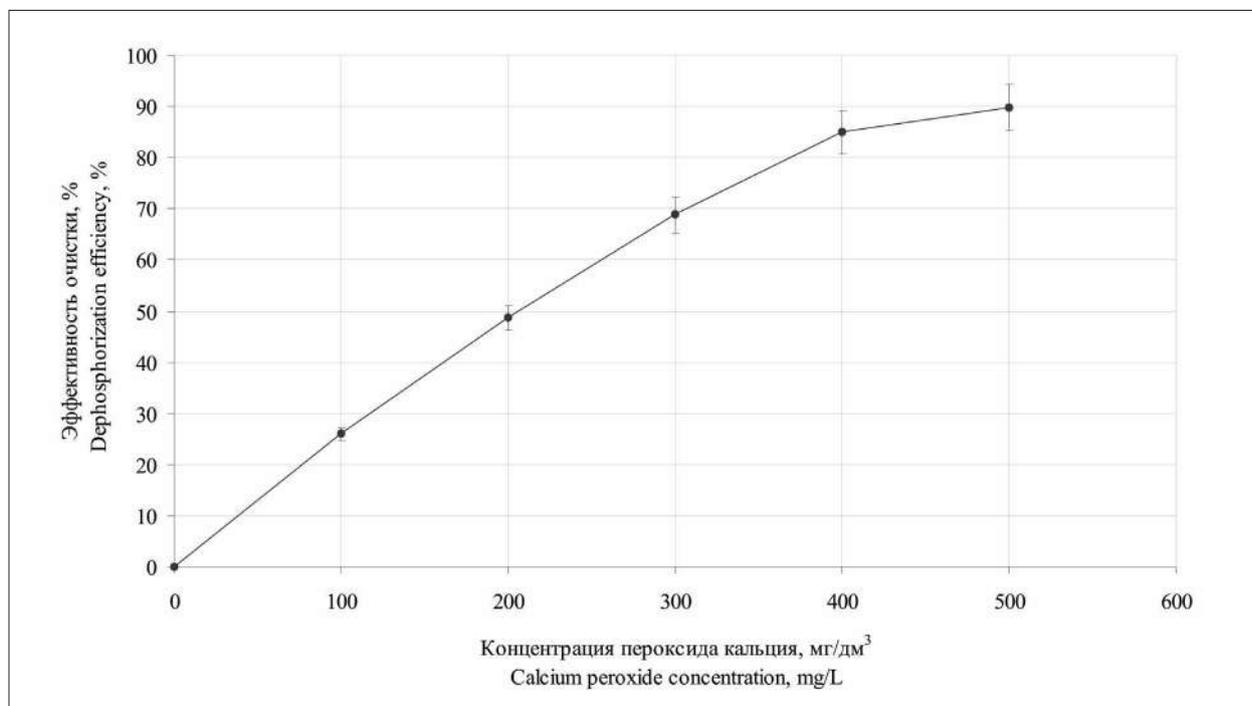


Рис. 3. Зависимость эффективности удаления фосфат-ионов от концентрации внесённого в сточную воду пероксида кальция
Fig. 3. Dependence of the phosphate ions removing efficiency on the concentration of calcium peroxide added in wastewater

что соответствует нормативному значению для отведения очищенных сточных вод в поверхностные водные объекты.

На рисунке 3 приведены данные об изменении степени очистки сточных вод от фосфат-ионов при использовании разных концентраций пероксида кальция.

Эксперимент по установлению эффективности удаления фосфат-ионов из сточных вод посредством внесения раствора пероксида кальция в работе завершён на значении примерно 90% (табл. 2), что соответствует снижению концентрации фосфат-ионов в исследуемых сточных водах с 63,76 мг/дм³ до 6,53 мг/дм³ при концентрации пероксида кальция 500 мг/дм³ (рис. 3).

Заключение

Поскольку объектом исследования был выбран боковой водный поток, подающийся перед аэротенком в составе очистных сооружений, цель эксперимента ставилась как снижение концентрации фосфат-ионов в сточных водах до значений, определяемых на входе очистных сооружений (30–35 мг/дм³).

Полученные результаты исследования позволяют сделать вывод о перспективности применения пероксида кальция для удаления фосфат-ионов из сточных вод. При этом получается дополнительный эффект снижения

значения показателя ХПК, который также нормируется в очищенных сточных водах, направляемых на отведение в поверхностные водные объекты, до значения 99 мгО/дм³.

Внедрение предлагаемого метода очистки сточных вод позволит снизить антропогенную нагрузку на поверхностные водные объекты при сбросе в них сточных вод, что, в свою очередь, замедлит процессы эвтрофикации, протекающие при поступлении в водные объекты биогенных элементов.

Литература

1. Колова А.Ф., Пазенко Т.Я., Чудинова Е.М. Реагентное удаление фосфатов из сливных вод // Вестник ИрГТУ. 2013. № 10. С. 161–164.
2. Харькина О.В. Эффективная эксплуатация и расчёт сооружений биологической очистки сточных вод. Волгоград: Панорама, 2015. 422 с.
3. Келья О.А., Фадева О.Ю. Практическое применение метода химического удаления фосфатов при использовании различных преципитантов на сооружениях очистки хозяйственно-бытовых сточных вод // Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика. 2017. № 2. С. 142–151. doi: 10.15593/2409-5125/2017.02.12
4. Плешаков Н.А., Беликов М.Л., Сафарян С.А. Очистка воды от фосфат-ионов с применением различных реагентов // Труды Кольского научного центра РАН.

Серия: Технические науки. 2023. Т. 14. № 5. С. 60–66. doi:10.37614/2949-1215.2023.14.5.011

5. Guan H. Efficient simultaneous removal of phosphorus and copper from wastewater by an iron-enhanced dolomite process // *Water Air Soil Pollut.* 2023. V. 234. Article No. 776. doi: 10.1007/s11270-023-06805-8

6. Сапон Е.Г., Марцуль В.Н. Очистка возвратных потоков очистных сооружений от фосфатов обожженным доломитом // *Труды БГТУ. Серия 2: Химические технологии, биотехнология, геоэкология.* 2017. № 1. С. 106–113.

7. Гладышев Н.Ф., Гладышева Т.В., Лемешева Д.Г., Путин Б.В., Путин С.Б., Дворецкий С.И. Пероксидные соединения кальция. Синтез. Свойства. Применение. М.: Спектр, 2013. 216 с.

8. Yin Q., Liu M., Ren H. Removal of ammonium and phosphate from water by Mg-modified biochar: influence of Mg pretreatment and pyrolysis temperature // *BioResources.* 2019. V. 14. No. 3. P. 6203–6218. doi: 10.15376/biores.14.3.6203-6218.

9. Смирнова Т.С., Гуськов Д.А., Вишневецкий В.Д. Использование отходов водоподготовки для удаления фосфатов из сточных вод // *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.* 2024. № 2. С. 13–21.

10. Кузин Е.Н. Титансодержащие коагулянты в процессах очистки хозяйственно-бытовых сточных вод // *Вода и экология: проблемы и решения.* 2020. № 4. С. 16–23. doi: 10.23968/2305-3488.2020.25.4.16-23

11. Pantoja F., Sukmana H., Beszédes S., László Z. Removal of ammonium and phosphates from aqueous solutions by biochar produced from agricultural waste // *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 2023. V. 25. P. 1921–1934. doi: 10.1007/s10163-023-01687-8

12. Теплых С.Ю., Бочков Д.С., Базарова А.О. Исследование способов удаления фосфатов из бытовых сточных вод // *Градостроительство и архитектура.* 2020. Т. 10. № 4. С. 69–77. doi: 10.17673/Vestnik.2020.04.9

13. Тураев Д.Ю., Почиталкина И.А. Комплексная переработка отходов обогащения фосфатных руд // *Теоретическая и прикладная экология.* 2021. № 4. С. 148–153. doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-148-153

14. Zhong C., Fu J., Jiang T., Zhang C., Cao G. Polyphosphate metabolic gene expression analyses reveal mechanisms of phosphorus accumulation and release in *Micrococcus phosphovorans* strain JN459 // *FEMS Microbiol. Lett.* 2018. V. 365. No. 6. Article No. fny034. doi: 10.1093/femsle/fny034

References

1. Kolova A.F., Pazenko T.Ya., Chudinova E.M. Phosphate reagent removal from waste water // *Proceedings of Irkutsk State Technical University.* 2013. No. 10. P. 161–164 (in Russian).

2. Kharkina O.V. Effective operation and calculation of biological wastewater treatment facilities. Volgograd: Panorama, 2015. 433 p. (in Russian).

3. Kell O.A., Fadeeva O.Yu. Practical application of the method of chemical removal of phosphates using various precipitants at domestic wastewater treatment facilities // *PNRPU Bulletin. Applied ecology. Urban development.* 2017. No. 2. P. 142–151 (in Russian). doi: 10.15593/2409-5125/2017.02.12

4. Pleshakov N.A., Belikov M.L., Safaryan S.A. Purification of water from phosphate ions using various reagents // *Transactions of the Kola Science Center of RAS. Series: Engineering Sciences.* 2023. V. 14. No. 5. P. 60–66. doi:10.37614/2949-1215.2023.14.5.011

5. Guan H. Efficient simultaneous removal of phosphorus and copper from wastewater by an iron-enhanced dolomite process // *Water Air Soil Pollut.* 2023. V. 234. Article No. 776. doi: 10.1007/s11270-023-06805-8

6. Sapon E.G., Martsul V.N. Purification of return flows of treatment facilities from phosphates with burnt dolomite // *Proceedings of BSTU. Issue 2, Chemical engineering, biotechnology, geoecology.* 2017. No. 1. P. 106–113 (in Russian).

7. Gladyshev N.F., Gladysheva T.V., Lemeshova D.G., Putin B.V., Putin S.B., Dvoretzky S.I. Calcium peroxide compounds. Synthesis. Properties. Application. Moskva: Spectrum, 2013. 216 p. (in Russian).

8. Yin Q., Liu M., Ren H. Removal of ammonium and phosphate from water by Mg-modified biochar: influence of Mg pretreatment and pyrolysis temperature // *BioResources.* 2019. V. 14. No. 3. P. 6203–6218. doi: 10.15376/biores.14.3.6203-6218

9. Smirnova T.S., Guskov D.A., Vishnevsky V.D. Use of water treatment wastes for phosphates removal from wastewater // *Environmental Protection in the Oil and Gas Complex.* 2024. No. 2. P. 13–21 (in Russian).

10. Kuzin E.N. Titanium-based coagulants in domestic wastewater treatment // *Water and Ecology: Problems and Solutions.* 2020. No. 4. P. 16–23 (in Russian). doi: 10.23968/2305-3488.2020.25.4.16-23

11. Pantoja F., Sukmana H., Beszédes S., László Z. Removal of ammonium and phosphates from aqueous solutions by biochar produced from agricultural waste // *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 2023. V. 25. P. 1921–1934. doi:10.1007/s10163-023-01687-8

12. Teplykh S.Yu., Bochkov D.S., Bazarova A.O. Study of methods for removing phosphates from domestic wastewater // *Urban construction and architecture.* 2020. V. 10. No. 4. P. 69–77 (in Russian). doi: 10.17673/Vestnik.2020.04.9

13. Turaev D.Yu., Pochitalkina I.A. Complex processing of phosphatic ores enrichment waste // *Theoretical and Applied Ecology.* 2021. No. 4. P. 148–153 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-148-153

14. Zhong C., Fu J., Jiang T., Zhang C., Cao G. Polyphosphate metabolic gene expression analyses reveal mechanisms of phosphorus accumulation and release in *Micrococcus phosphovorans* strain JN459 // *FEMS Microbiol. Lett.* 2018. V. 365. No. 6. Article No. fny034. doi: 10.1093/femsle/fny034

Сорбция ионов меди из воды бентонитовыми глинами

© 2025. В. А. Сомин, д. т. н., зав. кафедрой,

Л. В. Куртукова, к. т. н., доцент,

Л. Ф. Комарова, д. т. н., профессор,

Алтайский государственный технический университет им. И. И. Ползунова,

656038, Россия, г. Барнаул, пр. Ленина, д. 46,

e-mail: vladimir_somin@mail.ru

Традиционным способом удаления соединений металлов из воды является сорбционный, основанный на использовании различных материалов как природного, так и искусственного происхождения. Важную роль при выборе сорбента играет селективность и величина предельной сорбции, определение которых проводится экспериментально. К сорбентам естественного происхождения относятся бентонитовые глины, которые были изучены авторами в настоящих исследованиях. Изучена сорбция ионов меди на бентонитовых глинах месторождения Десятый Хутор (Хакассия) марки 5.1 и 6.9. Выявлено, что слои бентонитов проявляют различную способность к сорбции меди и характеризуются разным характером протекающих на них процессов. Исследования проводились на модельных растворах сульфата меди. Выявлено, что содовая активация увеличивает сорбционную ёмкость нативного бентонита марки 5.1 в 1,6 раза (с 50 до 80 мг/г) для верхнего слоя и в 1,1 раза – для нижнего слоя. Сорбционный процесс удовлетворительно описывается моделями Ленгмюра и Фрейндлиха как для нативных бентонитов, так и для модифицированных, модель Дубинина-Радужкевича адекватно описывает сорбцию только на модифицированных материалах. Сорбция ионов меди на нативном сорбенте и активированном нижнем слое характеризуется как физическая, в то время как на активированном верхнем слое протекает хемосорбционный процесс. Сорбционная ёмкость активированного гидроксидом натрия бентонита (верхний слой) составляет 81–84 мг/г, что позволяет использовать его при очистке медьсодержащих сточных вод и тем самым снизить негативное воздействие на поверхностные водные объекты.

Ключевые слова: сорбция, ионы меди, бентонитовые глины, очистка воды, загрязнение, тяжёлые металлы.

Sorption of copper ions from water by bentonite clays

© 2025. V. A. Somin ORCID: 0000-0003-3276-5174

L. V. Kurtukova ORCID: 0009-0004-5498-7012

L. F. Komarova ORCID: 0000-0001-9321-5729

Altai State Technical University named after I. I. Polzunov,

46, Lenin Ave., Barnaul, Russia, 656038,

e-mail: vladimir_somin@mail.ru

The traditional method of removing metal compounds from water is sorption, based on the use of various materials of both natural and artificial origin, which must be available, have high mechanical strength, the ability to regenerate multiple times, and resistance to aggressive environments. An important role in choosing a sorbent is played by selectivity and the value of the maximum sorption, the determination of which is carried out experimentally. Sorbents of natural origin include bentonite clays, which were studied by the authors in these studies. The results of studies on the sorption of copper ions on bentonite clays of the Desyaty Khutor deposit (Khakassia) grades 5.1 and 6.9 are presented. Native bentonite of both grades was washed with distilled water to remove large impurities, after which the suspension was settled and separated by density into a lower and upper layer. The layers were separated, then they were activated with a 5% solution of sodium bicarbonate. After that, the obtained activated bentonites of each grade were dried to a constant weight at a temperature of 105 °C. It was revealed that the bentonite layers exhibit different copper sorption abilities and are characterized by different nature of the processes occurring on them. The studies were carried out on model copper sulfate solutions. It was revealed that soda activation increases the sorption capacity of native bentonite grade 5.1 by 1.6 times (from 50 to 80 mg/g) for the upper layer and by 1.1 times for the lower layer. The sorption process is satisfactorily described by the Langmuir and Freundlich models for both native and modified bentonites, the Dubinin-Radushkevich model adequately describes sorption only on modified materials. Sorption of copper ions on the native sorbent and the activated lower layer is characterized as physical, while the chemisorption process occurs on the activated upper layer. The sorption capacity of bentonite activated by sodium hydroxide (upper layer) is 81–84 mg/g, which allows it to be used in the purification of copper-containing wastewater and thereby reduce the negative impact on surface water bodies.

Keywords: sorption, copper ions, bentonite clays, water treatment, pollution, heavy metals.

Загрязнение водных ресурсов соединениями тяжёлых металлов относится к одной из наиболее острых проблем современности. В Алтайском крае осуществляется мониторинг ионов меди на шести водных объектах в 13 створах. Превышение норматива в разовых пробах отмечалось для рек Обь (выше и ниже г. Барнаула), Алей (выше и ниже г. Рубцовска), Чумыш (г. Заринск). Согласно государственным докладам «О состоянии и об охране окружающей среды в Алтайском крае» за 2022 и 2023 гг., в воде всех вышеупомянутых рек средние концентрации превышают величину допустимого уровня. В частности, в р. Бия ниже г. Бийска фиксируется ежегодное превышение ПДК по ионам меди от 4,3 до 27,7 раз при единичном зафиксированном превышении ПДК в апреле 2022 г. в 163 раза. Повторяемость превышений ПДК в разовых пробах для этой реки составляет 87,5%. Такое экстремально высокое загрязнение воды медью обусловлено, во-первых, использованием соединений меди в различных отраслях промышленности (при нанесении медных покрытий, в холодильной технике); во-вторых, присутствием медьсодержащих препаратов в составе пестицидов, а также наличием медьсодержащих пород, которые широко представлены в предгорных и горных районах Алтая, откуда соединения меди могут выщелачиваться. Вместе с тем, антропогенное поступление меди значительно превышает природное.

В этой связи очистка сточных вод от ионов меди является актуальной задачей, решение которой позволит снизить воздействие на водные объекты. Для этого используются методы физико-химической, электрохимической и биохимической очистки. Традиционными способами удаления соединений металлов из воды являются ионообменные, мембранные и сорбционные. Последние основаны на использовании различных материалов как природного, так и искусственного происхождения, которые должны быть доступными, иметь высокую механическую прочность, способность к многократной регенерации, устойчивость к агрессивным средам. Важную роль при выборе сорбента играет селективность и величина предельной сорбции, определение которых проводится экспериментально. К сорбентам естественного происхождения относятся цеолиты, диатомиты, глинистые породы, в том числе бентонитовые глины и ряд других. Их отличает достаточно высокая сорбционная ёмкость, избирательность к извлекаемым компонентам, невысокая стоимость и доступ-

ность. Глинистые породы из-за наличия в кристаллической решётке минералов катионов некоторых металлов способны к протеканию реакций обмена с ионами, присутствующими в воде, что делает их перспективным сырьём для получения сорбционно-ионообменных материалов, которые могут быть использованы для очистки воды от соединений металлов и, в частности, от ионов меди [1].

В настоящее время широко известны материалы на основе бентонитовых глин, которые используются для извлечения металлов из воды. В частности, в институте катализа и неорганической химии им. академика М. Нагиева Национальной Академии наук Азербайджана исследована сорбция ионов свинца и марганца на модифицированном бентоните [2]. Выявлено, что равновесие достигается в течение 15–45 мин, при этом с увеличением концентрации указанных ионов в растворах в пределах от 0,1 до 0,5 ммоль/дм³ ёмкость сорбентов увеличивается, а извлечение происходит преимущественно по ионообменному механизму.

Авторами работы [3] проведено сравнение структуры и химического состава двух модификаций бентонита (обработанного углеродными нанотрубками и гидрофобизированного) и установлено, что наиболее высокие значения сорбции ионов железа и меди получены на гидрофобизированном бентоните, обожжённом при температуре 550 °С.

Высокотемпературный обжиг бентонита при аналогичной температуре использован в работе [4]. На полученном материале оценивалась эффективность очистки от ионов свинца, железа и мышьяка, которая составила от 37 до 87%. При этом отмечено, что сорбционная ёмкость по отношению к железу была выше, чем к свинцу или мышьяку.

В Курганском государственном университете проведено исследование по изучению механизма сорбции ионов меди и свинца на бентонитовой глине Зырянского месторождения. Определено, что при сорбции из индивидуальных растворов ионов металлов в области малых концентраций эффективность сорбции свинца выше, чем меди, а при переходе к большим концентрациям – наоборот [5].

Изучена модификация бентонитов Зырянского месторождения методом пилларирования полигидроксокатионами железа и алюминия [6]. В результате проведённых работ удалось увеличить сорбционную ёмкость бентонитов до 670 мг/г при равновесной концентрации в водной фазе 15,4 г/дм³. Сделано

предположение, что увеличение сорбции может быть связано с гидролизом ионов меди на поверхности оксидов железа и алюминия и последующим образованием полиядерных кластеров меди.

Авторами работы [7] получены сорбционные материалы на основе ферритизированного гальваношлама, терморасширенного оксида графена и хитозана для удаления из сточных вод ионов меди и цинка. Максимальная сорбционная ёмкость по отношению к ионам меди составила 6,9 ммоль/г, к ионам цинка – 2,6 ммоль/г. Отмечено, что извлечение металлов идёт по хемосорбционному механизму, что подтверждается наличием на поверхности материала функциональных амино- и гидроксильных групп. Изотермы сорбции данных металлов относятся к I типу по классификации Гильса, что характерно для протекания адсорбции с образованием монослоя на пористом твёрдом теле.

Некоторые разновидности бентонитовых глин достаточно активны в естественном природном состоянии, но большинство из них целесообразно активировать (модифицировать) химическим или термическим способами для увеличения их пористости, термической стабильности, изменения химической природы поверхности и, как следствие, повышения сорбционной ёмкости. Наиболее распространёнными способами активации являются обработка растворами кислот и щелочей, а также термический метод. Кроме этого, бентониты могут быть активированы другими агентами, например, магнитными частицами [8], поверхностно-активными веществами [9, 10], хитозаном [11].

Введение минеральных добавок в состав органических сорбентов приводит к увеличению плотности и зольности материалов, но вместе с тем снижает сорбционную ёмкость, для восстановления которой необходимо применять дополнительные меры, в частности введение дополнительных функциональных групп (активирование) [12].

Активированные бентонитовые глины могут быть использованы не только для удаления из вод металлов, но и органических компонентов, в частности поверхностно-активных веществ [13], нефтепродуктов [14, 15], фенолов [16, 17], красителей [18, 19].

Целью настоящей работы является изучение сорбционных свойств бентонитовых глин по отношению к ионам меди для применения в очистке антропогенно загрязнённых вод.

Объекты и методы исследования

Авторами в настоящей работе изучался процесс сорбции ионов меди на активированном бентоните месторождения Десятый Хутор (Хакассия) марки 5.1 и 6.9. Бентониты данного месторождения имеют повышенное содержание монтмориллонита (77,1%), наряду с которым из глинистых минералов присутствуют каолинит, кварц, микроклин, альбит, кальцит и, в незначительном количестве, гипс и пирит [20]. Исследования проводили на модельных растворах сульфата меди. Массовую концентрацию ионов меди в водных растворах определяли колориметрически по методике измерений ПНД Ф 14.1:2:4.48-96.

Нативный бентонит обеих марок по отдельности отмывали дистиллированной водой от крупных примесей, после чего суспензию отстаивали с разделением по плотности на нижний и верхний слои. Затем слои отделяли, проводили их активацию 5% раствором гидрокарбоната натрия. После этого полученные активированные бентониты каждой марки высушивали до постоянной массы при температуре 105 °С и использовали для исследований.

Процесс сорбции изучали в статических условиях на растворах сульфата меди с начальной концентрацией ионов меди 100, 300, 400, 500, 600, 800, 1000, 1200 и 1500 мг/дм³. В параллельных экспериментах относительная погрешность между полученными данными составляла не более 30%.

Величину сорбции (сорбционную ёмкость, А, мг/г) рассчитывали по формуле:

$$A = \frac{(C_s - C_e) \cdot V}{m}, \quad (1)$$

где C_s – начальная концентрация ионов меди, мг/дм³; C_e – равновесная концентрация сорбата, мг/дм³; m – масса сухой глины, г; V – объём раствора (0,1 дм³).

Для полученных в результате исследований данных рассчитывали величину стандартного среднеквадратического отклонения.

Результаты и обсуждение

Полученные экспериментальные данные по сорбции ионов меди использовали для построения изотерм сорбции (рис. 1). Отмечено, что наибольшей сорбционной способностью обладает активированный верхний слой бентонита (А=80 мг/г). Выявлено, что содовая активация увеличивает сорбционную ёмкость нативного образца марки 5.1 в 1,6 раза (с 50 до

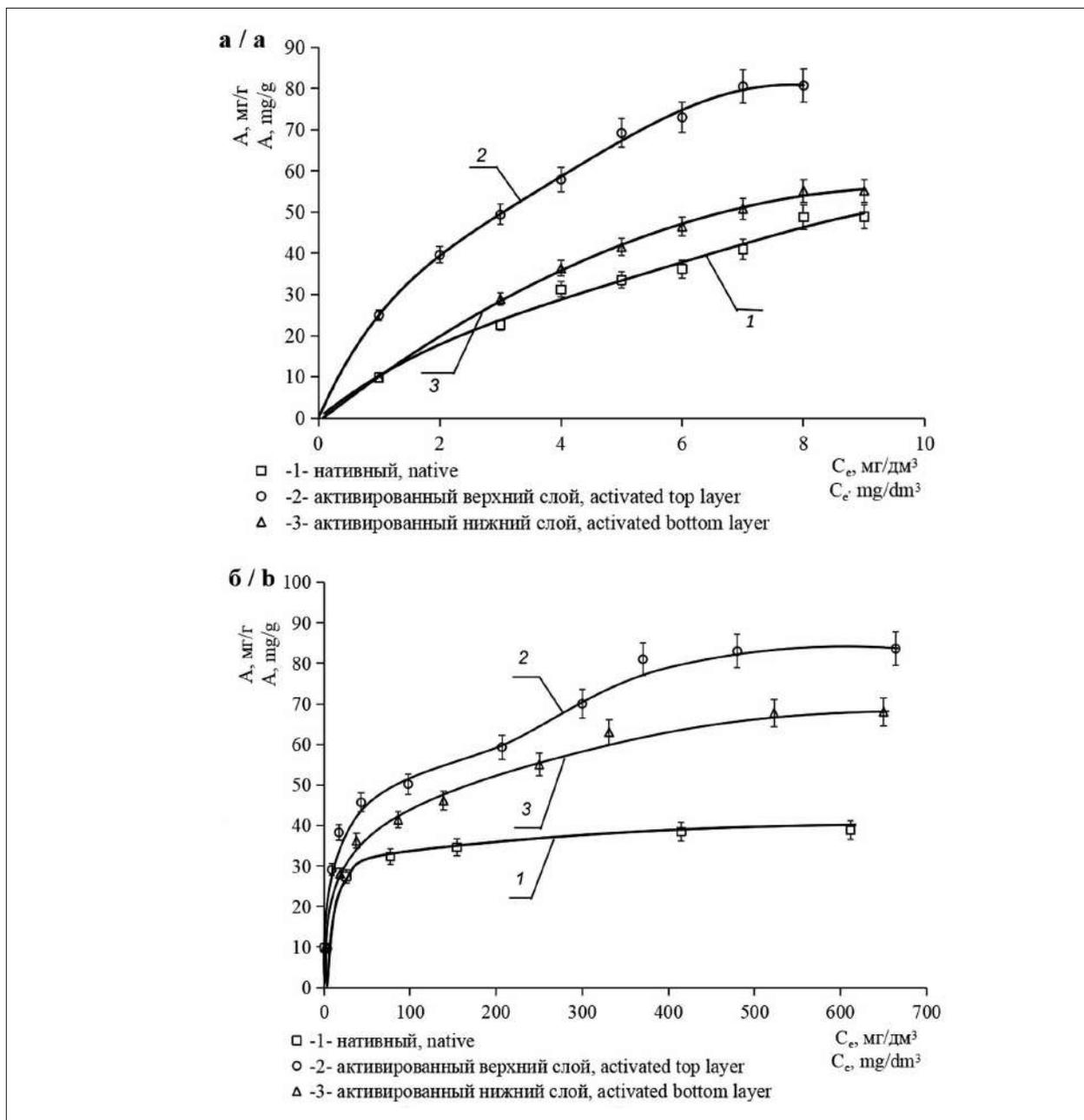


Рис. 1. Зависимость сорбционной ёмкости (A) от равновесной концентрации (C_e) ионов меди на бентоните: а) марки 5.1, б) марки 6.9
Fig. 1. The sorption capacity (A) dependence on the equilibrium concentration (C_e) of copper ions on bentonite: a) grade 5.1, b) grade 6.9

80 мг/г) для верхнего слоя и в 1,1 раза – для нижнего слоя (рис. 1а).

Для равновесной концентрации ионов меди рассчитывали стандартное (среднеквадратическое) отклонение, абсолютная величина которого показана на рисунке 1.

Результаты экспериментов по определению статической ёмкости бентонита марки 6.9 по отношению к ионам меди приведены на рисунке 1б. Отмечено, что наибольшей сорбционной способностью также обладает верхний слой, ёмкость которого примерно одинакова

с бентонитом марки 5.1 и составила 84 мг/г. В этом случае содовая активация увеличивает сорбционную ёмкость образца марки 6.9 в 2 раза для верхнего слоя бентонита.

В целом отмечено, что наибольшей сорбционной ёмкостью по отношению к ионам меди обладает активированный гидрокарбонатом натрия верхний слой бентонита обеих марок.

Описание сорбционного равновесия может осуществляться с применением различных моделей, в частности Ленгмюра, Фрейндлиха, Дубинина-Радушкевича.

Описание процесса сорбции с использованием изотермы Ленгмюра основано на предположении, что элементарные участки, имеющиеся на поверхности адсорбента, могут сорбировать только одну молекулу сорбата, а количество сорбционных центров эквивалентно количеству сорбируемого вещества. Процесс при этом является обратимым и равновесным. Уравнение Ленгмюра обычно используют в следующем виде:

$$A = \frac{A_{\infty} \cdot K \cdot C_e}{(1 + K_L \cdot C_e)}, \quad (2)$$

где A – сорбционная ёмкость, мг/г, C_e – равновесная концентрация сорбата, мг/дм³; K_L – константа сорбционного равновесия, характеризующая интенсивность сорбции, дм³/мг, A_{∞} – предельное количество сорбированного вещества, мг/г.

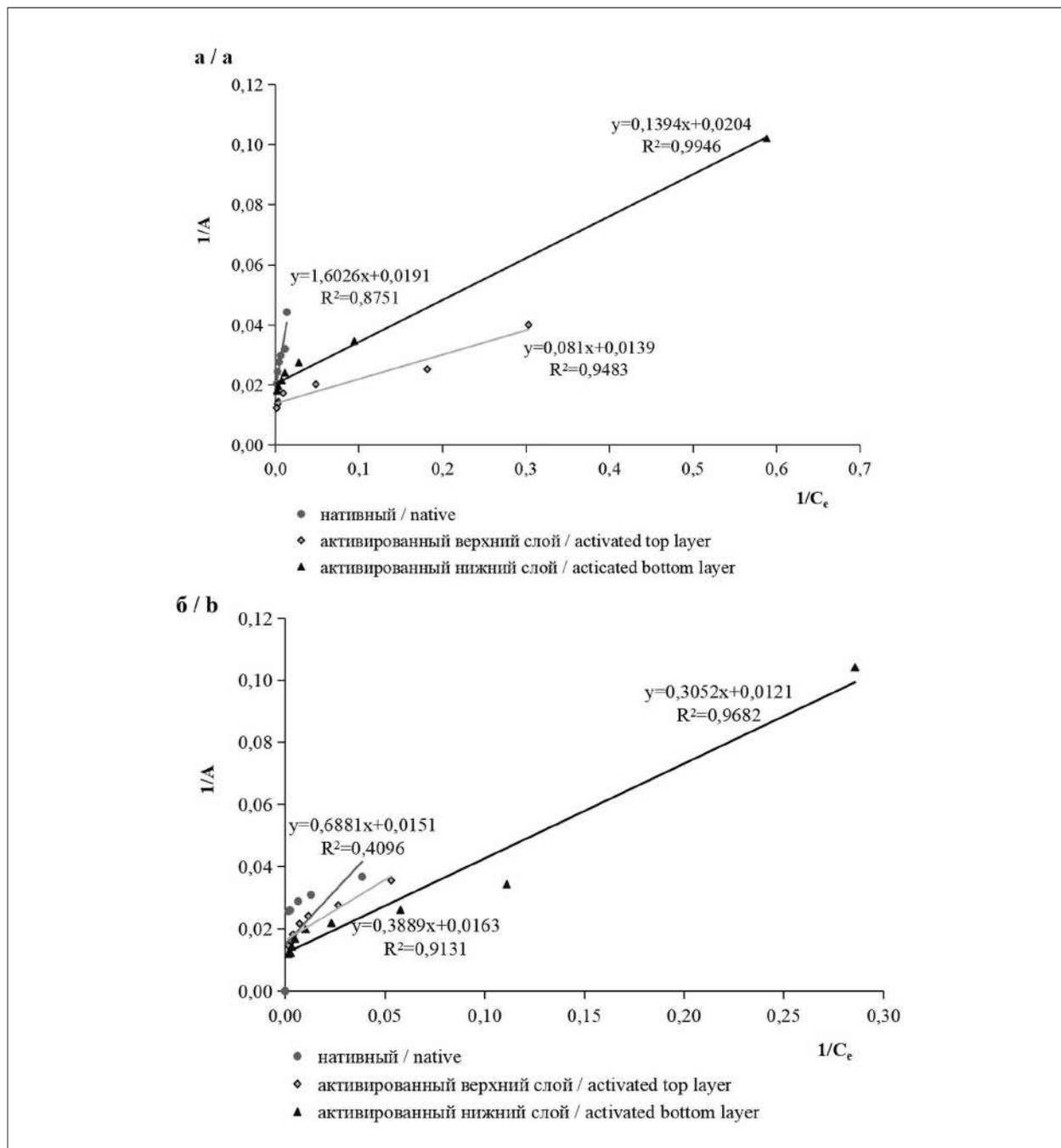


Рис. 2. Линейризованные изотермы сорбции ионов меди бентонитом по модели Ленгмюра: а) бентонит марки 5.1, б) бентонит марки 6.9
 Fig. 2. Linearized isotherms of copper ion sorption by bentonite according to the Langmuir model: а) bentonite grade 5.1, б) bentonite grade 6.9

Таблица 1 / Table 1

Рассчитанные значения максимальной сорбционной ёмкости (A_∞) и константы сорбционного равновесия (K_L) по модели Ленгмюра / Calculated values of the maximum sorption capacity (A_∞) and the sorption equilibrium constant (K_L) according to the Langmuir model

Вид материала Type of material	Марка бентонита / Bentonite grade			
	5.1		6.9	
	A_∞	K_L	A_∞	K_L
Нативный бентонит / Native bentonite	52,35	0,0317	66,22	0,0219
Активированный верхний слой бентонита Activated top layer of bentonite	71,94	0,1716	61,35	0,0419
Активированный нижний слой бентонита Activated bottom layer of bentonite	49,01	0,1463	82,64	0,0396

Уравнение (2) линеаризуется в координатах $1/A=f(1/C_e)$ и может быть представлено следующим образом:

$$\frac{1}{A} = \frac{1}{A_\infty} + \frac{1}{K_L \cdot A \cdot C_e} \quad (3)$$

В результате обработки экспериментальных данных по модели Ленгмюра были получены зависимости, представленные на рисунке 2.

Как видно на рисунке 2, значения коэффициентов корреляции линейных зависимостей достаточно высоки, что позволяет предполагать мономолекулярный характер сорбции. Рассчитанные значения максимальной адсорбции и константы сорбционного равновесия приведены в таблице 1.

Модель Фрейндлиха используется для описания сорбции на гетерогенной поверхности и исходит из предположения, что сорбционные центры обладают различными величинами энергии и, в первую очередь, происходит заполнение тех из них, которые обладают максимальной энергией. Данная модель математически выражается следующим образом:

$$A = K_F \cdot C_e^n \quad (4)$$

где K_F – константа равновесия уравнения Фрейндлиха, отражающая относительную

сорбционную способность, n – параметр, указывающий на интенсивность взаимодействия адсорбент-адсорбат.

Уравнение 4 линеаризуется в координатах $\log A=f(\log C_e)$ и может быть представлено в виде:

$$\log A = \log K_F + n \log C_e \quad (5)$$

Построенные в данных координатах линеаризованные изотермы сорбции представлены на рисунке 3.

Отмечено, что все зависимости с высоким коэффициентом корреляции могут быть описаны данной теорией, в связи с этим далее были рассчитаны параметры сорбционного взаимодействия, представленные в таблице 2.

Константа сорбционного взаимодействия K_F и параметр n значительно больше у активированного бентонита марки 5.1 из верхнего слоя, в то время как для марки бентонита 6.9 большие значения этих величин отмечены для нативного бентонита. В обоих случаях наименьшие значения зафиксированы для активированного нижнего слоя, что говорит о значительном различии в составе верхнего и нижнего слоёв бентонита.

Для процесса сорбции на твёрдых микропористых сорбентах используется модель Дубинина-Радушкевича, которая описывает

Таблица 2 / Table 2

Рассчитанные значения константы сорбционного равновесия K_F и параметра n по модели Фрейндлиха / Calculated values of the sorption equilibrium constant K_F and parameter n according to the Freundlich model

Вид материала Type of material	Марка 5.1 / Grade 5.1		Марка 6.9 / Grade 6.9	
	K_F	n	K_F	n
Нативный бентонит / Native bentonite	9,300	3,989	19,244	8,811
Активированный верхний слой бентонита Activated top layer of bentonite	24,992	5,510	14,093	4,063
Активированный нижний слой бентонита Activated bottom layer of bentonite	11,655	3,744	10,491	2,927

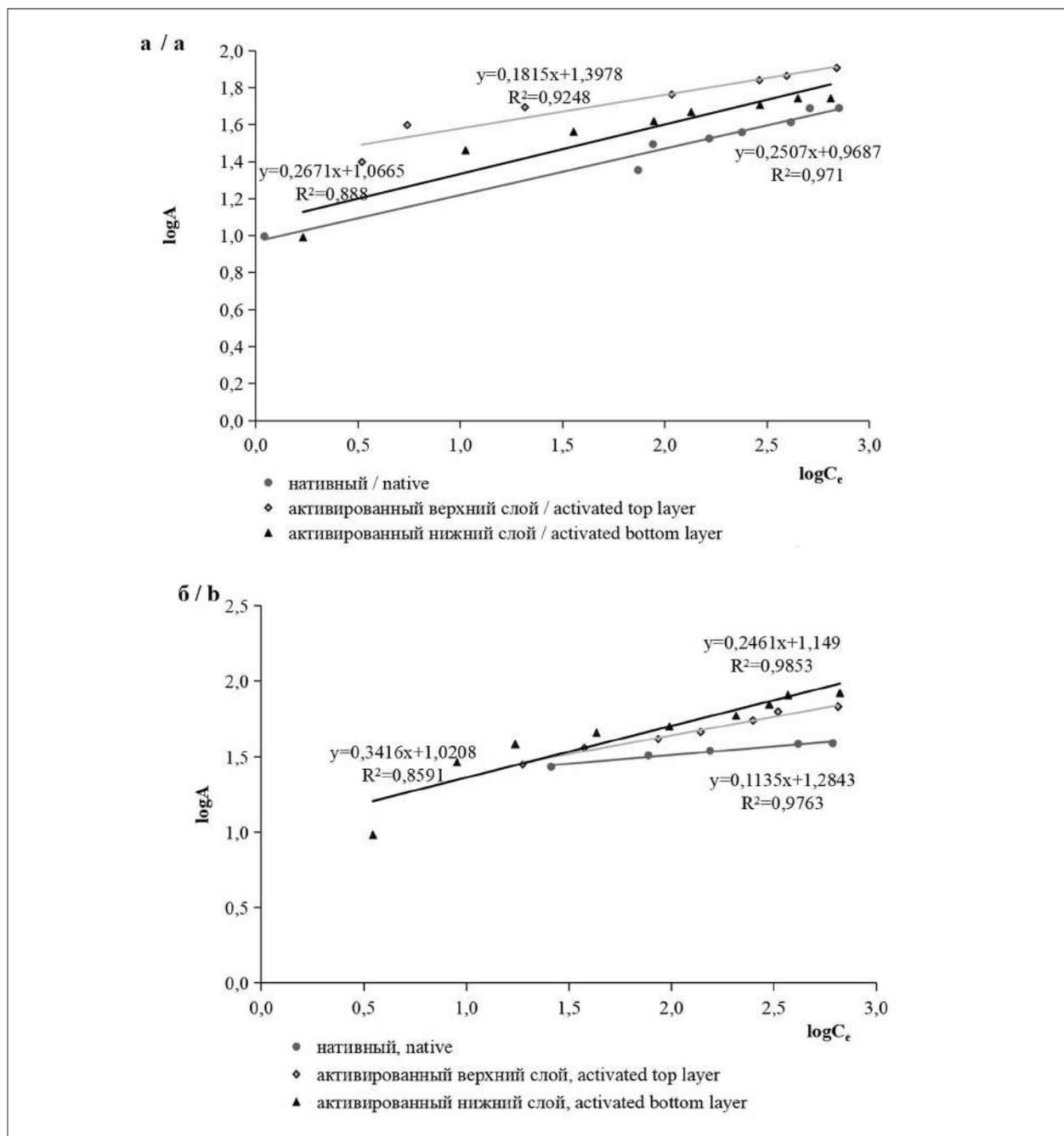


Рис. 3. Линеаризованные изотермы сорбции по модели Фрейндлиха: а) бентонит марки 5.1, б) бентонит марки 6.9

Fig. 3. Linearized isotherms of sorption according to the Freundlich model: а) bentonite grade 5.1, б) bentonite grade 6.9

ся уравнением 6 и линеаризуется в координатах $\ln A = f(\ln(C_s/C_e)^2)$:

$$A = A_{\infty} \exp\left(\frac{R \cdot T}{E} \cdot \frac{C_s}{C_e}\right)^2 \quad (6)$$

где C_s – начальная концентрация адсорбата, мг/дм³; R – универсальная газовая постоянная; T – абсолютная температура, градусы К; E – энергия адсорбции.

Модель позволяет установить физический или химический характер сорбции и является

более общей по отношению к модели Ленгмюра, так как не предполагает гомогенности поверхности и постоянства адсорбционного потенциала. Линеаризованные изотермы сорбции ионов меди на нативном и активированном бентоните представлены на рисунке 4, а данные по максимальной сорбционной ёмкости – в таблице 3.

Низкие коэффициенты корреляции в случае описания процесса на нативных бентонитах (рис. 4) не позволяют использовать теорию Ду-

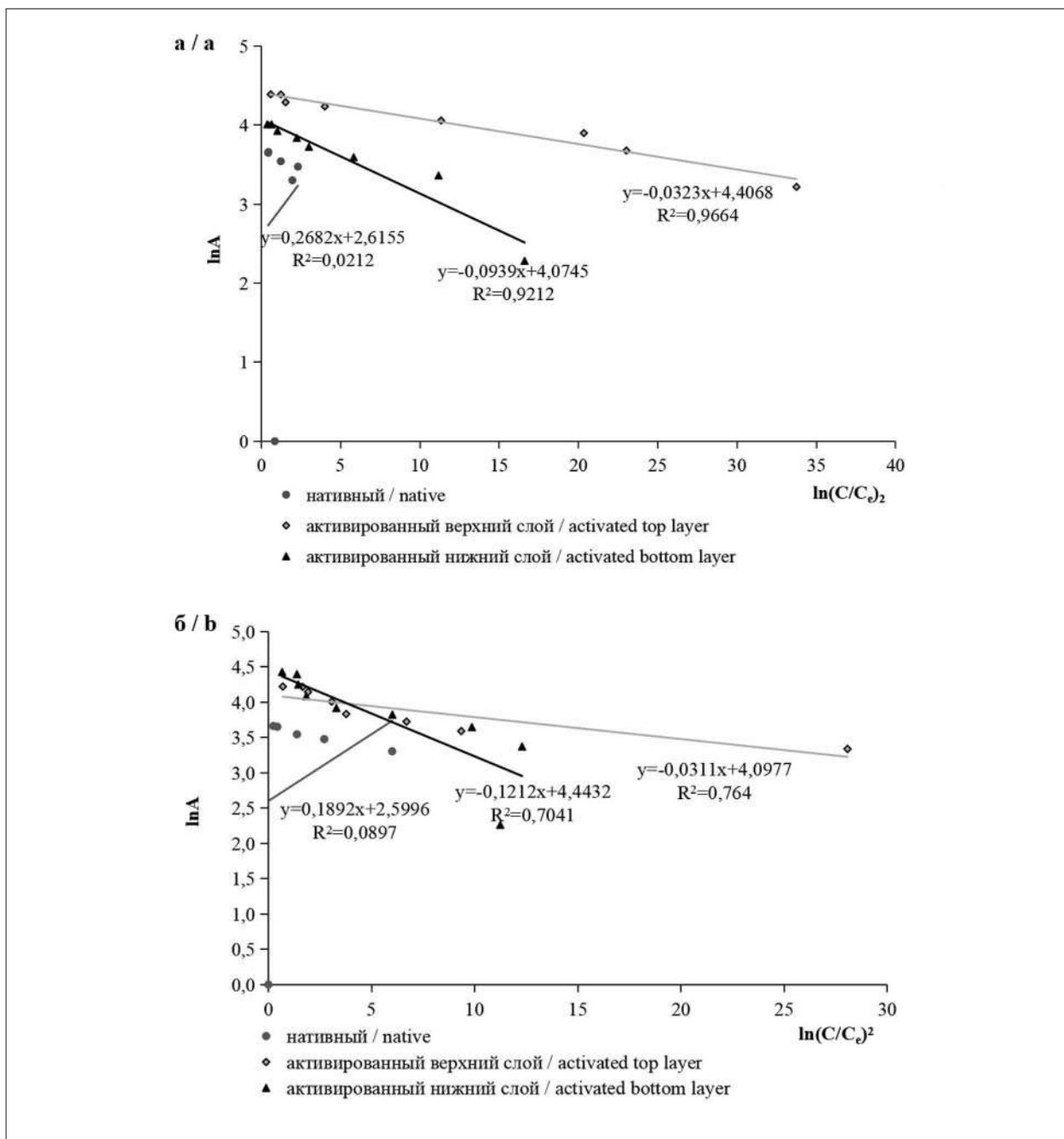


Рис. 4. Линеаризованные изотермы сорбции ионов меди бентонитом по модели Дубинина-Радушкевича: а) бентонит марки 5.1, б) бентонит марки 6.9
Fig. 4. Linearized isotherms of sorption according to the Dubinin-Radushkevich model: а) bentonite grade 5.1, б) bentonite grade 6.9

бинина-Радушкевича для описания сорбции ионов меди. Величина энергии адсорбции для нативного сорбента значительно менее 8 кДж/моль, что характеризует физический характер процесса. При этом после активации энергия возрастает примерно вдвое, но, вероятно, по-прежнему преобладает физическая сорбция. В случае сорбции ионов меди на активированном верхнем слое бентонита энергия адсорбции значительно выше 8 кДж/моль, что позволяет предполагать хемосорбционный процесс.

Теоретически рассчитанные значения максимальной сорбционной ёмкости ионов меди на бентонитах обеих марок по моделям Ленгмюра, Фрейндлиха и экспериментально полученные представлены в таблице 4.

Как уже было отмечено, для нативного материала использование модели Дубинина-Радушкевича не даёт удовлетворительных результатов ввиду низких коэффициентов корреляции линейных зависимостей. В остальных случаях данные модели позволяют адекватно

Таблица 3 / Table 3

Рассчитанные значения максимальной сорбционной ёмкости A_{∞} , мг/г, и энергии сорбции E , кДж/моль, по модели Дубинина-Радушкевича / Calculated values of the maximum sorption capacity A_{∞} , mg/g, and sorption energy E , kJ/mol, according to the Dubinin-Radushkevich model

Вид материала / Type of material	Марка бентонита / Bentonite grade			
	5.1		6.9	
	A_{∞}	E	A_{∞}	E
Нативный бентонит / Native bentonite	13,434	4,81	13,224	5,73
Активированный верхний слой бентонита Activated top layer of bentonite	79,604	13,85	58,560	14,17
Активированный нижний слой бентонита Activated bottom layer of bentonite	57,226	8,15	82,530	7,16

Таблица 4 / Table 4

Теоретически полученные и экспериментально установленные значения максимальной сорбции ионов меди исследуемыми бентонитами марки 5.1 и 6.9, мг/г
Theoretically obtained and experimental values of the maximum sorption of copper ions by the studied bentonites grades 5.1 and 6.9, mg/g

Вид материала Type of material	Модель Ленгмюра Langmuir model		Модель Дубинина-Радушкевича Dubinin-Radushkevich model		Экспериментально установленная Experimentally established	
	марка / grade					
	5.1	6.9	5.1	6.9	5.1	6.9
Нативный бентонит / Native bentonite	52,3	66,2	13,4	13,2	48,9	38,9
Активированный верхний слой бентонита Activated top layer of bentonite	71,9	61,3	79,6	58,5	80,7	82,1
Активированный нижний слой бентонита Activated bottom layer of bentonite	49,0	82,6	57,2	82,5	55,2	68,0

рассчитывать величину максимальной сорбции ионов меди бентонитовыми глинами.

Выводы

На основании проведённых исследований можно сделать вывод о возможности использования бентонитовых глин месторождения Десятый Хутор (Хакасия) для очистки сточных вод от ионов меди. Активация гидрокарбонатом натрия позволяет увеличить в 1,6–2,0 раза сорбционную ёмкость нативного материала.

Сорбционный процесс удовлетворительно описывается моделями Ленгмюра и Фрейндлиха как для нативных бентонитов, так и для модифицированных. Модель Дубинина-Радушкевича адекватно описывает сорбцию только на модифицированных материалах.

Сорбция ионов меди на нативном сорбенте и активированном нижнем слое бентонита характеризуется как физическая, в то время как на активированном верхнем, вероятно, протекает хемосорбционный процесс.

Сорбционная ёмкость активированного гидроксидом натрия бентонита (верхний

слой) составляет 81–84 мг/г, что позволяет использовать его при очистке медьсодержащих сточных вод и тем самым снизить негативное воздействие на поверхностные водные объекты.

References

- Somin V.A., Fogel A.A., Komarova L.F. Water treatment from heavy metals ions on sorbents from wood waste and mineral stock // Ecology and Industry of Russia. 2014. No. 2. P. 56–60 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2014-2-56-60
- Mammadova S.A., Ismayilova V.A., Machmudov F.T., Teymurova E.M., Abdullaeva L.A. Sorption of Pb²⁺ and Mn²⁺ ions on modified bentonite // Sorptionnyye i Khromatograficheskie Protessy. 2021. V. 21. No. 6. P. 850–859 (in Russian). doi: 10.17308/sorpchrom.2021.21/3831
- Atamanova O.V., Tikhomirova E.I., Glubokaya A.S., Koshelev A.V. Studying the structure and properties of sorption materials made on the bases of modified bentonite // Izvestiya Samarskogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk. 2023. V. 25. No. 6 (116). P. 155–164 (in Russian). doi: 10.37313/1990-5378-2023-25-6-155-164

4. Koshelev A.V., Vedeneva N.V., Zamatyrina V.A., Tichomirova E.I., Skidanov E.V. Development of technology for obtaining sorbents based on bentonite clays for water purification systems // *Water and Ecology: Problems and Solutions*. 2018. No. 2 (74). P. 32–39 (in Russian). doi: 10.23968/2305–3488.2018.20.2.32–39
5. Kostin A.V., Mostalygina L.V., Bukhtoyarov O.I. Study of the mechanism of sorption of copper and lead ions on bentonite clay // *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protssy*. 2012. V. 12. No. 6. P. 949–957 (in Russian).
6. Fedorov Yu.S., Samonin V.V., Gaditskaya O.V. Investigation of sorption of cations and anionic complexes of copper by sorbents on the basis of modified bentonite // *Bulletin of the Saint Petersburg State Institute of Technology (Technical University)*. 2018. No. 44. P. 82–86 (in Russian). doi: 10.15217/issn1998984-9.2018.44.82
7. Tatarintseva E.A., Arefieva O.A., Olshanskaya L.N., Petrov A.A., Bugerara F. Extraction of copper and zinc ions from wastewater by a sorbent based on chitosan // *Theoretical and Applied Ecology*. 2023. No. 1. P. 148–153 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-1-148-153
8. Mockovčiaková A., Orolínová Z., Škvarla J. Enhancement of the bentonite sorption properties // *J. Hazard. Mater.* 2010. V. 180. No. 1–3. P. 274–281. doi: 10.1016/j.jhazmat.2010.04.027
9. Alkaram U.F., Mukhlis A.A., Al-Dujaili A.H. The removal of phenol from aqueous solutions by adsorption using surfactant-modified bentonite and kaolinite // *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 169. No. 1–3. P. 324–332. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.03.153
10. Diaz-Nava M.C., Olguín M.T., Solache-Ríos M. Adsorption of phenol onto surfactants modified bentonite // *J. Incl. Phenom. Macrocycl. Chem.* 2012. V. 74. P. 67–75. doi: 10.1007/s10847-011-0084-6
11. Guo J., Chen S., Liu L., Li B., Yang P., Zhang L., Feng Y. Adsorption of dye from wastewater using chitosan-CTAB modified bentonites // *J. Colloid Interface Sci.* 2012. V. 382. No. 1. P. 61–66. doi: 10.1016/j.jcis.2012.05.044
12. Ushakova E.S., Solovyova L.V., Ushakov A.G. Strengthening of carbon sorbents by the introduction of mineral additives // *Theoretical and Applied Ecology*. 2022. No. 1. P. 129–133 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-1-129-133
13. Pokidko B.V., Bukanova E.F., Tutorsky I.A., Il'ina M.B. Influence of Ca²⁺ on the adsorption of different surfactants in the bentonite-water interface // *Fine Chemical Technologies*. 2009. V. 4. No. 1. P. 77–83 (in Russian).
14. Merkusina K.V., Rodionov A.I. Application of modified bentonite clay for removal of oil products from wastewater // *Uspekhi v himii i himicheskoy tekhnologii*. 2009. V. 23. No. 10 (103). P. 88–91 (in Russian).
15. Eman E.A. Modified activated carbon and bentonite used to adsorb petroleum hydrocarbons emulsified in aqueous solution // *Am. J. Environ. Prot.* 2013. V. 2. No. 6. P. 161–169. doi: 10.11648/j.ajep.20130206.17
16. Safarov R.S. Study of phenol adsorption on modified forms of bentonite // *Al'manah sovremennoj nauki i obrazovaniya*. 2009. No. 5 (24). P. 123–125 (in Russian).
17. He H., Xu E., Qiu Z., Wu T., Wang S., Lu Y., Chen G. Phenol adsorption mechanism of organically modified bentonite and its microstructural changes // *Sustainability*. 2022. V. 14. No. 3. Article No. 1318. doi: 10.3390/su14031318
18. Anirudhan T.S., Ramachandran M. Adsorptive removal of basic dyes from aqueous solutions by surfactant modified bentonite clay (organoclay): kinetic and competitive adsorption isotherm // *Process Saf. Environ. Prot.* 2015. V. 95. P. 215–225. doi: 10.1016/j.psep.2015.03.003
19. Chinoune K., Bentaleb K., Boubberka Z., Nadim A., Maschk U. Adsorption of reactive dyes from aqueous solution by dirty bentonite // *Applied Clay Science*. 2016. V. 123. P. 64–75. doi: 10.1016/j.clay.2016.01.006
20. Belousov P.E., Krupskaya V.V., Zakusin S.V., Zhigarev V.V. Bentonite clays from 10th Khutor deposit: features of genesis, composition and adsorption properties // *RUDN Journal of Engineering Researches*. 2017. V. 18. No. 1. P. 135–143 (in Russian). doi: 10.22363/2312-8143-2017-18-1-135-143

Перспективы использования комбинированного показателя состояния активного ила в практике водоочистки

© 2025. Е. С. Балымова, к. т. н., доцент, А. Ф. Гилязева, магистрант, Ф. Ю. Ахмадуллина, ст. преподаватель, Р. К. Закиров, к. т. н., доцент, Казанский национальный исследовательский технологический университет, 420015, Россия, г. Казань, ул. Карла Маркса, д. 68, e-mail: ilc2013@inbox.ru

В настоящее время для промышленных сточных вод характерно усложнение состава и повышение токсичности. Очистка промышленных сточных вод проходит в основном на биологических очистных сооружениях, отличительной особенностью которых является реализация процесса продлённой аэрации сточных вод. Для обеспечения требуемого качества биоочищенных вод обязательным условием является знание состояния активного ила в процессе биологической очистки. Поэтому целью работы являлась оценка состояния активного ила в процессе биологической очистки промышленных стоков в сравнительном аспекте и разработка нового, более перспективного показателя оценки состояния активного ила. Оценивали состояние активных илов, формирующихся на сточных водах производств органического синтеза и на сточных водах нефтехимических предприятий. Установлена аналогичная тенденция изменения состояния активного ила в процессе биологической очистки, оцениваемого по пятибалльной шкале и гидробиологическому индексу Шеннона. Исключение составляет модифицированный индекс Куба, для которого показано количественное несоответствие его изменения по сравнению с вышеуказанными параметрами. Выявлены определённый субъективизм пятибалльной шкалы оценки, связанный с профессионализмом микробиолога, и недостаточная информативность гидробиологических индексов, учитывающих только наличие индикаторных организмов активного ила. Для использования в практике водоочистки предложен новый количественный показатель, базирующийся на данных прямых аналитических измерений и равный отношению мутности надплывовой жидкости к величине родового индекса Шеннона (комбинированный показатель). Показано полное соответствие изменения состояния активного ила по пятибалльной шкале оценки и комбинированному показателю, характеризующему уровень стрессирования активного ила в процессе биоочистки. Отмечена большая чувствительность комбинированного показателя, особенно при значительном снижении оценки состояния активного ила. Получена прогностическая модель, описывающая изменение состояния активного ила, формирующегося на стоках производств органического синтеза, в процессе биоочистки и его восстановительный потенциал (коэффициент детерминации 97,06%).

Ключевые слова: биологическая очистка, активный ил, пятибалльная шкала оценки, гидробиологические индексы, комбинированный показатель.

Prospects for using a combined indicator of activated sludge status in water treatment practice

© 2025. E. S. Balymova ^{ORCID: 0000-0002-4268-7600}, A. F. Gilyazeva ^{ORCID: 0009-0002-6023-0556}, F. Y. Akhmadullina ^{ORCID: 0000-0001-6538-5616}, R. K. Zakirov ^{ORCID: 0000-0003-3771-4077}, Kazan National Research Technological University, 68, Karl Marx St., Kazan, Russia, 420015, e-mail: ilc2013@inbox.ru

Currently, industrial wastewater is characterized by a more complex composition and increased toxicity. Industrial wastewater treatment takes place mainly in biological treatment plants, the distinctive feature of which is the implementation of the process of extended aeration of wastewater. To ensure the required quality of biotreated water, it is prerequisite to know the status of activated sludge during the biological treatment process. Therefore, the purpose of the work was to assess the state of activated sludge in the process of biological treatment of industrial wastewater in a comparative aspect and to develop a new, more promising indicator for assessing the activated sludge status. The article assessed the status of two activated sludges: formed on wastewater from organic synthesis plants and on wastewater from petrochemical enterprises. A similar trend has been established for changes in the activated sludge status while biological treatment, assessed on a five-point scale and the Shannon hydrobiological index. The exception is the modified Cube index, for which the quantitative discrepancy of its changes compared to the above is shown. A certain subjectivity of the five-point rating scale, associated with the microbiologist qualification, and insufficient information content of hydrobiological

indices which take into account only the presence of indicator organisms of activated sludge were revealed. For use in water treatment practice, a new quantitative indicator has been proposed. It is based on data from direct analytical measurements. It is equal to the ratio of the supernatant liquid turbidity to the generic Shannon index (combined indicator) value. The complete correspondence of the change in the activated sludge status on a five-point rating scale and a combined indicator characterizing the stress level of activated sludge during the biotreatment process is shown. Greater sensitivity of the combined indicator was noted, especially with a significant decrease in the assessment of the activated sludge status. A predictive model has been obtained that describes the change in the status of activated sludge formed from wastewater of organic synthesis plant during the water treatment and its recovery potential (coefficient of determination 97.06%).

Keywords: biological treatment, activated sludge, five-point rating scale, hydrobiological indices, combined indicator.

Наблюдаемая ситуация на сегодняшний день – значительное загрязнение поверхностных водоёмов из-за возрастающего антропогенного воздействия вследствие поступления недоочищенных промышленных и сельскохозяйственных стоков в водоприёмники [1–3]. В результате резко снизилась их самоочищающая способность, и возникла острая необходимость осуществления превентивных мероприятий по их восстановлению [4, 5].

Одно из наиболее возможных и реализуемых решений этой проблемы – усовершенствование работы очистных сооружений, большинство из которых были запущены в эксплуатацию ещё в прошлом веке. Учитывая радикальное изменение и усложнение состава современных промышленных стоков, качество биоочищенных вод не всегда отвечает нормативным требованиям. Эффективность биологической очистки промышленных стоков зависит от состояния активного ила, осуществляющего процесс водоочистки, знание этого в динамике очень важно для оценки и прогнозирования его восстановительного потенциала на окончании процесса биологической очистки сточных вод (БОВ), что позволит предусмотреть проведение превентивных рекультивационных мероприятий при необходимости (в случае неудовлетворительного состояния активного ила).

Для количественной оценки состояния активного ила используют как балльную [6], так и приоритетные на сегодняшний день системы, базирующиеся на индексах биоразнообразия (индексы Шеннона и Куба) [7, 8].

Традиционная балльная система учитывает состояние всех составляющих иловой суспензии: состояние индикаторных микроорганизмов активного ила, его хлопьев и надиловой жидкости. Но стоит отметить определённый субъективизм балльной системы, связанный с профессионализмом микробиолога, оценивающего состояние активного ила.

Что касается индексационных систем оценки состояния активного ила, то они

учитывают только наличие индикаторных микроорганизмов биоценоза активного ила, что недостаточно информативно.

Целью исследования являлась оценка состояния активного ила в процессе биологической очистки промышленных стоков в сравнительном аспекте и возможность использования в практике водоочистки нового, более перспективного показателя оценки состояния активного ила.

Объекты и методы исследования

Объекты исследования – активные илы, формирующиеся на сточных водах производств органического синтеза и предприятий нефтехимического комплекса. Отбор проб иловых суспензий осуществляли на выходе из зоны регенерации совмещённого аэротенка. Для достижения поставленной цели работа проводилась с илами, различающимися по исходному состоянию, что характерно для очистки сточных вод, непостоянных и сложных по составу.

Микроскопирование активного ила осуществляли с использованием препарата «раздавленная капля» в неокрашенных препаратах, применяя микроскоп МИКМЕД-5 при увеличении $\times 100$ и $\times 400$ по ПНД Ф СБ 14.1.77-96.

Токсичность надиловой жидкости оценивали методом биотестирования с использованием в качестве тест-объекта равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* по ГОСТ Р 57166-2016.

Определение контрольных показателей сточных вод и активного ила проводили по методикам измерений: ХПК – по ПНД Ф 14.1:2:3.100-97, рН – по ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) – по ПНД Ф 14.1:2.247-07, фенол – по ПНД Ф 14.1:2.104-97, мутность надиловой жидкости – по ПНД Ф 14.1:2:4.213-05, дозу активного ила – по ФР 1.31.2008.04397.

Оценку состояния активного ила в процессе БОВ осуществляли по пятибалльной

шкале [6], индексу Шеннона [7] и модифицированному индексу Куба [8]. В основе первой оценочной системы: визуальное изучение активного ила, включая состояние хлопьев активного ила, надилловой жидкости и физиологическое состояние индикаторных микроорганизмов с последующей оценкой в соответствии с рекомендациями [9]. Учитывая сложность и продолжительность экспериментального определения видового состава микроорганизмов активного ила, в работе использовали модификации индексов видового биоразнообразия Шеннона и Куба, базирующиеся на родовом составе гидробионтов.

Экспериментальные исследования предполагали проведение полного факторного эксперимента в трёхкратной повторности. Проанализировано более 700 проб для каждого активного ила (формирующегося на сточных водах производств органического синтеза [10] и стоках предприятий нефтехимического комплекса [11]). Статистическую обработку полученных данных проводили в пакете прикладных программ Statistica 13.5; значение доверительной вероятности $P=0,95$.

Результаты и обсуждение

Для корректного сопоставления полученных результатов оценки активных илов с различным исходным состоянием использовали относительные характеристики изменения состояния активного ила в процессе очистки сточных вод производств органического синтеза, приняв за 100% оценку исходного состояния активного ила, независимо от системы оценки состояния активного ила (рис. 1).

Следует отметить практически аналогичную тенденцию изменения состояния активного ила, выраженного в баллах и единицах родового индекса Шеннона (рис. 1а, б). Что касается оценки состояния биоценоза активного ила по родовому индексу Куба (рис. 1в), то наблюдаемое количественное несоответствие изменения данного индекса по сравнению с вышеуказанными, видимо, связано с более высокой чувствительностью индекса Куба к изменению количественного, а не качественного состава микроорганизмов активного ила – биоиндикаторов [8].

Сравнительный анализ изменения состояния активного ила в процессе биологической очистки сточных вод производств органического синтеза (рис. 1) и активного ила, формирующегося на сложных по составу биорезистентных стоках предприятий

нефтехимического комплекса (рис. 2), показал аналогичность тенденций изменения относительной оценки состояния активного ила, оцениваемого по пятибалльной шкале и гидробиологическому индексу Шеннона.

Но при этом, для системы, базирующейся на использовании родового индекса Шеннона, не учитывающего состояния хлопьев активного ила и надилловой жидкости, характерно завышение результатов количественной оценки состояния активного ила, что искажает достоверность полученной информации.

С другой стороны, определённый субъективизм 5-балльной шкалы оценки снижает её преимущество и диктует необходимость использования количественного показателя, учитывающего как фактор биоразнообразия микробиоценоза, так и состояние хлопьев активного ила.

В связи с этим, предложено для оценки состояния активного ила искусственных экосистем в процессе биологической очистки использовать комбинированный показатель, абсолютная величина которого характеризует уровень стресса активного ила при воздействии экотоксикантов в процессе водоочистки непостоянных по составу и токсичных промышленных сточных вод:

$$КП = \frac{M}{H_{\text{мод}}} \quad (1)$$

где M – мутность надилловой жидкости, мг/дм³;
 $H_{\text{мод}}$ – родовый индекс Шеннона.

Использование мутности надилловой жидкости обосновано тем, что данный показатель опосредованно указывает на состояние хлопьев активного ила: рост мутности надилловой жидкости свидетельствует об их дефлокуляции, наличии большого числа свободноплавающих клеток [12, 13]. При этом, ухудшение условий функционирования искусственной экосистемы должно приводить к повышению величины этого показателя и, наоборот, при стабильной работе очистных сооружений.

К преимуществам комбинированного показателя следует отнести объективный характер оценки состояния активного ила и более высокую точность, так как он базируется на данных прямых экспериментальных определений (фотометрический метод и микроскопирование) [14].

Сопоставление двух показателей – индекса Шеннона и комбинированного показателя, характеризующего уровень стрессирования активного ила в процессе водоочистки, – показало полное соответствие их изменения в

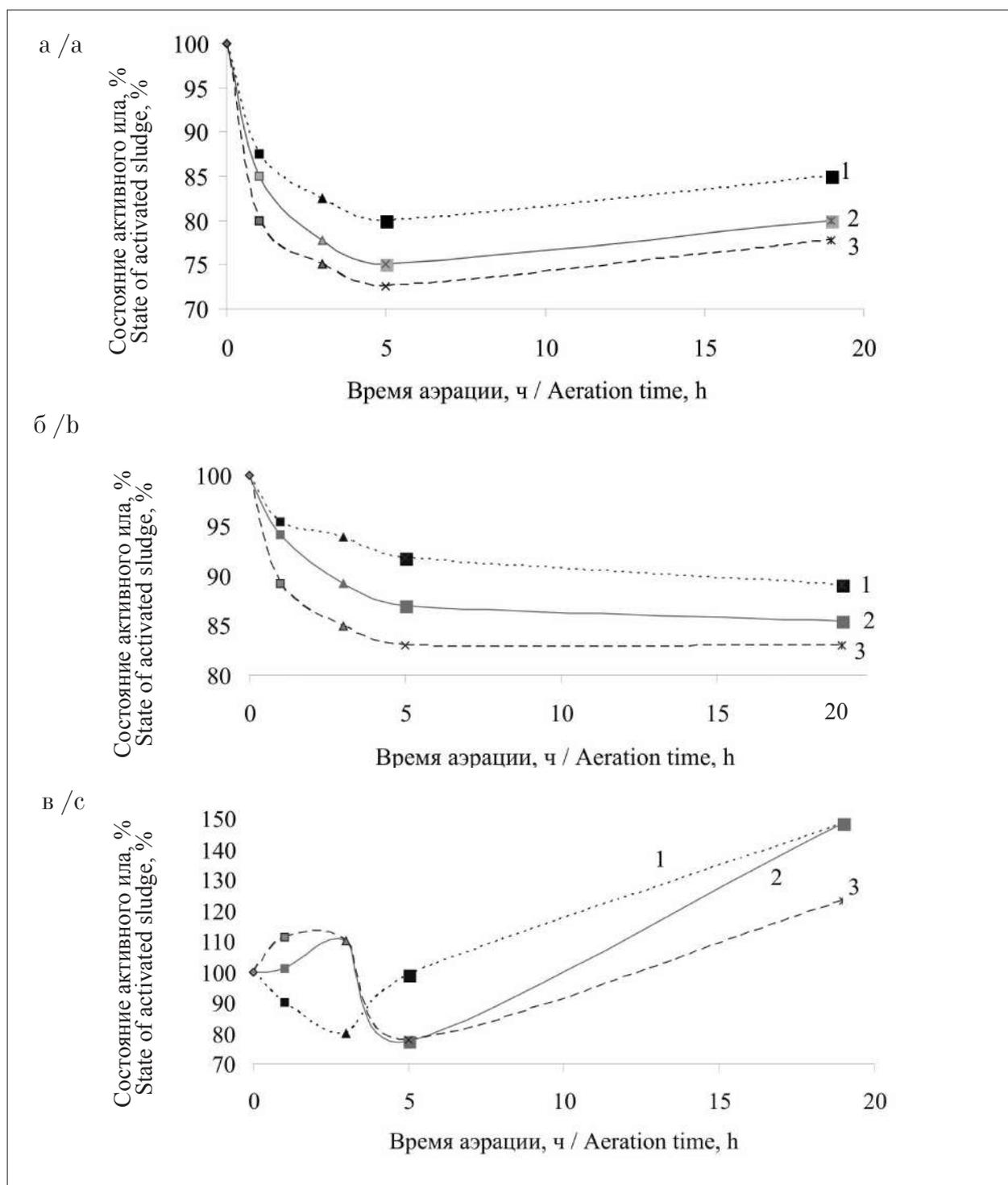


Рис. 1. Изменение состояния активного ила в процессе биологической очистки сточных вод производств органического синтеза ($C_{\text{СПАВ}}=10 \text{ мг/дм}^3$, $C_{\text{Фенол}}=10 \text{ мг/дм}^3$, $C_{\text{Глицерин}}=150 \text{ мг/дм}^3$) при варьировании ХПК (1 – 650 мгО/дм^3 , 2 – 1000 мгО/дм^3 , 3 – 2000 мгО/дм^3):

Fig. 1. The activated sludge status during wastewater biological treatment of organic synthesis plant (at the concentration of synthetic surfactants 10 mg/dm^3 , phenol – 10 mg/dm^3 , glycol – 150 mg/dm^3) with varying COD (1 – 650 mgO/dm^3 , 2 – 1000 mgO/dm^3 , 3 – 2000 mgO/dm^3): а – on a five-point scale, б – on the Shannon index, в – on the Cube index (at $P=0,95$)

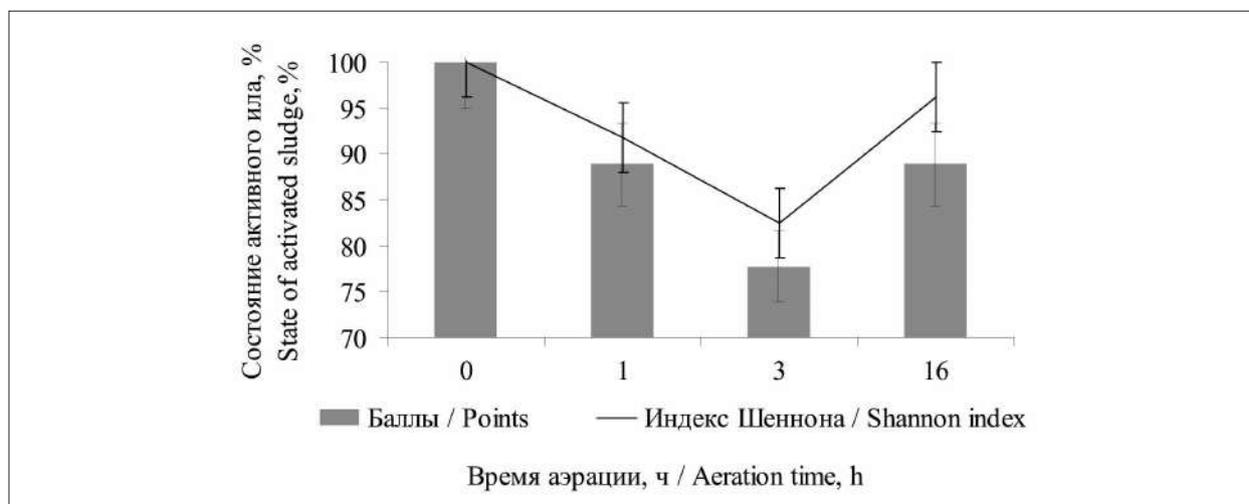


Рис. 2. Изменение состояния активного ила, формирующегося на стоках предприятий нефтехимического комплекса, в процессе биологической очистки (при P=0,95)
Fig. 2. Changes in the state of activated sludge, formed from wastewater of petrochemical enterprises, during biological treatment (at P=0.95)

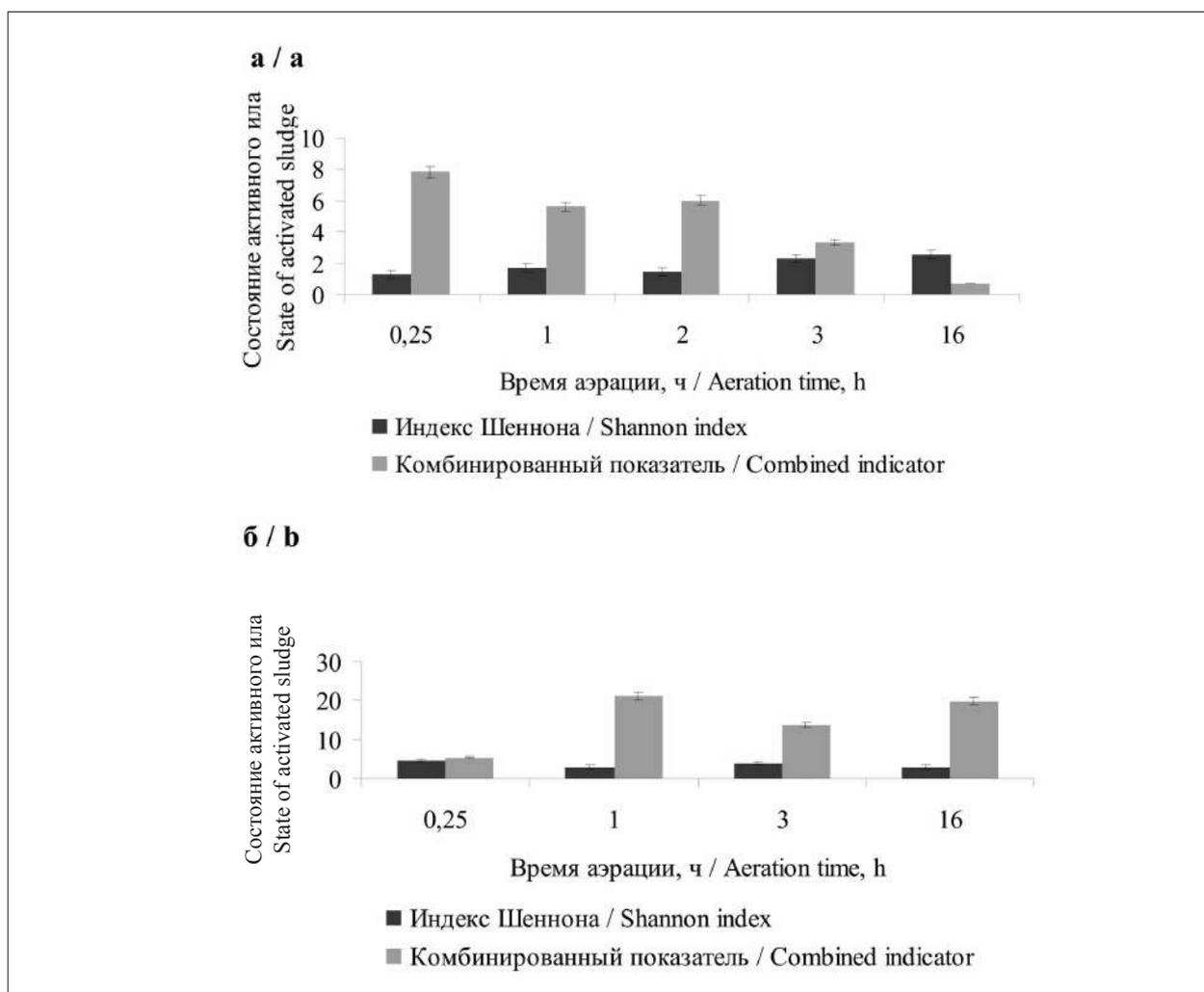


Рис. 3. Изменение состояния активного ила в процессе биологической очистки вод: а – активный ил, формирующийся на сточных водах производств органического синтеза; б – активный ил, формирующийся на сточных водах предприятий нефтехимического комплекса (при P=0,95)
Fig. 3. Changes in the state of activated sludge in the water treatment process: a – activated sludge, formed from wastewater of organic synthesis plants; b – activated sludge, formed from wastewater of petrochemical enterprises (at P=0.95)

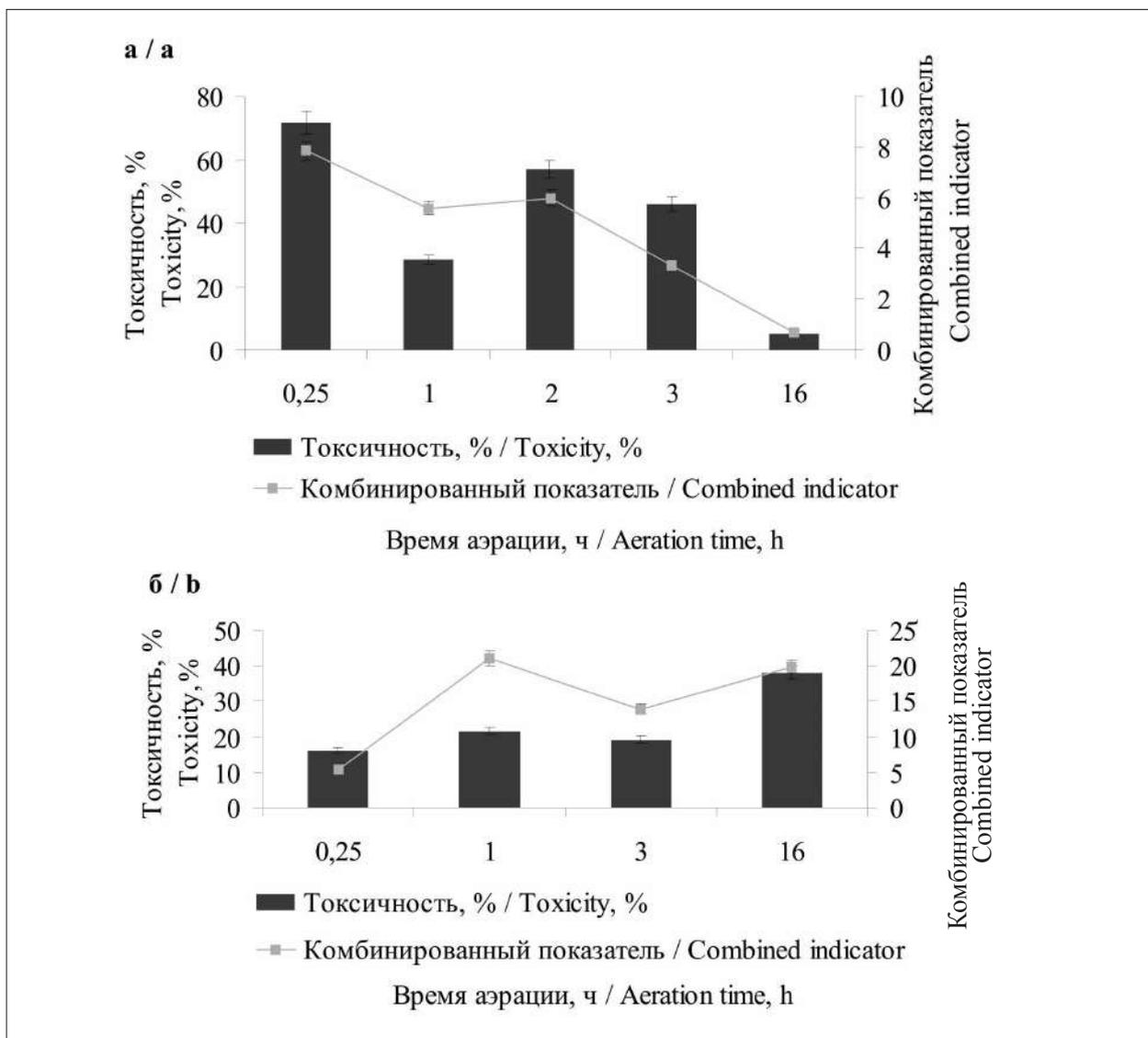


Рис. 4. Изменение комбинированного показателя и токсичности надиловой жидкости в процессе БОВ: а – активный ил, формирующийся на сточных водах производств органического синтеза; б – активный ил, формирующийся на сточных водах предприятий нефтехимического комплекса (при P=0,95)

Fig. 4. Changes in the combined indicator and toxicity of supernatant during the water treatment process: a – activated sludge, formed from wastewater of organic synthesis plants; b – activated sludge, formed from wastewater of petrochemical enterprises (at P=0.95)

процессе биологической очистки вод (БОВ) (рис. 3), но большую чувствительность последнего.

Использование комбинированного показателя позволяет получить более чёткое представление об изменении состояния активного ила в процессе биологической очистки сточных вод, что и следовало ожидать, так как данный показатель учитывает не только данные микроскопирования биоценоза, но и состояние надиловой жидкости и, как следствие, хлопьев ила.

Следует отметить также наблюдаемую согласованность результатов по изменению

комбинированного показателя и токсичности надиловой жидкости в процессе БОВ (рис. 4), что может служить ещё одним аргументом, свидетельствующим об универсальном характере комбинированного показателя, достоверно описывающего состояние активного ила в процессе водоочистки, и подтверждающим возможность и целесообразность его использования на практике.

Перспективность и правомочность использования комбинированного показателя для описания изменения состояния активного ила в процессе БОВ и прогнозирования его восстановительного потенциала также получили

**Е. С. Балымова, А. Ф. Гиляева, Ф. Ю. Ахмадуллина, Р. К. Закиров,
«Перспективы использования комбинированного показателя
состояния активного ила в практике водоочистки». С. 140.**

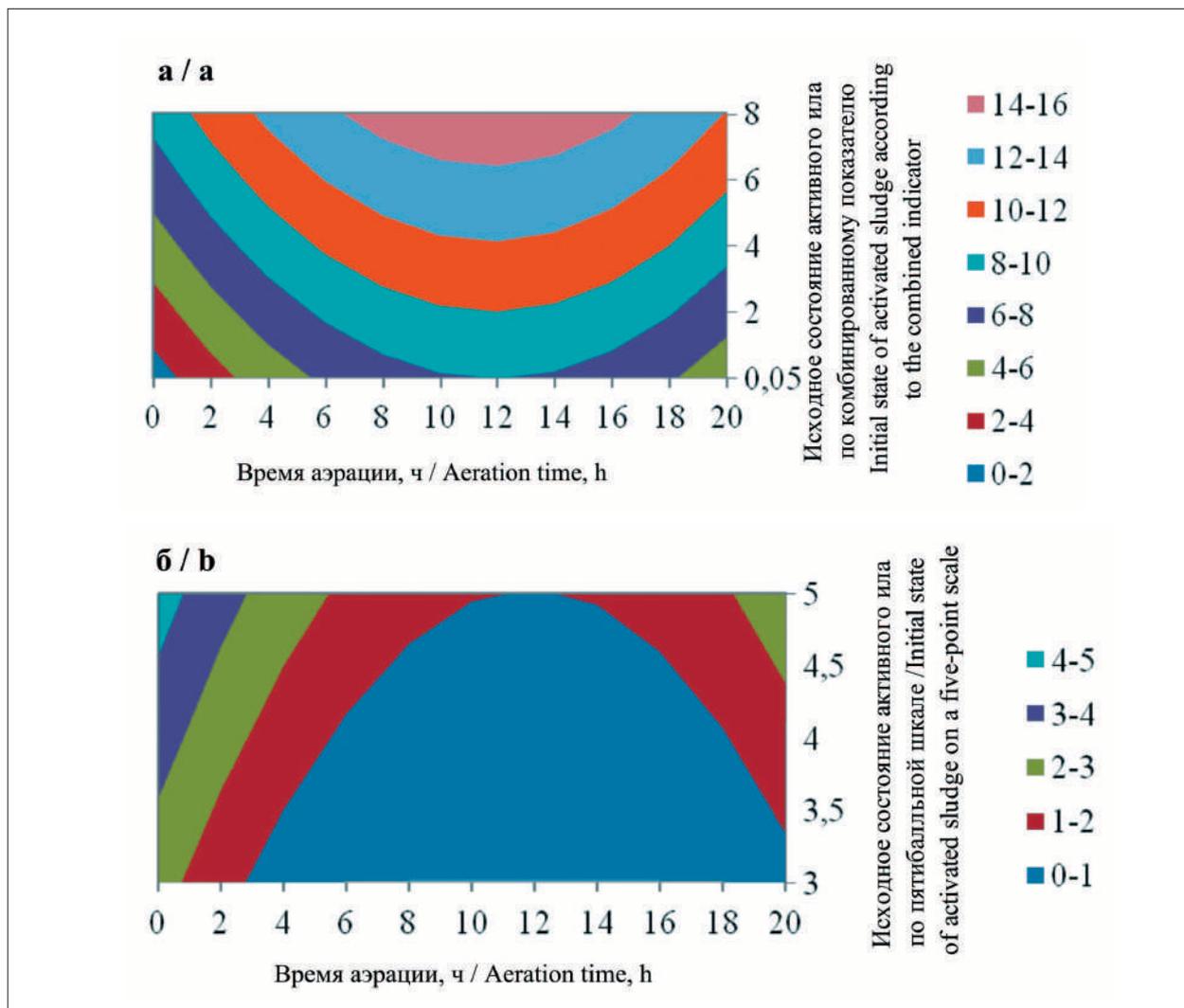


Рис. 5. Состояние активного ила в процессе водоочистки от фенола, неионогенных СПАВ и гликолей при аномальных условиях его функционирования: а – по комбинированному показателю; б – по 5-балльной шкале оценки (при $P=0,95$)

Fig. 5. The state of activated sludge in the water treatment process from phenol, nonionic surfactants and glycols under abnormal operating conditions: a – according to the combined indicator; b – according to a five-point rating scale (at $P=0.95$)

подтверждение при сопоставлении регрессионных уравнений, адекватно описывающих зависимость состояния активного ила в процессе водоочистки от контрольных стрессоров, полученных на основании двух количественных показателей состояния активного ила: пятибалльная шкала оценки (коэффициент детерминации 90,11%) и комбинированный показатель (коэффициент детерминации 97,06%) [10, 11, 15].

В качестве контрольных стрессоров выступали фенол (50 мг/дм³) и неионогенные СПАВ (50 мг/дм³) и гликоли (250 мг/дм³) при ХПК=1500 мгО/дм³ (рис. 5).

Наблюдается хорошее согласование результатов, описывающих состояние активного ила в динамике по пятибалльной шкале оценке (рис. 5б, см. цв. вкладку II) или уровень стрессирования (обратный аналог) по комбинированному показателю (рис. 5а, см. цв. вкладку II), но более высокая чувствительность комбинированного показателя, глубже отражающего изменения, происходящие в активном иле, особенно при значительном снижении оценки состояния активного ила, оцениваемого по пятибалльной шкале (1–2 балла).

Заключение

Проведённые исследования показали перспективность использования комбинированного показателя для получения достоверной прогностической информации о состоянии активного ила в процессе биологической очистки сточных вод и восстановительном потенциале активного ила, осуществляющего очистку сточных вод, содержащих фенолы, неионогенные СПАВ и гликоли при изменении нагрузки по ХПК, что обусловлено его более высокой чувствительностью к изменению интенсивности воздействия стресс-факторов на активный ил по сравнению с индексационной и балльной системами оценки состояния. Полученная прогностическая модель позволит предусмотреть проведение превентивных технологических мероприятий для обеспечения безопасной эксплуатации очистных сооружений.

References

1. Khan N.A., López-Maldonado E.A., Majumder A., Singh S., Varshney R., López J.R., Méndez P.F., Ramamurthy P.C., Khan M.A., Khan A.H., Mubarak N.M., Amhad W., Shamshuddin S.Z.M., Aljundi I.H. A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods //

Chemosphere. 2023. No. 344. Article No. 140264. doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.140264

2. Hussain A., Kumari R., Sachan S.G., Sachan A. Biological wastewater treatment technology: Advancement and drawbacks // Microbial ecology of wastewater treatment plants. Elsevier, 2021. P. 175–192. doi: 10.1016/B978-0-12-822503-5.00002-3

3. Ashikhmina T.Ya., Skugoreva S.G., Adamovich T.A., Tovstik E.V. Assessment of the state of surface water bodies in the area of the pesticide disposal site // Theoretical and Applied Ecology. 2021. No. 1. P. 104–111 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4304-2021-1-104-111

4. Kondrashin K.G. Processes of self-purification of natural waters and their laboratory model // Vestnik Rossiyskogo universiteta družby narodov. Seriya: Ekologiya i bezopasnost zhiznedeyatelnosti. 2022. V. 30. No. 2. P. 107–115 (in Russian). doi: 10.22363/2313-2310-2022-30-2-107-115.

5. Shlekova I.Yu., Knysh A.I. Increasing the efficiency of aerobic biological treatment of oil-containing wastewater // Theoretical and Applied Ecology. 2021. No. 1. P. 203–209 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4304-2021-1-203-209

6. Belyaeva M.A., Gunter L.I. On the characteristics of activated sludge biocenoses in high-load aeration tanks and aeration tanks with a long period of aeration // Nauchnye trudy vysshey shkoly. 1969. No. 7. P. 98–103 (in Russian).

7. Pielou E.C. Shannon's formula as a measure of species diversity: its use and misuse // Amer. Natur. 1966. V. 100. No. 914. P. 463–465. doi: 10.1086/282439

8. Zhmur N.S. Technological and biochemical processes of wastewater treatment in facilities with aeration tanks. Moskva: AKVAROS, 2003. 512 p. (in Russian).

9. Kutikova L.A. Fauna of aeration tanks (Atlas). Leningrad: Nauka, 1984. 264 p. (in Russian).

10. Balymova E.S., Akhmadullina F.Yu., Zakirov R.K. Biomonitoring of activated sludge in the process of extended aeration of wastewater // Voda: khimiya i ekologiya. 2010. No. 9. P. 29–34 (in Russian).

11. Akhmadullina F.Yu., Gilyazeeva A.F., Gilyazeeva I.F., Gazizova O.V., Kunda D., Balymova E.S. Opportunity and prospects of use of the method of bioindication for assessment of operating conditions of knot of the denitrification of the biological research station // Butlerov Communications. 2022. V. 69. No. 2. P. 91–97 (in Russian). doi: 10.37952/ROI-jbc-01/22-69-2-91

12. Wilén B.M., Keiding K., Nielsen P.H. Anaerobic deflocculation and aerobic reflocculation of activated sludge // Water Research. 2000. V. 34. No. 16. P. 3933–3942. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00274-8

13. Bott C.B., Love N.G. Investigating a mechanistic cause for activated-sludge deflocculation in response to shock loads of toxic electrophilic chemicals // Water Environ. Res. 2002. V. 74. No. 3. P. 306–315. doi: 10.2175/106143002x140044

14. Balymova E.S., Shulnikova A.A., Novikova A.R., Zakirov R.K., Akhmadullina F.Yu. Ecological and biological characteristics of sewage treatment plants activated sludge biocenosis by seasons // *Butlerov Communications*. 2023. V. 76. No. 12. P. 151–158 (in Russian). doi: 10.37952/ROI-jbc-01/23-76-12-151

15. Achmadulina F.Y., Zakirov R.K., Balymova E.S., Denisova V., Brovdová T., Trögl J., Neruda M. Comparison of bioindicator eukaryotes of activated sludge biocenoses on two water-treatment plants: a case study // *Nova Biotechnologica et Chimica*. 2017. V. 16. No. 1. P. 54–60. doi: 10.1515/nbec-2017-0008

Видоспецифичная альгицидная активность нитрило-трис-метиле́нфосфонатоцинката в охлаждающей воде теплоэнергоцентрали

© 2025. Ф. Ф. Чаусов¹, д. х. н., в. н. с., М. А. Шумилова¹, к. х. н., в. н. с.,
П. А. Глушко², студент, Н. Н. Пастухова³, вед. технолог,
В. А. Яковлев³, инженер-технолог, З. З. Тимербаева³, инженер-технолог,
Р. В. Мустакимов³, руководитель лаборатории,

¹Удмуртский федеральный исследовательский центр УрО РАН,
426067, Россия, г. Ижевск, ул. Т. Барамзиной, д. 34,

²Казанский (Приволжский) федеральный университет,
420008, Россия, г. Казань, ул. Кремлёвская, д. 18,

³Ижевский электромеханический завод «Купол»,
426003, Россия, г. Ижевск, ул. Песочная, д. 3,
e-mail: chaus@udman.ru

Отходы растворов цинкования, образующиеся на большом числе промышленных предприятий и содержащие значительное количество ионов цинка, являются опасными экотоксикантами. Использование солей цинка из отработанных гальванических растворов позволяет получить на их основе эффективные ингибиторы коррозии и биообрастаний. В работе представлены результаты испытаний ингибитора коррозии, солеотложений и биообрастаний $\text{Na}_4[\text{Zn}\{\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\}]\cdot 13\text{H}_2\text{O}$, полученного на основе отходов гальванических производств цинкования, на альгицидную активность по отношению к *Chrysooccus rufescens*, *Nitzschia biacrula* и *Melosira varians*, обнаруженным в поступающей речной воде и системе оборотного охлаждения теплоэнергоцентрали. После начала введения ингибитора обнаружено снижение разнообразия видов, а также общей численности водорослей. Установлено, что исследованный реагент обладает наибольшей альгицидной активностью по отношению к *Chrysooccus rufescens*: зафиксировано снижение численности клеток на 65% в течение трёх дней действия реагента с концентрацией 5 мг/дм³. Определено, что концентрация железа и меди в исходной речной воде и в системе охлаждения оставалась практически неизменной, что подтверждает свойства исследуемого комплекса как ингибитора коррозии.

Ключевые слова: нитрило-трис-метиле́нфосфонатоцинкат, отходы электролита цинкования, альгицид.

Species-specific algicidal efficiency of nitrilo-tris(methylenephosphonato)zincate in the cooling water of thermal power plant

© 2025. F. F. Chausov¹ ORCID: 0000-0003-4950-2370, M. A. Shumilova¹ ORCID: 0000-0001-5582-0258,
P. A. Glushko² ORCID: 0009-0006-2989-1806, N. N. Pastukhova³ ORCID: 0009-0007-6031-9821,
V. A. Yakovlev³ ORCID: 0009-0004-2066-6923, Z. Z. Timerbaeva³ ORCID: 0009-0003-8594-3816,
R. V. Mustakimov³ ORCID: 0009-0002-4078-7058

¹Udmurt Federal Research Center of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,
34, T. Baramzinoy St., Izhevsk, Russia, 426067,

²Kazan Federal University,
18, Kremlevskaya St., Kazan, Russia, 420008,

³Izhevsk Electromechanical Plant “Kupol”,
3, Pesochnaya St., Izhevsk, Russia, 426003,

e-mail: chaus@udman.ru

Waste of the zinc-contain galvanic solutions generated at a large number of industrial enterprises is one of the most dangerous ecotoxicants. The paper presents the results of testing the corrosion, salt deposition and biofouling inhibitor $\text{Na}_4[\text{Zn}\{\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\}]\cdot 13\text{H}_2\text{O}$, obtained from galvanizing plants waste, for algicidal activity against *Chrysooccus rufescens*, *Nitzschia biacrula* and *Melosira varians*. In the river water sample, single algal cells of two species were found: *Cyclotella menengiana* and *Chrysooccus rufescens*. In water samples from the circulating cooling system, the number of algal cells significantly exceeded the number of cells in the river water. After the inhibitor was introduced, a decrease

in the diversity of Bacillariophyceae species from 18 to 9 was observed, as well as a decrease in the total number of algae. *Melosira varians* and *N. biacricula* remained dominant species, but their number decreased by 2 times. After 3 days of inhibition, the total content of algae decreased by 17.4%. It has been established the studied reagent has the greatest algicidal activity to *C. rufescens*: a 65% decrease in the number of cells was recorded within three days of the reagent action with a concentration of 5 mg/dm³. It was determined that iron and copper in the river water and in the cooling system remained virtually unchanged, which confirms the properties of the studied complex as a corrosion inhibitor. The ability to use one reagent instead of several commonly used ones (corrosion inhibitor, antiscaling agent and bactericide) without reducing the efficiency of water treatment allows for a reduction in the costs of maintaining the water chemistry regime of the thermal power plant's circulating cooling system.

Keywords: nitrilo-tris(methylenephosphonato)zincate, spent zinc galvanic solution, algaeicides.

Гальванические отходы образуются на большом количестве предприятий, общее количество которых в Российской Федерации превышает 7000 гальванических цехов [1]. Отработанные электролиты содержат значительное количество тяжёлых металлов и являются одними из самых опасных экотоксикантов. Хотя сбрасываемые отработанные растворы гальванических ванн составляют 0,2–0,3% от общего количества промышленных стоков, содержание экотоксикантов в них доходит до 70% от общего количества поллютантов, содержащихся в сточных промышленных водах [2].

Кроме загрязнения окружающей среды, потери отработанных электролитов влекут за собой затраты предприятий на ежегодную закупку материалов. Нагрузка на очистные сооружения при сливе гальванических отходов влечёт за собой частые «проскоки» по металлам, и, как следствие, высокие штрафы. Среднее содержание солей металлов в ванне составляет 100–200 г/дм³, при этом использование их осуществляется лишь на 30–40%. Ежегодные затраты, приходящиеся на закупку солей цветных металлов для одной ванны объёмом 500 дм³, доходят до 150 тыс. руб. На одном производстве в среднем содержится около 10 гальванических ванн; следовательно, общие затраты в год только на химикаты составляют 1,5–3,0 млн руб. Стоимость цветных металлов, сбрасываемых в сточные воды за год, достигает 1–2 млн руб. [3, 4]. Таким образом, использование солей металлов из отработанных гальванических растворов и получение на их основе новых функциональных материалов даст высокий эколого-экономический эффект.

Цель работы – исследование эффективности реагента комплексного действия – ингибитора коррозии, солеотложений и биообрастаний $\text{Na}_4[\text{Zn}\{\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\}]\cdot 13\text{H}_2\text{O}$, полученного на основе отходов гальванических производств цинкования, и определение его видоспецифичной альгицидной активности по отношению к водорослям, в частности, *Chrysococcus rufescens*, *Nitzschia biacricula* и

Melosira varians, для защиты от биообрастаний системы оборотного охлаждения (СОО) теплоэнергоцентрали (ТЭЦ).

Объекты и методы исследования

Объектом исследования при разработке схемы утилизации был цинковый концентрат, выделенный из пастообразного отхода гальванического производства по нанесению цинковых покрытий [5]. Гидрометаллургический передел заключался в растворении шлама в 1М растворе серной кислоты при нагревании с величиной pH 1,0–1,05, после чего раствор обрабатывали 20% суспензией хлорной извести для перевода ионов железа, присутствующих в качестве примеси, в осадок. К полученному фильтрату добавляли 10% раствор гидроксида натрия для выпадения в осадок гидроксидов цинка, хрома и недоокисленного железа. Отделённый и высушенный осадок подвергали повторному гидрометаллургическому переделу; на последней стадии цинк из раствора осаждали 5% раствором карбоната натрия, создавая, таким образом, концентрат цинка.

Ингибитор коррозии, солеотложений и биообрастаний $\text{Na}_4[\text{Zn}\{\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\}]\cdot 13\text{H}_2\text{O}$, полученный из цинкового концентрата по описанным методикам [6, 7], был испытан на соответствие ТУ 20.59.52.193-004-07502963-2019 «Ингибитор коррозии и солеотложений ЭФИКС» по приведённым в них методикам.

Видовой состав водорослей в исходной воде, полученной из источника водоснабжения ТЭЦ, и в воде СОО через 1 и 3 дня после введения полученного ингибитора в дозировке 5 мг/дм³ определяли методом световой микроскопии после предварительной фиксации формалином. Микроскопические исследования проводили при помощи микроскопа БИОЛАМ-2 (Россия). Подсчёт клеток водорослей в полях зрения осуществляли с использованием камеры Горяева; идентифицировали водорослевые клетки с применением справочной литературы [8–12].

Результаты и обсуждение

Исходная вода из реки характеризовалась как прозрачная, бесцветная, с ощутимым землистым запахом, наблюдались единичные взвешенные частицы размером до 0,1 мм. Пробы воды из системы циркуляционного охлаждения (в течение всех дней отбора) были зеленоватого цвета, без запаха, содержали разное количество взвеси и осадка. В первые двое суток после ввода ингибитора фиксировали максимальное количество взвеси – 11 мг/дм³, так как ингибитор вымывал старые отложения из системы. На третьи сутки работы комплекса СОО переходил в установившийся водно-химический режим, концентрация взвеси уменьшалась до 4 мг/дм³. При микроскопическом исследовании проб воды (рис. 1) видно отличие количества осадков, присутствующих в исходной речной воде (а) и в воде СОО (б). В исходной пробе речной воды встречались единичные водорослевые клетки, при этом удалось обнаружить два вида водорослей – *Cyclotella menengiana* и *Chrysococcus rufescens*.

В пробах воды СОО количество водорослевых клеток значительно выше, чем в исходной воде. Это связано с более благоприятными условиями обитания: оптимальной температурой и более высокой минерализацией воды. В пробе на первый день после начала обработки ингибитором было определено 36 видов, на третьи сутки – 27.

Численно преобладающим среди прочих видов являлся представитель Chrysophyceae – *Chrysococcus rufescens* (рис. 2), – широко распространённый вид, способный существовать в широком диапазоне внешних условий и выдерживать их значительные изменения. Среди Diatomeae значительно преобладали *Nitzschia biacrula*, *Melosira varians* и *Surirella brebissonii*; последний предпочитает водоёмы с высокой минерализацией.

Многие из обнаруженных видов типичны для водоёмов с высоким содержанием электролитов, карбонатов и являются алкалофилами (*Achnanthes brevipes*, *Ulnaria ulna*, *Diatoma moniliformis*, *Navicula tripunctata*), либо встречающимися повсеместно эврибионтами (*Coc-*

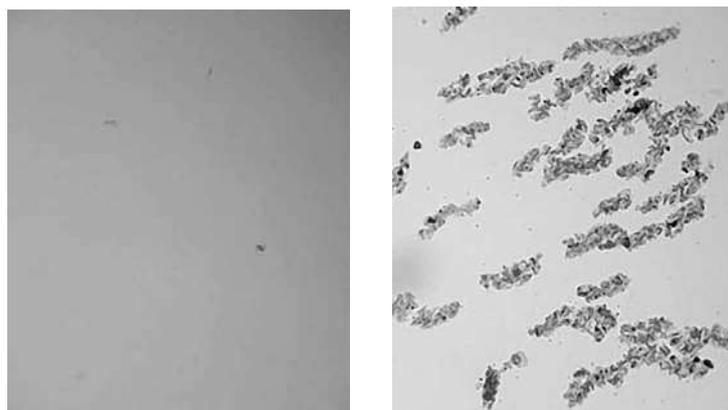


Рис. 1. Микрофотографии проб исходной воды (а) и воды циркуляционной системы оборотного охлаждения теплоэнергоцентрали (СОО ТЭЦ) (б). Увеличение ×90

Fig. 1. Micrographs of the river water samples (a) and water from the circulation cooling system (CCS) of the thermal power plant (b). Magnification ×90

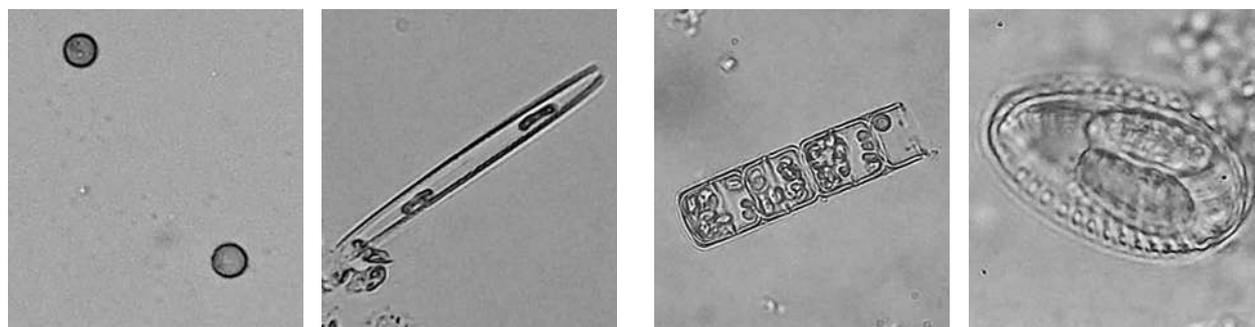


Рис. 2. Типичные представители водорослевой флоры проб воды из СОО ТЭЦ: *Chrysococcus rufescens* (а), *Nitzschia biacrula* (б), *Melosira varians* (в), *Surirella brebissonii* (г). Увеличение ×90 / Fig. 2. Typical representatives of algal flora of water samples from the CCS of the thermal power plant: *Chrysococcus rufescens* (a), *Nitzschia biacrula* (b), *Melosira varians* (c), *Surirella brebissonii* (d). Magnification ×90

Таблица / Table

Данные альгологического исследования проб исходной воды и воды из СОО ТЭЦ до и после обработки
Data of algological study of the samples of river water and water from the CCS before and after treatment

Проба Sample	Число видов Number of species	Преобладающие виды Predominant species	Численность клеток, тыс. кл./мм ³ Number of cells, 1000 cells/mm ³	Численность клеток <i>Chrysococcus rufescens</i> , тыс. кл./мм ³ Number of cells of <i>Chrysococcus rufescens</i> , 1000 cells/mm ³
Исходная вода River water	2	<i>Chrysococcus rufescens</i>	1,3	1,3
Вода из СОО до обработки Water from the CCS before treatment	36	<i>Nitzschia biacrula</i> , <i>Melosira varians</i> , <i>C. rufescens</i>	3,1	1,9
Вода из СОО на первые сутки после введения ингибитора Water from the CCS on the first day after inhibition	27	<i>N. biacrula</i> , <i>C. rufescens</i>	1,9	1,8
Вода из СОО на третьи сутки после введения ингибитора Water from the CCS on the third day after inhibition	22	<i>N. biacrula</i> , <i>M. varians</i> , <i>C. rufescens</i>	2,6	0,7

coneis placentula, *Scenedesmus quadricauda*, *Chrysococcus rufescens*).

Данные альгологического исследования проб исходной воды и воды из СОО до и после обработки приведены в таблице. После начала введения ингибитора установлено снижение видового разнообразия Bacillariophyceae с 18 до 9 видов. Снизилась общая численность водорослей. *Melosira varians* и *Nitzschia biacrula* остались доминантными видами, но их численность уменьшилась в 2 раза. За 3 дня действия ингибитора число видов уменьшилось, общая численность клеток водорослей снизилась на 17,4%, а численность клеток *Chrysococcus rufescens* на – 65%.

Помимо оценки альгицидных свойств, параллельно проводилась оценка содержания железа, кальциевой жёсткости и меди в исходной воде и в воде СОО. С учётом коэффициента упаривания было установлено, что концентрация веществ увеличивалась, но оставалась в пределах нормы. Не наблюдалось увеличения концентрации железа и меди, что свидетельствует об отсутствии коррозии.

Заключение

В ходе проведённых исследований установлено, что ингибитор $\text{Na}_4[\text{Zn}\{\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\}] \cdot 13\text{H}_2\text{O}$ дополнительно к ранее известным и до-

кументированным в ТУ 20.59.52.193-004-07502963-2019 способностям подавлять коррозию, солеотложения и биообрастания, обладает также и альгицидными свойствами. Альгицидные свойства реагента являются видоспецифичными: практически не влияя на численность клеток *Nitzschia biacrula* и *Melosira varians*, исследованный реагент обладает выраженной альгицидной активностью в отношении *Chrysococcus rufescens* (снижение численности клеток на 65% за три дня при концентрации реагента 5 мг/дм³). Возможность применения одного реагента вместо нескольких обычно используемых (ингибитора коррозии, антинакипина и бактерицидов) без снижения эффективности водоподготовки позволяет снизить затраты на ведение водно-химического режима СОО ТЭЦ.

Литература

1. Лиманская Е.С., Ермоленко Б.В. Формализованные подходы к системному эколого-экономическому проектированию гальванических производств // Успехи в химии и химической технологии. 2014. Т. 28. № 5. С. 37–41.
2. Большаков Н.Ю., Ващенко В.В. Минимизация вторичных загрязнений при обработке осадков сточных вод // Вода и экология: Проблемы и решения. 2011. № 1 (45). С. 27–32.

3. Перелыгин Ю.П. Некоторые вопросы экологии гальванического производства // Гальванотехника и обработка поверхности. 2018. Т. XXVI. № 2. С. 57–61. doi: 10.47188/0869-5326_2018_26_2_57

4. Вахнюк И.А., Кириченко К.Ю., Голохваст К.С., Шабалина Е.Г. Обзор исследований воздействия факторов гальванического производства на человека и окружающую среду // Гальванотехника и обработка поверхности. 2021. Т. XXIX. № 1. С. 9–22. doi: 10.47188/0869-5326_2021_29_1_9

5. Петров В.Г., Суксин Н.Е. Утилизация твёрдых отходов гальванического производства по нанесению цинковых покрытий // Теоретическая и прикладная экология. 2020. № 4. С. 67–72. doi: 10.25750/1995-4301-2020-4-106-110

6. Сомов Н.В., Чаусов Ф.Ф. Структура ингибитора солеотложений и коррозии – тридекагидрата нитрилотриметилентрифосфонатоцинката тетранатрия $\text{Na}_4[\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\text{Zn}] \cdot 13\text{H}_2\text{O}$ // Кристаллография. 2014. Т. 59. № 1. С. 71–75. doi: 10.31857/S0023476123020169

7. Мустакимов Р.В., Погудина Н.М., Яковлев В.А., Пастухова Н.Н., Чаусов Ф.Ф. Способ получения ингибитора коррозии // Патент RU 2773566 С1. Заявление: 2021135912, 06.12.2021. Дата публикации: 06.06.2022. Бюлл. 16.

8. Матвиенко А.М. Определитель пресноводных водорослей СССР: В 14-ти вып. Вып. 3. Золотистые водоросли. М.: Совет. наука, 1954. 188 с.

9. Лилицкая Г.Г., Ключенко П.Д., Шевченко Т.Ф. Первая находка *Chrysooccus rufescens* G.A. Klebs f. tripora J.W.G. Lund (*Chrysophyta*) в Украине // Гидробиологический журнал. 2017. Т. 53. № 3. С. 44–51. doi: 10.1615/HydrobJ.v53.i3.40

10. Куликовский М.С., Глушченко А.М., Генкал С.И., Кузнецова И.В. Определитель диатомовых водорослей России. Ярославль: Филигрань, 2016. 804 с.

11. Katz S., Izmet'eva L., Hampton S., Ozersky T., Shchapov K., Moore M., Shimaraeva S., Silow E. The “Melosira years” of Lake Baikal: Winter environmental conditions at ice onset predict under-ice algal blooms in spring // Limnology and Oceanography. 2015. V. 60. No. 6. P. 1950–1964. doi: 10.1002/lno.10143

12. Tashlykova N.A., Afonina E.Yu. Development of plankton communities in the anthropogenic hydrothermal conditions of Kenon Lake as a cooling reservoir (Transbaikalia) // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2019. V. 321. Article No. 012058. doi: 10.1088/1755-1315/321/1/012058

References

1. Limanskaya E.S., Ermolenko B.V. Formalized approaches to systemic environmental and economic designing galvanic manufacturing // Uspekhi v

khimii i khimicheskoi tekhnologii. 2014. V. 28. No. 5. P. 37–41 (in Russian).

2. Bolshakov N.Yu., Vashchenko V.V. Minimization of secondary pollution in wastewater sludge treatment // Voda i ekologiya: Problemy i resheniya. 2011. No. 1 (45). P. 27–32 (in Russian).

3. Perelygin Yu.P. Some issues of ecology of galvanic production // Galvanotekhnika i obrabotka poverkhnosti. 2018. V. XXVI. No. 2. P. 57–61 (in Russian). doi: 10.47188/0869-5326_2018_26_2_57

4. Vakhnyuk I.A., Kirichenko K.Yu., Golokhvast K.S., Shabalina E.G. Review of studies on the impact of galvanic production factors on humans and the environment // Galvanotekhnika i obrabotka poverkhnosti. 2021. V. XXIX. No. 1. P. 9–22 (in Russian). doi: 10.47188/0869-5326_2021_29_1_9

5. Petrov V.G., Suksin N.E. Disposal of solid waste from electroplating production for applying zinc coatings // Theoretical and Applied Ecology. 2020. No. 4. P. 67–72 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-4-106-110

6. Somov N.V., Chausov F.F. Structure of tetrasodium nitrilotrimethylenetriphosphonatozincate tridecahydrate $\text{Na}_4[\text{N}(\text{CH}_2\text{PO}_3)_3\text{Zn}] \cdot 13\text{H}_2\text{O}$, an inhibitor of scaling and corrosion // Crystallography Reports. 2014. V. 59. No. 1. P. 66–70. doi: 10.1134/S1063774513050118

7. Mustakimov R.V., Pogudina N.M., Yakovlev V. A., Pastukhova N.N., Chausov F.F. Method for production of corrosion inhibitor // Patent RU 2773566 С1. Application 2021135912, 06.12.2021. Date of publication 06.06.2022. Bull. 16.

8. Matvienko A.M. Identifier of freshwater algae of the USSR. V. 3. *Chrysophyceae*. Moskva: Sovetskaya Nauka, 1954. 188 p. (in Russian).

9. Lilitskaya G.G., Klochenko P.D., Shevchenko T.F. First record of *Chrysooccus rufescens* G.A. Klebs f. tripora J.W.G. Lund (*Chrysophyta*) in Ukraine // Gidrobiologicheskii zhurnal. 2017. V. 53. No. 3. P. 44–51 (in Russian). doi: 10.1615/HydrobJ.v53.i3.40

10. Kulikovskiy M.S., Glushchenko A.M., Genkal S.I., Kuznetsova I.V. Identification of *Diatomeae* of Russia. Yaroslavl: Filigran', 2016. 804 p (in Russian).

11. Katz S., Izmet'eva L., Hampton S., Ozersky T., Shchapov K., Moore M., Shimaraeva S., Silow E. The “Melosira years” of Lake Baikal: Winter environmental conditions at ice onset predict under-ice algal blooms in spring // Limnology and Oceanography. 2015. V. 60. No. 6. P. 1950–1964. doi: 10.1002/lno.10143

12. Tashlykova N.A., Afonina E.Yu. Development of plankton communities in the anthropogenic hydrothermal conditions of Kenon Lake as a cooling reservoir (Transbaikalia) // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2019. V. 321. Article No. 012058. doi: 10.1088/1755-1315/321/1/012058

Установка для газификации углеродсодержащих отходов

© 2025. С. Н. Салтыкова, к. т. н., доцент, М. Ю. Назаренко, к. т. н., доцент, Р. В. Козлов, магистр, А. Д. Коршунов, аспирант, Санкт-Петербургский горный университет императрицы Екатерины II, 199106, Россия, г. Санкт-Петербург, 21 линия В.О., д. 2, e-mail: ssn_58@mail.ru

Процесс газификации углеродных материалов является особенно актуальным в России, где объём угольных отходов превышает 120 млн т. Цель данной работы состояла в разработке установки газификации углеродсодержащих отходов, работающей в режиме неподвижного слоя. Эксперименты по газификации образцов мелкой фракции каменного угля (1–2 мм) проводили с использованием в качестве газифицирующих агентов предварительно нагретого воздуха, паровоздушной смеси, воздуха с добавлением диоксида углерода. В работе использованы методы дифференциальной сканирующей калориметрии, термогравиметрического и хроматографического анализа. Добавки водяного пара и диоксида углерода позволили повысить теплоту сгорания и увеличить коэффициент полезного действия газификации до 54%. Определён рабочий режим газогенератора, обеспечивающий получение синтез-газа с теплотворной способностью 3,6 МДж/нм³. Показано, что наибольшая эффективность газогенерации достигается в режиме паровоздушной газификации при добавке водяного пара в количестве 0,1 кг на 1 кг угля и при использовании в качестве газифицирующего агента воздуха с добавлением диоксида углерода в соотношении объёмов 100:5. Установлено, что увеличение добавок водяного пара и диоксида углерода сверх оптимальных количеств приводит к снижению эффективности процесса газификации. В процессе могут быть использованы отходы различных производств, включая нефтешламы, что определяет значимость газификации для эффективного управления углеродсодержащими отходами и для достижения более широких экологических и экономических целей.

Ключевые слова: каменный уголь, углеродсодержащие отходы, газификация, неподвижный слой, газогенератор, воздушное дутьё, паровоздушная газификация, газифицирующий агент.

Installation for gasification of carbon-containing wastes

© 2025. S. N. Saltykova ORCID: 0000-0002-3753-7675*

M. Yu. Nazarenko ORCID: 0000-0002-1684-4828*

R. V. Kozlov ORCID: 0009-0007-4833-6362*

A. D. Korshunov ORCID: 0009-0003-6138-2743*

Empress Catherine II Saint Petersburg Mining University,
2, 21st line V.O., St. Petersburg, Russia, 199106,
e-mail: ssn_58@mail.ru

The process of carbonaceous materials gasification is especially relevant in Russia, where the volume of coal waste exceeds 120 million tons. A gasification installation for carbon-containing waste operating in the fixed-bed mode has been developed. Experiments on gasification of fine coal fraction samples (1–2 mm) were carried out using preheated air, a steam-air mixture, and air with added carbon dioxide as gasifying agents. The work used the methods of differential scanning calorimetry, thermogravimetric analysis, and chromatographic analysis. Additions of water vapor and carbon dioxide made it possible to increase the heat of combustion and increase the gasification efficiency to 54%. The operating mode of the gas generator was determined, ensuring the production of synthesis gas with a calorific value of 3.6 MJ/nm³. It is shown that the highest efficiency of gas generation is achieved in the steam-air gasification mode with the addition of water vapor in the amount of 0.1 kg per 1 kg of coal and with the use of air as a gasifying agent with the addition of carbon dioxide in a volume ratio of 100:5. It is established that an increase in the addition of water vapor and carbon dioxide above the optimal amounts leads to a decrease in the efficiency of the gasification process. The process can use waste from various industries, including oil sludge, which determines its significance for the effective management of carbon-containing waste and for achieving broader environmental and economic goals.

Keywords: hard coal, carbon containing waste, gasification, fixed bed, gas generator, air blast, steam-air gasification, gasifying agent.

Процесс газификации углеродных материалов заключается во взаимодействии материала с воздухом или кислородом и паром с получением газообразного продукта. Получаемый синтез-газ, преимущественно состоящий из смеси водорода и монооксида углерода, может быть использован непосредственно в качестве топлива или в качестве сырья для синтеза другого газообразного или жидкого топлива или химикатов. Сырьём для процесса газификации может являться практически любой углеродсодержащий материал, в том числе отходы углей [1].

Лидером в применении термохимической переработки угля является Китай. Самые крупные газифицирующие предприятия достигают выработки до 9300 МВт в производстве жидкого топлива путём газификации угля [2].

В то же время многочисленные исследования направлены на изучение возможности использования в процессе газификации различных углеродсодержащих отходов [3]. Вопросы переработки биомассы с использованием газификации рассмотрены в работе [4]. Исследования газификации биомассы показали возможность получения синтез-газа с теплотворной способностью 4,49–6,85 МДж/нм³ [5]. При этом в составе синтез-газа CO, H₂, CH₄ и CO₂ находились в пределах (%): 16,29–17,62; 10,56–10,83; 5,96–7,40 и 17,96–18,35, соответственно [6].

В ряде других работ рассмотрена возможность применения газификации к материалам на основе нефти, таких как нефтяной кокс [7], отходы его производства и высокосернистый мазут [8], и к смесям угля и нефтяного кокса [9].

При переработке угольного сырья происходит накопление угольной пыли, углезольных отходов, увеличиваются выбросы углекислого газа [10, 11]. Всё это приводит к ухудшению экологической обстановки. В работах [12–14] проведён детальный анализ влияния перечисленных факторов на окружающую среду, здоровье людей и предложены способы по снижению их негативного влияния.

Наличие большого количества работ, посвящённых вопросам газификации углеродсодержащих материалов, указывает на актуальность данной тематики. С учётом особенности структуры российской экономики изучение возможности применения газификации к утилизации угольных отходов представляется актуальным направлением научных исследований. Действительно, объём уголь-

ных отходов в России на сегодняшний день оценивается в 120 млн т, и утилизация этих отходов имеет огромное значение, поскольку угольные отходы являются одним из основных источников загрязнения атмосферы, водоёмов и почвы [15, 16]. Экологическая эффективность применения паровоздушной газификации не вызывает сомнений [17]. Применение данной технологии позволит утилизировать эти отходы, превращая их в газообразные топлива и минимизируя выбросы вредных веществ, что, в свою очередь, положительно скажется на окружающей среде и здоровье человека.

Паровоздушная газификация угольных отходов позволит получать синтез-газ, который может быть использован для производства электричества и тепла, способствуя диверсификации источников энергии.

Переработка угольных отходов методом паровоздушной генерации может дать экономическую выгоду, так как позволит использовать отходы, которые ранее считались не перерабатываемыми, и это может привести к уменьшению затрат на захоронение отходов.

Целью настоящей работы является создание установки для газификации углеродсодержащих отходов и определение рациональных режимов работы воздушного газификатора.

Объекты и методы исследований

Объектом исследования в настоящей работе был выбран отсев каменного угля фракции 1–2 мм. Эксперименты по газификации этого материала были проведены с использованием в качестве газифицирующего агента: предварительно нагретого воздуха, смеси воздуха и диоксида углерода, паровоздушной смеси.

Технический анализ каменного угля выполняли по стандартным методикам: влажность – по ГОСТ 11014-2001, истинную плотность – по ГОСТ 2160-2015, зольность – ГОСТ 55661-2013, выход летучих веществ – по ГОСТ Р 55660-2013.

Свойства каменного угля определяли методами дифференциальной сканирующей калориметрии (ДСК) и термогравиметрического анализа (ТГА).

Анализ генераторного газа выполняли с использованием хроматографического комплекса Хроматэк-Кристалл 5000/9000 (Россия). Анализ выполняли на двух колонках с катарометром в качестве детектора. Одна колонка – длиной 2 м, заполнена цеолитами СаА, температура 60 °С, расход газа-носителя – 30 мл/мин. Вторая колонка – длиной 1,5 м,

Таблица 1 / Table 1

Физические свойства каменного угля / Physical properties of coal

Свойства / Properties	Значения / Values
Влажность, % / Moisture content, %	4,51
Истинная плотность, г/см ³ / True density, g/cm ³	1,37
Зольность, % / Ash, %	11,52
Выход летучих веществ, % / Volatile content, %	19,32

заполнена пористым сорбентом полисорб-1, температура 40 °С, поток газа-носителя – 50 мл/мин.

Результаты и обсуждение

Измеренные физические свойства (влажность, истинная плотность, зольность, выход летучих веществ) каменного угля представлены в таблице 1.

По результатам термических анализов каменного угля получено значение теплотворной способности образца: $Q_{\text{н}}^{\text{р}} = 15990 \pm 150$ кДж/кг.

Методом дифференциальной термогравиметрии определены три характерных участка изменения массы образца с локальными минимумами. При температуре около 100 °С происходит потеря физической влаги материалом. В интервале температур от 400 до 800 °С наблюдается окисление угля. Участок кривых

с температурой около 800 °С соответствует разложению карбоната кальция.

На основе данных термогравиметрического анализа было сделано заключение, что разрабатываемый газогенератор должен обеспечивать температуру процесса не менее 800 °С.

Данные термогравиметрического анализа показывают, что образец каменного угля имеет влажность $\sim 4,3 \pm 0,1\%$; потеря массы образца составила $\sim 83,2 \pm 0,2\%$. Полученные данные согласуются с результатами лабораторных испытаний каменного угля.

Исследование процесса газификации каменного угля проводили на установке периодического действия (рис. 1). Установка состоит из теплоизолированной цилиндрической шахты из нержавеющей стали (высота 350 мм, внутренний диаметр 118 мм), установленной на металлической подставке. Шахта закрыта металлической крышкой с отверстиями для

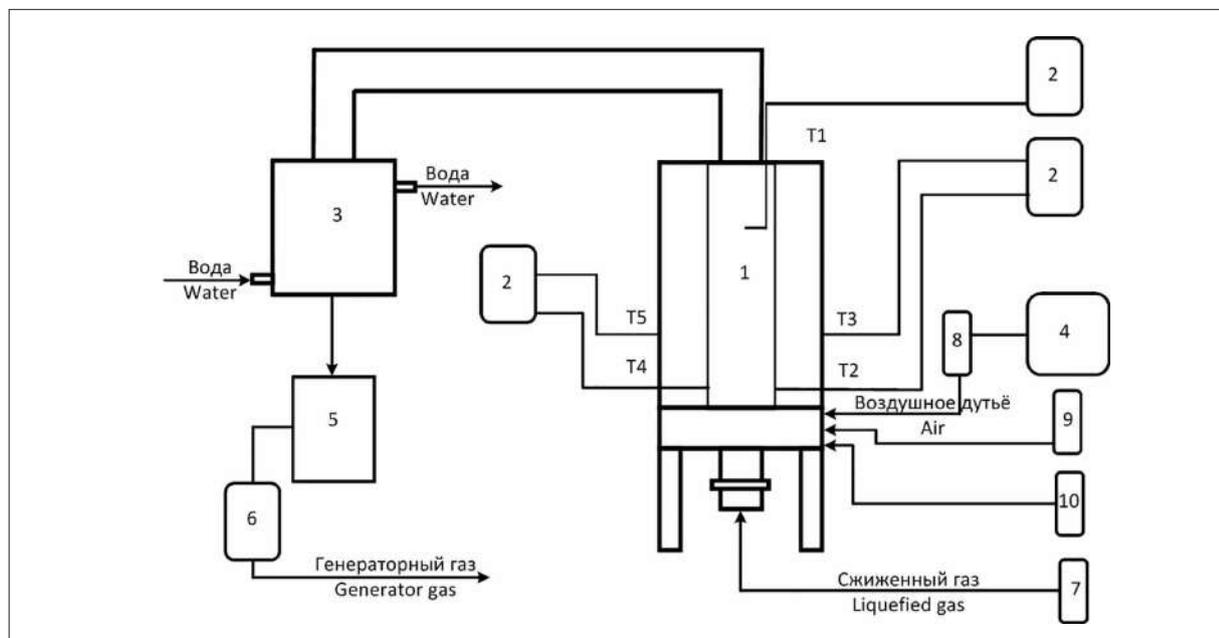


Рис. 1. Принципиальная схема установки газификации: 1 – реактор; 2 – двухканальный измеритель; 3 – охлаждаемый фильтр грубой очистки; 4 – воздуходувка с регулятором напряжения; 5 – щелочная очистка; 6 – дифференциальный манометр; 7 – цанговый баллон со сжиженным газом; 8 – калорифер; 9 – парогенератор; 10 – баллон CO₂; T1, T2, T4 – платина-платинородиевые термопары; T3, T5 – хромель-алюмелевые термопары / **Fig. 1.** Schematic diagram of a gasification installation: 1 – reactor; 2 – two-channel meter; 3 – cooled coarse filter; 4 – blower with voltage regulator; 5 – alkaline purification; 6 – differential pressure gauge; 7 – collet tank with liquefied gas; 8 – heater; 9 – steam generator; 10 – CO₂ cylinder; T1, T2, T4 – platinum-platinum-rhodium thermocouples; T3, T5 – chromel-alumel thermocouples

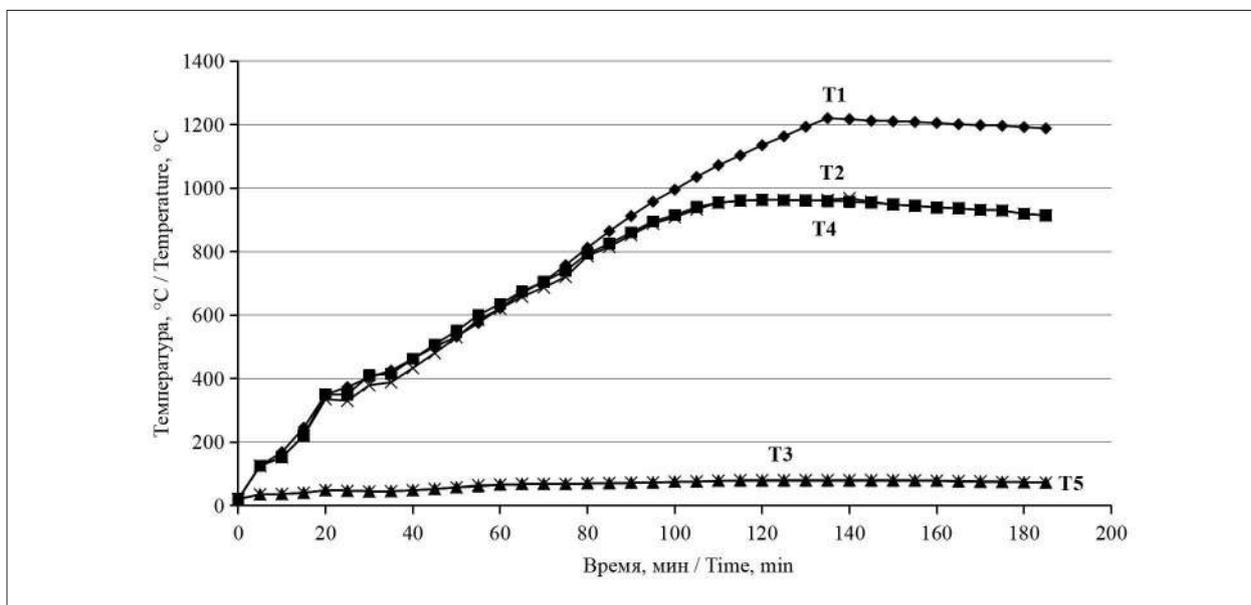


Рис. 2. Температура зон шахты газогенератора при газификации каменного угля на воздушном дутье (T1–T5 – температуры, измеренные термопарами, указанными на принципиальной схеме установки)
Fig. 2. Temperature of the gas generator shaft zones during air-blast coal gasification (T1–T5 – temperatures measured by thermocouples indicated on the schematic diagram of the installation)

загрузки твёрдого сырья и крепления термопары. Под шахтой установлен бункер, выполненный из нержавеющей стали и служащий для сбора золы и принудительной подачи воздуха для поддержания физико-химических процессов – воздушного дутья [18].

В нижней части цилиндрической шахты расположена колосниковая решётка (диаметр 118 мм, толщина 3,0 мм) из нержавеющей стали. Для измерения температур в шахте и теплоизоляции установлены платиноплатинородиевые и хромель-алюмелевые термопары в изолирующих кожухах. В качестве теплоизоляционного материала для шахты газогенератора использовано керамическое огнеупорное волокно Cerablanket Maftec 1600.

Опыты по газификации проводили с использованием отсева каменного угля (1–2 мм) в режиме неподвижного слоя. Масса загрузки составляла 425 г, высота слоя загрузки – 5,5 см. В качестве газифицирующего агента использовали воздух, который перед подачей в газогенератор проходил через калорифер, где нагревался до температуры 120–125 °С. Расход воздуха составлял 3,5 л/мин.

В начале каждого опыта проводили частичный прогрев шахты и поджог шихты с помощью открытого пламени газовой горелки. По истечении 15 мин прогрева подача сжиженного газа прекращалась, и в шахту начинали подавать воздушное дутьё.

В качестве базового эксперимента был реализован процесс газификации с использованием предварительно нагретого воздушного дутья без каких-либо добавок. На рисунке 2 представлена зависимость изменения температур в различных зонах газогенератора при испытаниях установки на воздушном дутье.

Максимальная температура, достигнутая в реакторе, составила 1220 °С. После достижения максимальной температуры были взяты пробы отходящего газа для определения состава хроматографическим методом. Газ, полученный в результате воздушной газификации отсева каменного угля, имел следующий состав (%): N₂ – 63,2; O₂ – 6,3; CO – 18,4; H₂ – 8,5; CO₂ – 2,2; H₂O – 1,4. Газ такого состава имеет низшую теплоту сгорания Q_н^р=3,3 МДж/нм³.

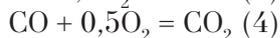
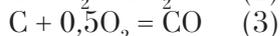
Эффективность термохимической переработки отсевов каменного угля в газообразное топливо оценивали по коэффициенту полезного действия (КПД) газификации, который определяется как доля теплоты сгорания газифицированного топлива, перешедшая в теплоту сгорания полученного газа:

$$\eta = \frac{G_r \sum Q_i y_i}{Q_T} \cdot 100\% \quad (1)$$

где G_r – выход газа на 1 кг топлива, кг/кг; Q_i – теплота сгорания i-го горючего компонента газа, Дж/кг; y_i – массовая доля i-го горючего компонента; Q_T – теплота сгорания топлива, Дж/кг.

Коэффициент полезного действия воздушной газификации отсева каменного угля составил 47,2%.

Известно, что основными экзотермическими реакциями, протекающими в газогенераторе, являются следующие:



Также имеют место эндотермические реакции:



При паровоздушной газификации получают развитие реакции (5) и (6), что должно приводить к повышению энергетического потенциала продуктов газификации.

Для определения влияния водяного пара на процесс газификации была проведена серия опытов на описанной выше лабораторной установке с подключением к ней парогенератора. Количество подаваемого пара регулировали изменением электрической мощности парогенератора. В ходе испытаний подача водяного пара в газогенератор составляла от 0,1 до 0,4 кг на 1 кг отсева каменного угля.

Пробы генераторного газа отбирали по той же методике, по которой производили отбор в базовом варианте, и определяли их состав на хроматографе. Результаты испытаний приведены на рисунке 3.

При изменении количества подаваемого водяного пара от 0,1 до 0,4 кг на 1 кг топлива

содержание H_2O в генераторном газе увеличилось с 1,3 до 3,1%, доля O_2 оставалась практически на одном уровне – 6,2–6,1%, содержание N_2 сократилось с 61,9 до 61,1%.

Проведённые испытания показывают, что паровоздушная газификация позволяет достичь более высокого выхода оксида углерода по сравнению с базовым вариантом – воздушной газификацией – при незначительном снижении выхода водорода. Суммарным эффектом обеих тенденций является увеличение теплоты сгорания генераторного газа Q_p до 3,6 МДж/нм³ и увеличение КПД газификации до 52,6%. Такие показатели были достигнуты при подаче водяного пара в количестве 0,2 кг на 1 кг отсева каменного угля. При дальнейшем увеличении подачи пара наблюдалось снижение эффективности процесса газификации.

В следующей серии опытов в качестве газифицирующего агента применяли смесь подогретого воздуха и диоксида углерода. Объём подаваемого в газогенератор диоксида углерода составлял от 5 до 20% объёма воздуха при нормальных условиях. Диоксид углерода подавался из газового баллона через редуктор, и его расход контролировался по расходомеру. Также, как и в предыдущей серии опытов, осуществлялся отбор проб генераторного газа с последующим анализом хроматографическим методом. Результаты, полученные в этой серии опытов, приведены на рисунке 4.

При изменении доли CO_2 в смеси с подогретым воздухом с 5 до 20% содержание H_2O в генераторном газе увеличилось с 1,3 до 3,5%,

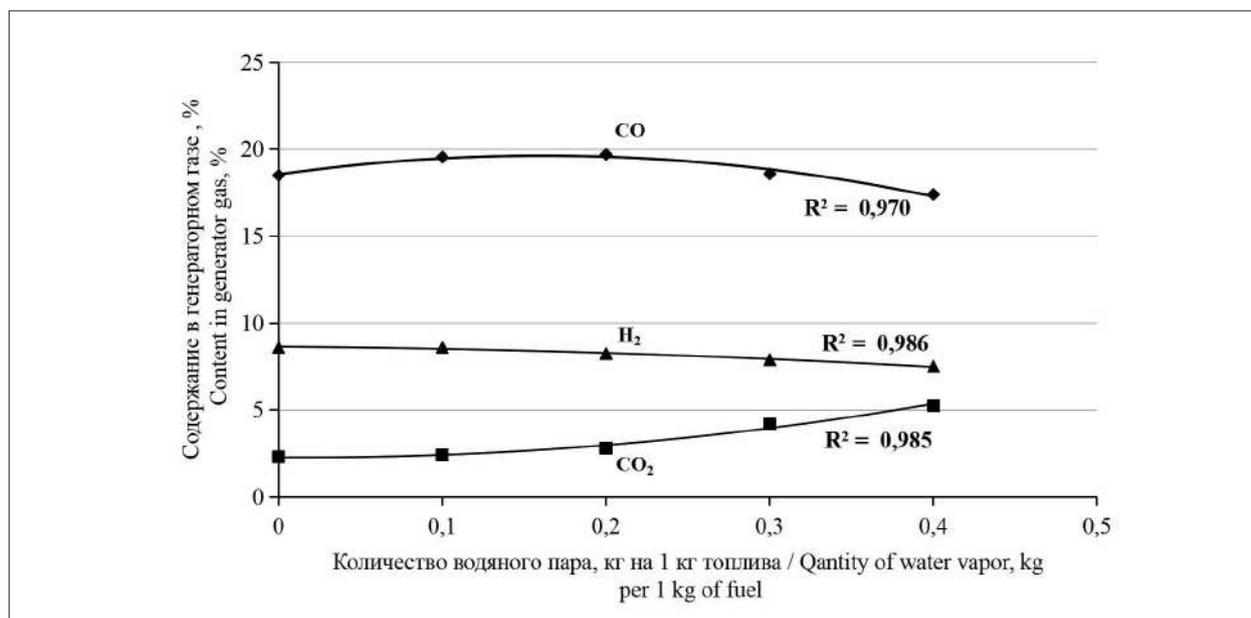


Рис. 3. Изменение состава газа при паровоздушной газификации отсева каменного угля
 Fig. 3. Gas content at steam-air gasification of hard coal screenings

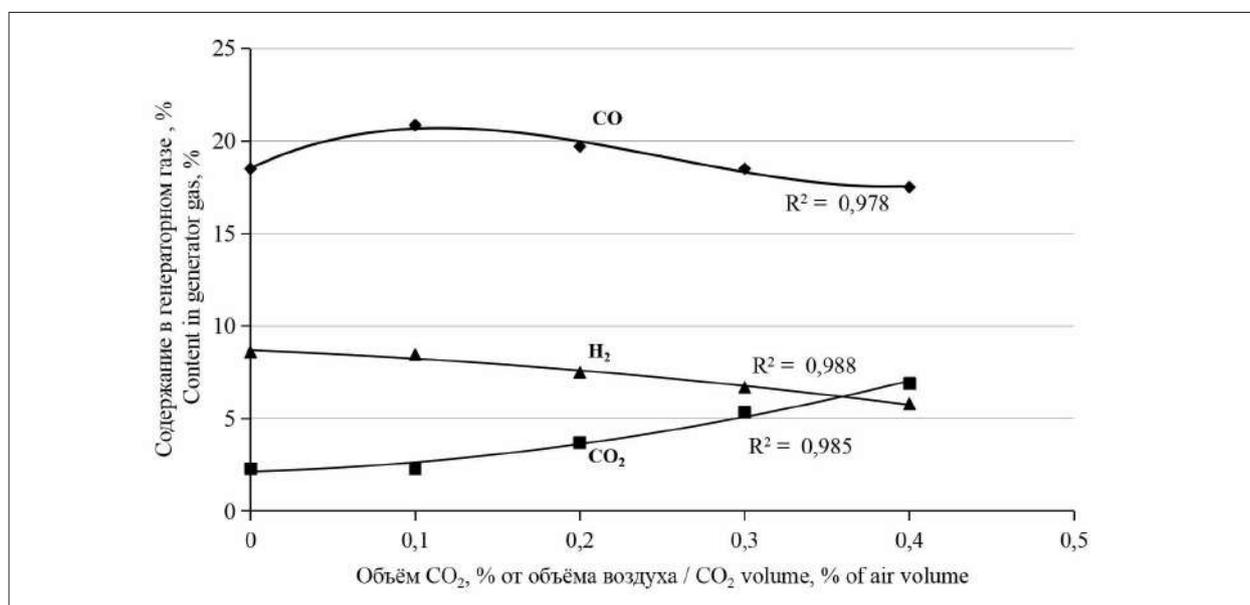


Рис. 4. Изменение состава газа при газификации отсева каменного угля смесью воздуха и диоксида углерода
Fig. 4. Gas content during gasification of hard coal screenings with a mixture of air and carbon dioxide

доля N₂ снизилась с 61,3 до 60,3%, а O₂ – с 6,4 до 6,0%.

Изменение состава генераторного газа в этой серии опытов имеет значительное сходство с данными, полученными при паровоздушной газификации. Применение смеси воздуха и диоксида углерода в качестве газифицирующего агента позволило повысить теплоту сгорания генераторного газа до 3,6 МДж/нм³ и КПД газификации до 54%. Наиболее высокая эффективность процесса достигнута при добавлении к воздуху 5% об. диоксида углерода.

Данные по составу и теплотворной способности синтез-газа, вырабатываемого при разном составе газифицирующего агента, показывают, что при газификации отсева каменного угля имеется возможность достаточно гибко использовать данную технологию в зависимости от поставленной задачи. Введение в состав газифицирующего агента водяного пара или диоксида углерода обеспечивает по сравнению с воздушной газификацией более высокую эффективность процесса, снижение выбросов и повышение гибкости в использовании топлива. Диоксид углерода, как добавка к воздуху при газификации, в некоторых случаях может быть получен из промышленных выбросов или других источников отходов. Это позволяет снизить использование природных ресурсов, использовать CO₂ в цикле их переработки и сократить выбросы парниковых газов.

По результатам проведенных испытаний в работе газогенератора были отмечены некоторые недостатки, связанные с конструкцией его элементов.

Остаток на колосниковой решётке во всех опытах представлял собой углезольную смесь, материал в различных зонах решётки был озолен неоднородно. На некоторых участках было отмечено спекание озоленного материала, что, по-видимому, было вызвано наличием легкоплавких соединений в составе золы каменного угля. Также было отмечено, что под действием подаваемого воздуха происходило перемещение угольной засыпки по колосниковой решётке, в результате чего наблюдалась неравномерность слоя угля. Это могло приводить к нарушению равномерного распределения воздуха по колосниковой решётке и по слою углеродного материала. Некоторое изменение системы подачи воздуха позволит улучшить его распределение по колосниковой решётке, что, в свою очередь, даст возможность повысить эффективность процесса газификации угольных отсевов.

Заключение

Полученные в ходе экспериментов данные показали принципиальную возможность газификации мелких фракций каменного угля в газогенераторе с неподвижным слоем.

Определены основные параметры рабочих режимов газогенератора. Показано, что наи-

большая эффективность газогенерации достигается в режиме паровоздушной газификации при добавке водяного пара в количестве 0,1 кг на 1 кг угля и при использовании в качестве газифицирующего агента воздуха с добавлением диоксида углерода в соотношении объёмов 100:5. В ходе газификации получен синтез-газ с теплотворной способностью 3,5–3,6 кДж/нм³, при этом достигнут КПД газификации 52,6–54,0%. Уменьшение расхода водяного пара и диоксида углерода выше указанных величин снижает эффективность процесса газификации отсева каменного угля (1–2 мм) в газогенераторе с неподвижным слоем.

Намечены необходимые изменения в конструкции газогенератора для более равномерного распределения воздуха по колосниковой решётке.

References

1. Zhuikov A.V., Matiushenko A.I. Methods for producing and practical use of synthesis gas (review) // J. Sib. Fed. Univ. Eng. & Technol. 2020. V. 13. No. 4. P. 383–405 (in Russian). doi: 10.17516/1999-494X-0232
2. Loginov D.A., Islamov S.R. Thermal processing of high-volatile coal // Coke and Chemistry. 2021. V. 64. No. 4. P. 148–152. doi: 10.3103/S1068364X21040050
3. Barbanel P.F., Kuznetsova A.P., Saltykova S.N. Advantages of gasification process as a way to solve the problem of waste accumulation // Researcher of the Year 2020: Sbornik statey III Mezhdunarodnogo nauchno-issledovatel'skogo konkursa. Petrozavodsk: International Center for Scientific Partnership "New Science", 2020. P. 135–140 (in Russian).
4. Madadian E., Lefsrud M., Perez Lee C.A., Roy Y. Green energy production: the potential of using biomass gasification // Journal of Green Engineering. 2014. V. 4. P. 101–116. doi: 10.13052/jge1904-4720.421
5. Jager N., Conti R., Neumann J., Apfelbacher A., Daschner R., Binder S., Hornung A. Thermo-catalytic reforming of woody biomass // Energy Fuels. 2016. V. 30. No. 10. P. 7923–7929. doi: 10.1021/acs.energyfuels.6b00911
6. Gupta S., Gupta G.K., Mondal M.K. Slow pyrolysis of chemically treated walnut shell for valuable products: effect of process parameters and in-depth product analysis // Energy. 2019. V. 181. P. 665–676. doi: 10.1016/j.energy.2019.05.214
7. Cousins A., McCalden D.J., Hughes R.W., Lu D.Y., Anthony E.J. Entrained-flow gasifier fuel blending studies at pilot scale // The Canadian Journal of Chemical Engineering. 2008. V. 86. No. 3. P. 335–346. doi: 10.1002/cjce.20058
8. Datta S., Saxena V.K., Chavan P.D., Sahu G., Saha S., Dutta P., Sarkar P. Gasification of coal and press mud blends in fluidised bed gasifier // International Journal of Oil, Gas and Coal Technology. 2018. V. 19. No. 2. P. 248–262. doi: 10.1504/IJOGCT.2018.094556
9. Kopylov V.V. Gasification of condensed fuels: a retrospective review, current state of affairs and development prospects. Moskva: Infra-engineering, 2012. 505 p. (in Russian).
10. Kornev A.V., Spitsyn A.A., Korshunov G.I., Bazhenova V.A. Preventing dust explosions in coal mines: methods and current trends // Mining Inf. Anal. Bull. 2023. No. 3. P. 133–149 (in Russian). doi: 10.25018/0236_1493_2023_3_0_133
11. Rodionov V.A., Tursenev S.A., Skripnik I.L., Ksenofontov Yu.G. The results of the study of the kinetic parameters of spontaneous combustion of coal dust // Journal of Mining Institute. 2020. V. 246. P. 617–622 (in Russian). doi: 10.31897/PMI.2020.6.3
12. Chukaeva M.A., Matveeva V.A., Sverchkov I.P. Complex processing of high-carbon ash and slag wastes // Journal of Mining Institute. 2022. V. 253. P. 97–104 (in Russian). doi: 10.31897/PMI.2022.5
13. Raikova S.V., Gusev Yu.S., Mazilov S.I., Pozdnyakov M.V., Komleva N.E., Mikerov A.N. Effects of atmospheric air pollutants on human health (overview) // Theoretical and Applied Ecology. 2023. No. 4. P. 6–15 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2023-4-006-020
14. Nepsha F.S., Varnavskiy K.A., Voronin V.A., Zaslavskiy I.S., Liven A.S. Integration of renewable energy at coal mining enterprises: problems and prospects // Journal of Mining Institute. 2023. V. 261. P. 455–469 (in Russian).
15. Kondratev S.A., Khamzina T.A. Assessment of collecting activity of physically sorbed reagents on the example of easily floatable coking coal sludge // Journal of Mining Institute. 2022. V. 256. P. 549–559. doi: 10.31897/PMI.2022.52
16. Reshetnyak V.N., Zakrutkin V.E., Gibkov E.V. Integral assessment of river sediments technogenic contamination within Eastern Donbass coal-mining area // Theoretical and Applied Ecology. 2022. No. 4. P. 80–87 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-4-080-087
17. Umar H.A., Sulaiman S.A., Said M.A., Gungor A., Ahmad R.K., Inayat M. Syngas production from gasification and co-gasification of oil palm trunk and frond using a down-draft gasifier // Int. J. Energy Res. 2021. V. 45. P. 8103–8115. doi: 10.1002/er.6345
18. Saltykova S.N., Karapetyan K.G., Kozlov R.V., Nazarenko M.Yu., Korshunov A.D. Method for gasification of carbon-containing solid fuel // Patent RU 2821504 C1. Application: 2024104144/04, 19.02.2024. Date of publication: 25.06.2024. Bull. 18 (in Russian).

Выявление генетических детерминант устойчивости микроорганизмов к антибиотикам на территориях, подверженных биогенному загрязнению

© 2025. В. А. Козвонин^{1,2}, к. м. н., с. н. с., доцент, Н. В. Сырчина¹, к. х. н., с. н. с., Л. В. Пилип³, к. в. н., доцент, Т. И. Кутявина¹, к. б. н., с. н. с., Т. Я. Ашихмина^{1,4}, д. т. н., г. н. с., зав. лабораторией, Е. В. Коледаева², к. б. н., доцент, зав. кафедрой, С. А. Куклина², к. х. н., доцент, зав. кафедрой, Т. С. Кокарева⁵, зав. ЦКДЛ, А. Н. Частоедова⁵, врач-бактериолог ЦКДЛ, М. А. Виноградова², студент, А. А. Танатарова², студент, А. М. Григорьева², студент, С. П. Михеева², студент,

¹Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

²Кировский государственный медицинский университет,

610027, Россия, г. Киров, ул. Владимирская, д. 112,

³Вятский государственный агротехнологический университет,

610017, Россия, г. Киров, Октябрьский проспект, д. 133,

⁴Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук, 167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,

⁵КОГБУЗ «Кировская областная клиническая больница»,

610027, Россия, г. Киров, ул. Воровского, д. 42,

e-mail: va_kozvonin@vyatsu.ru, nvms1956@mail.ru,

ecolab2@gmail.com, pilip_larisa@mail.ru

Явление антибиотикорезистентности (АБР) микроорганизмов (МО) входит в число важнейших проблем современного здравоохранения. В настоящее время активно исследуются пути возникновения и распространения антибиотикорезистентных штаммов МО в различных условиях, включая природные среды. Полноценная оценка явления АБР невозможна без использования молекулярно-генетических методов, однако, если для этапа выделения суммарной ДНК МО из внешнесредовых проб предлагается достаточно большое количество специальных наборов реактивов, материалов и оборудования, то для амплификации последовательностей ДНК, готовых к использованию тест-систем в формате «из коробки», фактически не разработано. Вместе с тем разработаны и достаточно широко применяются коммерческие наборы, позволяющие амплифицировать ДНК антибиотикорезистентных штаммов МО в биологических пробах, взятых у человека (пациента). Целью данной работы была оценка возможности адаптации тест-систем, применяемых для выявления генов АБР у МО, полученных от человека, к выявлению генов АБР в образцах ДНК МО, выделенных из объектов окружающей среды (ОС). В ходе исследования было установлено, что лабораторные комплекты производства компании ООО НПФ «Литех» могут быть использованы для выявления генов АБР в образцах ДНК МО, полученных из почв и навозных стоков. В проанализированных с помощью тест-систем «Литех» образцах почв и навозных стоков обнаружены гены устойчивости к тетрациклинам (*TetM*), макролидам (*ErmB*), цефалоспорином (*blaOXA10*), линкозамидам и стрептограмину В (*Mef*). Специфические гены АБР были выявлены на участках исследования, испытывающих биогенное загрязнение, и отсутствовали на фоновых участках. Полученные данные свидетельствуют о значительном загрязнении ОС антибиотикорезистентными МО в местах нахождения побочных продуктов животноводства и необходимости организации системы мониторинга явления АБР на данных объектах.

Ключевые слова: антибиотикорезистентность, микроорганизмы, окружающая среда, ДНК, полимеразная цепная реакция, гены резистентности, мониторинг, молекулярная диагностика.

Identification of genetic determinants of antibiotic microbial resistance in areas affected by biogenic pollution

© 2025. V. A. Kozvonin^{1,2} ORCID: 0000-0002-2447-6949, N. V. Syrchina¹ ORCID: 0000-0001-8049-6760, L. V. Pilip³ ORCID: 0000-0001-9695-7146, T. I. Kutayavina¹ ORCID: 0000-0001-7957-0636

T. Ya. Ashikhmina^{1,4} ORCID: 0000-0003-4919-0047, E. V. Koledaeva² ORCID: 0009-0007-9044-6928⁵
 S. A. Kuklina² ORCID: 0000-0002-3344-3639, T. S. Kokareva⁵ ORCID: 0000-0003-0509-3069⁵
 A. N. Chastoedova⁵ ORCID: 0000-0001-7779-8274, M. A. Vinogradova² ORCID: 0009-0008-9164-7438⁵
 A. A. Tanatarova² ORCID: 0009-0008-9430-5572, A. M. Grigoreva² ORCID: 0009-0007-0869-0316⁵
 S. P. Mikheeva² ORCID: 0009-0000-6384-6319⁵

¹Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

²Kirov State Medical University,

112, Vladimirskaia St., Kirov, Russia, 610027,

³Vyatka State Agrotechnological University,

133, Oktyabrskiy Ave., Kirov, Russia, 610017,

⁴Institute of Biology of the Komi Science Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,

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

⁵Kirov Regional Clinical Hospital,

42, Vorovskogo St., Kirov, Russia, 610027,

e-mail: va_kozvonin@vyatsu.ru, nvms1956@mail.ru,

ecolab2@gmail.com, pilip_larisa@mail.ru

Antibiotic resistance (ABR) in microorganisms (MO) is one of the most pressing issues in modern healthcare. The emergence and spread of ABR strains of MO in various environments, including natural, is currently being actively studied. A comprehensive assessment of ABR is impossible without the use of molecular genetic methods. A significant number of specialized reagent kits, materials, and equipment are available for isolating total MO DNA from environmental samples. But ready-to-use, out-of-the-box test systems for amplifying DNA sequences are virtually nonexistent. However, commercial kits have been developed and are widely used to amplify the DNA of ABR MO strains in biological samples from humans (patients). The aim of this study was to evaluate the feasibility of adapting test systems used to detect ABR genes in MO isolated from humans to detect ABR genes in MO DNA samples isolated from environmental sources. The study found that laboratory kits manufactured by Litekh JSC can be used to detect ABR genes in MO DNA samples obtained from soils and manure runoff. These laboratory kits detected resistance genes to tetracyclines (*TetM*), macrolides (*ErmB*, *Mef*), and cephalosporins (*blaOXA10*) in the soil and manure samples analyzed. Specific ABR genes were detected in study sites affected by biogenic pollution and were absent from control sites. The obtained results confirm a high degree of commonality between the ABR genes in MO isolated from the environment and clinical MO strains isolated from humans. The identification of ABR (*TetM*, *ErmB*, *Mef*, *blaOXA10*) identical genetic determinants may indicate the existence of a single pool of ABR genes that moves between different ecological niches, the data indicate significant contamination of the environment with antibiotic-resistant microorganisms in areas where livestock by-products are located and the need to organize a monitoring system for this phenomenon at these sites.

Keywords: antibiotic resistance, microorganisms, environment, DNA, polymerase chain reaction, resistance genes, monitoring, molecular diagnostics.

Антибиотикорезистентность (АБР) в настоящее время представляет собой одну из серьёзнейших глобальных угроз современному здравоохранению. Согласно данным Всемирной организации здравоохранения [1], зарубежных и отечественных источников, рост устойчивости микроорганизмов (МО) к антибактериальным препаратам приводит к значимому увеличению смертности (прогнозируется порядка 10 млн смертей ежегодно), удлинению сроков лечения, а также существенному экономическому ущербу, который к 2050 г. может достигнуть 100 трлн долларов в мировом масштабе [2–4].

Распространение в окружающей среде (ОС) МО с генами устойчивости к антибактериальным препаратам создаёт посто-

янный потенциальный резервуар инфекции, которая не отвечает при её лечении на назначенные лекарственные препараты (антибиотики) [5], что, в свою очередь, может оказаться фатальным фактором для пациента. Водные экосистемы, почвы сельскохозяйственных угодий и городские территории становятся местами активного обмена генетическим материалом между аутохтонными и патогенными МО, в том числе и отвечающими за их устойчивость к антибиотикам. Явление АБР у МО носит и естественный характер, что отражено в ряде работ [6], но в естественных условиях ОС эти процессы весьма продолжительны по времени. Сейчас же мы наблюдаем в буквальном смысле слова «взрывной» характер

появления новых механизмов развития АБР и темпов распространения данных МО.

Значительный вклад в загрязнение почв устойчивыми к антибиотикам МО вносит современное животноводство, широко использующее антимикробные препараты для профилактики заболеваний, лечения и повышения продуктивности животных [7]. Применяемые в животноводстве антибиотики становятся драйверами формирования АБР микробиоты, заселяющей желудочно-кишечный тракт, кожные покровы и слизистые оболочки животных [8–10]. В составе навоза, навозных стоков и помёта птиц, используемых в качестве удобрений, антибиотикорезистентные МО активно переносятся в ОС [11, 12].

Существенный вклад в формирование АБР вносят и такие факторы, как нерациональное использование антибиотиков в клинической практике, неконтролируемое самолечение, сброс недостаточно очищенных сточных вод медицинскими учреждениями и фармацевтическими предприятиями в водные объекты.

Для предупреждения и ограничения распространения АБР в нашей стране был разработан и введён в действие ряд важных документов, в частности «Стратегия предупреждения распространения антимикробной резистентности на период до 2030 года» (Распоряжение Правительства РФ от 25.09.2017 № 2045-р). Важнейшим условием успешной реализации соответствующей стратегии является системный мониторинг распространённости МО с генами АБР во внешней среде. Для выявления антибиотикорезистентных штаммов МО могут быть использованы как микробиологические методы анализа, так и более высокотехнологичные – молекулярно-генетические методы (МГМ). Особенности пробоотбора и дальнейших манипуляций с образцом при работе с использованием МГМ подразумевают применение только одноразовых расходных материалов с целью предотвращения перекрёстной контаминации. Для выделения ДНК из проб почвы имеются соответствующие наборы, и они доступны к приобретению. Некоторые существующие ограничения в использовании МГМ могут быть связаны с отсутствием коммерческих тест-систем, предназначенных для проведения самой полимеразной цепной реакции (ПЦР) по выявлению генов АБР в образцах, взятых из внешней среды. Вместе с тем, имеется достаточно большое количество тест-систем, разработанных для амплификации данных генов в биологическом

материале, содержащем МО и отобранном у пациентов, получающих лечение антибактериальными препаратами.

Цель настоящей работы – оценить возможность адаптации тест-систем, применяемых для выявления генов АБР МО у человека, к выявлению аналогичных генов АБР в образцах ДНК МО, выделенных из внешне-средовых проб (почв, навозных стоков), и их дальнейшего использования в мониторинге загрязнения окружающей среды антибиотикорезистентными штаммами микроорганизмов.

Объекты и методы исследования

Исследования проводили в течение 2024–2025 гг. Для получения репрезентативных данных применяли схему отбора проб, предусматривающую охват различных типов локаций: сельскохозяйственные территории, связанные с возможным биогенным загрязнением

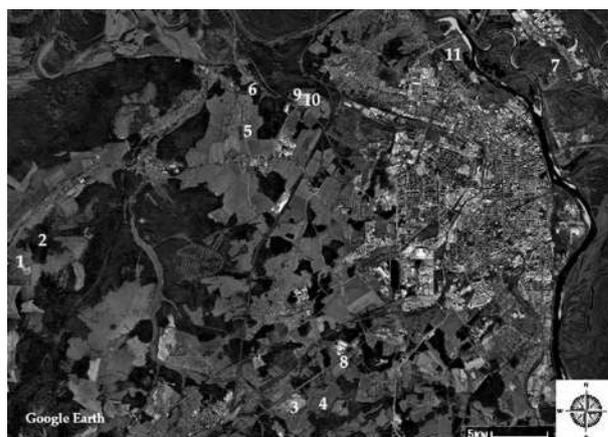


Рис. 1. Участки пробоотбора: 1 – участок, подвергшийся биогенному загрязнению отходами свиноводства и птицеводства; 2 – лесной массив (фоновая территория участку 1); 3 – участок, подвергшийся биогенному загрязнению отходами свиноводства; 4 – луговой массив (фоновая территория участку 3); 5 – участок, подвергшийся биогенному загрязнению отходами молочного животноводства; 6 – лесной массив (фоновая территория участку 5); 7 – лесной массив; 8 – отходы свиноводства; 9 – восстановленная подстилка из навозных стоков крупного рогатого скота; 10 – навозные стоки крупного рогатого скота; 11 – почва вблизи коллектора городских коммунальных систем / **Fig. 1.** Sampling areas: 1 – an area polluted by pig and poultry waste; 2 – forest area (background area for area 1); 3 – an area polluted by pig waste; 4 – meadow area (background for area 3); 5 – an area polluted by dairy wastes; 6 – forest area (background for area 5); 7 – forest area; 8 – pig farming waste; 9 – reclaimed bedding from cattle manure runoff; 10 – cattle manure runoff; 11 – soil near the municipal utility system collector

отходами животноводства (экспериментальные участки 1, 3, 5, 8–11); лесные и луговые массивы, расположенные на территориях, не используемых в хозяйственной деятельности человека, на расстоянии не менее 300 м от участков отбора экспериментальных проб (фоновые (контрольные) участки): 2 – лесной массив (фоновая территория участку 1); 4 – луговой массив (фоновая территория участку 3); 6 – лесной массив (фоновая территория участку 5); 7 – лесной массив. Всего для исследования было выбрано 11 участков проботбора, расположение которых представлено на рисунке 1.

Отбор проб почв осуществляли в соответствии с требованиями ГОСТ 17.4.4.02-2017 в черте г. Кирова и на прилегающей к городу территории. С площадок отбирали точечные пробы методом конверта на глубину 20–25 см. Размер пробной площадки – 10×10 м. Навозные стоки (НС) и восстановленную подстилку отбирали на крупных животноводческих предприятиях Кировской области по выращиванию свиней и коров молочного направления. Пробы почв и НС (представляют собой гомогенат почвы и навоза с высоким содержанием влаги) собирали одноразовыми инструментами в стерильную тару с соблюдением условий асептики. Транспортировка проб в лабораторию осуществлялась в течение трёх часов после отбора с соблюдением температурного режима (от +4 до +8 °С).

Выделение суммарной ДНК из образцов почв и НС проводили с использованием набора реагентов «SKYamp Soil DNA Kit» (ООО «Скайген», Россия), согласно прилагаемой инструкции. Данный набор разработан специально для работы с образцами почвы, в том числе и с высокой влажностью, и позволяет эффективно удалять ингибиторы ПЦР. Все манипуляции проводили в ламинарном боксе «LAMSYSYSTEMS» (Россия) с соблюдением условий по предотвращению перекрёстной контаминации.

Концентрацию выделенной суммарной ДНК в образцах определяли флуориметрическим методом на приборе MAXLIFE H100 (Россия) с использованием набора реагентов для измерения концентрации двухцепочечной ДНК dsDNA-500 V2.0 MAXLIFE (ООО «МВМ-Диагностик», Россия). Измерения проводили в 5-кратных повторях для каждого образца. Рассчитывали среднее значение концентрации и стандартное отклонение.

Для амплификации генов АБР МО использовали два варианта ПЦР: классическую, с последующей электрофоретической детекцией конечного продукта, и в реальном времени (Real-Time PCR). Классическую ПЦР проводили с использованием наборов: «РЕЗИСТОМ.TetM» – для обнаружения генов устойчивости к тетрациклам, «РЕЗИСТОМ.ErmB» – для выявления генов резистентности к эритромицинам и «РЕЗИСТОМ.CTX-M» – для определения генов АБР к цефалоспорином. Все тест-системы производятся ООО НПФ «Литех» (Россия). Подготовку реакционной смеси делали в ПЦР-боксе, дальнейшее проведение амплификации осуществляли на термоциклере «БИС» M111-05 (Россия). Визуализацию результатов делали методом электрофореза в 2% агарозном геле, который готовили на основе TBE-буфера с добавлением бромистого этидия. Электрофорез проводили при напряжении 80V в течение 40 мин. Визуализация и документирование результатов проведены с использованием трансиллюминатора.

Полимеразную цепную реакцию в реальном времени выполняли на амплификаторе CFX96 Touch (США) набором «РЕЗИСТОМ ESKAPE-V» (ООО НПФ «Литех», Россия), который предназначен для мультиплексного выявления широкого спектра генов резистентности МО (*blaCTX-M* и *blaOXA10* – к цефалоспорином; *MecA* – к бета-лактамам; *blaKPC*, *blaOXA48-like*, *blaOXA23-like*, *blaOXA40-like*, *blaVim*, *blaNDM*, *blaGES* – к карбапенемам; *blaDHA* – к защищённым пенициллинам и цефалоспорином; *Mef* и *ErmB* – к макролидам, линкозамидам, стрептограмину В; *VanA/VanB* – к гликопептидам) группы ESKAPE: *Enterococcus faecium*, *Staphylococcus aureus*, *Klebsiella pneumoniae*, *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa* и *Enterobacter* spp., а также иных МО. Аппаратная детекция комплекса генов АБР проведена на каналах флуоресценции FAM, HEX, ROX. Методика постановки ПЦР соответствовала изложенной в инструкции от разработчиков набора «Комплекс РЕЗИСТОМ ESKAPE-V».

Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Microsoft Excel 2019. Рассчитывали средние значения, стандартные отклонения, ошибки среднего. Для оценки достоверности различий применяли t-критерий Стьюдента.

Результаты и обсуждение

Во всех пробах, отобранных на исследуемых участках, была успешно выделена суммарная ДНК. Концентрация ДНК варьировала в достаточно широких пределах от 5 до 40±5 нг/мкл (табл.).

Наибольшая концентрация ДНК зафиксирована в образце, отобранном на участке № 11 (почва вблизи коллектора), что свидетельствует о высокой микробной обсеменённости данного объекта анализа. Наименьшие концентрации ДНК (<5,0 нг/мкл) обнаружены в образцах, отобранных на фоновых лесных территориях (№№ 2 и 6) (табл.).

Результаты электрофоретического анализа методом классической ПЦР показали наличие специфических генов АБР в некоторых из исследованных образцов. Положительный результат на наличие гена *TetM* (гены устойчивости к тетрациклам) получен для образцов, отобранных на участках №№ 8–11 (рис. 2а). Образцы были отобраны из НС животноводческих хозяйств и коллектора городских коммунальных систем. В образцах, отобранных из лесных массивов и лугов, ген *TetM* не обнаружен. В образцах, отобранных на участках №№ 8 и 10 (рис. 2б), были обнаружены гены устойчивости к эритромицину (*ErmB*). Во всех исследованных методом классической ПЦР образцах гены АБР к цефалоспорином *blaCTX-M* не обнаружены (рис. 2в).

Более чувствительный метод ПЦР в реальном времени позволил выявить расширенный спектр генов АБР. Так в образце, отобранном на участке № 1, были выявлены гены устойчивости к линкозамидам, стрептограмину В, макролидам и цефалоспорином.

Результаты исследований представлены на рисунке 3 (протоколы по каналам флуоресценции HEX (гены АБР *Mef* к линкозамидам, стрептограмину В, а также к *blaOXA10* – цефалоспорином) и ROX (гены АБР *ErmB* – к макролидам)).

В образце, отобранном на участке № 3, обнаружены гены устойчивости к цефалоспорином, линкозамидам, стрептограмину В. Результаты исследований представлены на рисунке 4 (протоколы по каналам флуоресценции HEX (гены АБР *Mef* к линкозамидам, стрептограмину В, а также к *blaOXA10* – цефалоспорином)).

Кроме этого, методом ПЦР в реальном времени обнаружены гены АБР, выявленные ранее методом классической ПЦР в образцах, отобранных на участках №№ 8–11.

Наиболее часто встречающимися генами АБР в исследованных образцах почв и НС оказались *Mef* и *ErmB*, обеспечивающие устойчивость к макролидам, линкозамидам и стрептограмину группы В (MLSB-фенотип). Эти гены обнаружены методом ПЦР в реальном времени в 6 образцах из 11, что свидетельствует о более высокой чувствительности метода ПЦР в реальном времени по сравнению с вариантом классической ПЦР. Также это подтверждается и тем, что в образце № 1 выявлен наиболее широкий спектр генов АБР: *blaOXA10*, *Mef* и *ErmB*, но при этом «классическим» вариантом ПЦР они не были идентифицированы.

Таким образом, проведённое исследование позволило сравнить эффективность двух методов детекции: классической ПЦР с электрофорезом и ПЦР в реальном времени. Real-Time PCR продемонстрировала существенно более высокую чувствительность и специфичность,

Таблица / Table

Концентрации суммарной ДНК в исследуемых пробах, определённые флуориметрическим методом
Concentrations of total DNA in the studied samples, determined by the fluorimetric method

№ исследуемого участка Number of the studied area	Количество ДНК, нг/мкл DNA amount, ng/μL
1	21,4±3,0
2	<5,0
3	6,7±0,8
4	9,5±1,5
5	6,3±1,8
6	<5,0
7	6,7±0,8
8	13,3±1,9
9	11,4±2,3
10	6,3±1,0
11	40±5



Рис. 2. Результаты электрофореза на выявление генов антибиотикорезистентности в исследуемых образцах почв и навозных стоков: а) *TetM*, б) *ErmB*, в) *blaCTX-M*
Fig. 2. Results of electrophoresis: the detected antibiotic resistance genes in the studied soil and manure samples: а) *TetM*, б) *ErmB*, в) *blaCTX-M*

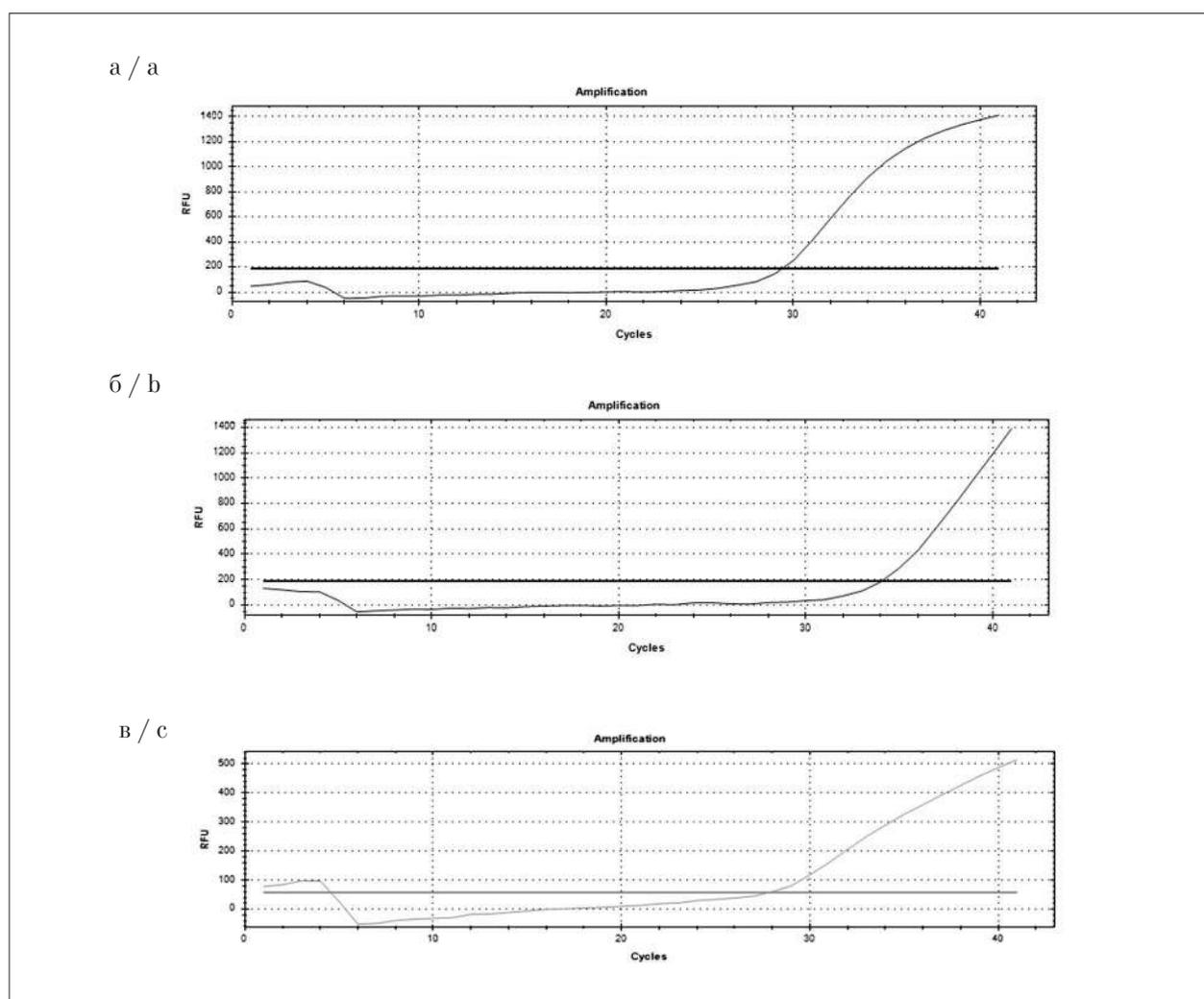


Рис. 3. Кривая накопления продуктов реакции по каналу флуоресценции HEX – *Mef* (а) и *blaOXA10* (б), и по каналу флуоресценции ROX – *ErmB* (в) для образца, отобранного на участке № 1.
 Примечание к рисункам 3 и 4: RFU – относительная единица флуоресценции, которая показывает интенсивность свечения и позволяет оценить количество амплифицированной ДНК в образце. Cycles – циклы, их количество
Fig. 3. The accumulation curve of reaction products along the HEX fluorescence channel – *Mef* (а) and *blaOXA10* (б), and along the ROX fluorescence channel – *ErmB* (в) for the sample from the site No. 1.
 Note on Figures 3 and 4: RFU – relative fluorescence unit; it measures the intensity of fluorescence and allows one to estimate the amount of amplified DNA in a sample. Cycles – the number of cycles

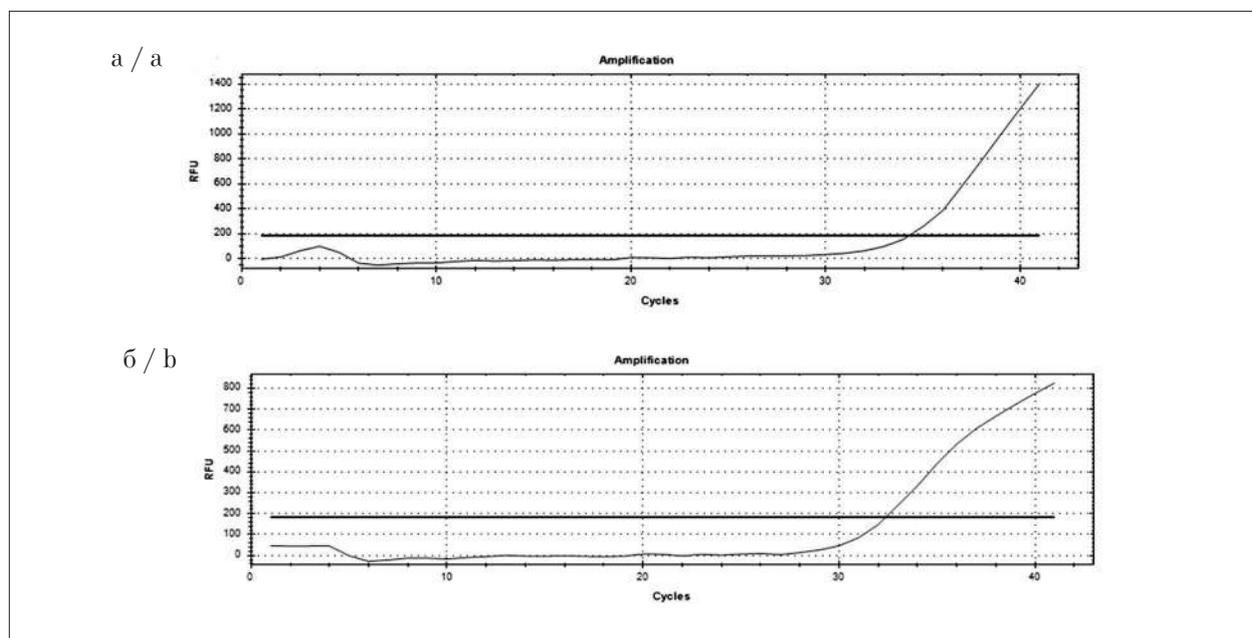


Рис. 4. Кривая накопления продуктов реакции по каналу флуоресценции HEX – *blaOXA10* (а) и *Mef* (б) для образца, отобранного на участке № 3
Fig. 4. The accumulation curve of reaction products in the HEX fluorescence channel is *blaOXA10* (a) and *Mef* (b) for the sample from the site No. 3

что особенно важно при работе с образцами ОС, где концентрация целевых ДНК может быть низкой. Кроме того, этот метод позволяет в перспективе проводить количественную оценку и мультиплексный анализ нескольких мишеней в одной реакции, при приблизительно идентичной стоимости, трудоёмкости и временных затратах. Также при Real-Time PCR следует отметить снижение рисков контаминации, так как отсутствует этап проведения фореа и, соответственно, потенциально возможного попадания в лабораторные помещения ампликонов.

Полученные результаты подтверждают высокую степень общности генов АБР у МО, полученных из ОС, и у клинических штаммов МО, выделяемых от человека. Выявление идентичных генетических детерминант устойчивости к антибиотикам (*TetM*, *ErmB*, *Mef*, *blaOXA10*) может свидетельствовать о существовании единого пула генов АБР, перемещающегося между различными экологическими нишами.

Успешное применение диагностических наборов, изначально разработанных для клинической диагностики («РЕЗИСТОМ.TetM», «РЕЗИСТОМ.ErmB», «РЕЗИСТОМ.СТХ-М», «РЕЗИСТОМ.ESKAPE-V»), для анализа объектов ОС свидетельствует об универсальности генетических мишеней и возможности адаптации медицинских диагностических систем для задач экологического мониторинга.

Проведённые исследования обосновывают целесообразность создания единой системы мониторинга явления распространённости МО с генами АБР, интегрирующей данные медицинских, ветеринарных и экологических исследований. Использование стандартизованных общих тест-систем позволит получать сопоставимые данные о распространённости МО с генами АБР, своевременно выявлять эпидемиологически значимые угрозы и осуществлять их профилактику.

Полученные данные так же свидетельствуют о значительном загрязнении обследованных территорий генами АБР. Выявленная распространённость МО с генами резистентности к антибиотикам имеет определённую связь с конкретными локациями с высокой биогенной нагрузкой – фактически все гены АБР выделены из образцов побочных продуктов животноводства (НС) или почвы на сельскохозяйственных локациях, куда они вывозятся. Это согласуется с литературными данными о широком использовании антибиотиков в животноводстве в качестве стимуляторов роста и для профилактики заболеваний [12–14]. Особенно показательны наличие генов *TetM*, *ErmB* и *Mef* именно в образцах из НС, что указывает на селекцию резистентных штаммов МО в условиях постоянного воздействия антибиотиков на микробиоту желудочно-кишечного тракта животных.

Обнаружение генов АБР в образце, отобранном из канализационного коллектора

(участок № 11), свидетельствует о поступлении резистентных к антибиотикам МО в ОС из коммунальных сетей. Это подтверждает данные о нерациональном использовании антибиотиков в клинической практике и необходимости усиления контроля за их применением населением [15, 16]. Данный факт также может указывать на миграцию резистентных МО по водным путям и возможность загрязнения удалённых территорий. Распространение генов АБР во внешней среде создаёт постоянный резервуар для потенциального заражения людей и животных антибиотикорезистентными штаммами МО.

Заключение

Подтверждена высокая эффективность молекулярно-генетических методов (классической ПЦР и ПЦР в реальном времени) для мониторинга АБР МО во внешней среде.

Установлено, что антибиотикорезистентные штаммы МО в ОС исследуемого региона имеют значительное распространение. Выявлены гены устойчивости МО к тетрациклинам (*TetM*), макролидам (*ErmB*), линкозамидам и стрептограмину группы В (*Mef*), цефалоспорином (*blaOXA10*).

Наблюдается определённая взаимосвязь между обнаружением генов АБР у МО и наличием биогенной нагрузки на исследуемых территориях. Наибольшая концентрация генов резистентности к антибиотикам выявлена в образцах из животноводческих хозяйств и городского коллектора, что указывает на основные источники загрязнения ОС антибиотикорезистентными МО.

Метод Real-Time PCR продемонстрировал преимущества по чувствительности и специфичности в сравнении с классической ПЦР. При этом применение для амплификации коммерческих наборов, используемых в клинической лабораторной практике, оказалось успешным, что, возможно, связано с общностью генов АБР микроорганизмов у человека и животных.

Полученные данные свидетельствуют о необходимости организации системы мониторинга АБР во внешней среде и разработки комплекса мер по ограничению распространения резистентных к антибиотикам микроорганизмов.

Работа выполнена по программе «Университетский научный грант» ФГБОУ ВО Кировский ГМУ Минздрава России (утверж-

дена решением Учёного совета, протокол № 11 от 27.12.2024 г.), а также в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН (номер государственной регистрации в ЕГИСУ № 125021402208-5).

Литература

1. Global Action Plan on Antimicrobial Resistance. Geneva: World Health Organization, 2015. 28 p. [Электронный ресурс] <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/1a487887-e162-46a0-8aef-802907c66070/content> (Дата обращения: 01.10.2025).
2. Козлов Р.С. Стратегия управления антибиотикорезистентностью: задачи и пути решения на современном этапе // Регуляторные исследования и экспертиза лекарственных средств. 2025. Т. 15. № 1. С. 8–12. doi: 10.30895/1991-2919-2025-15-1-8-12
3. Ahmed S.K., Hussein S., Qurbani K., Ibrahim R.H., Fareeq A., Mahmood K.A., Mohamed M.G. Antimicrobial resistance: Impacts, challenges, and future prospects // Journal of Medicine, Surgery, and Public Health. 2024. V. 2. Article No. 100081. doi: 10.1016/j.jglmedi.2024.100081
4. Михалёва Т.В., Захарова О.И., Ильясов П.В. Антибиотикорезистентность: современные подходы и пути преодоления (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2019. Т. 55. № 2. С. 124–132. doi: 10.1134/S0555109919020119
5. Журавлёв П.В., Панасовец О.П., Алешня В.В., Казачок И.П., Черногорова Т.Н., Деревякина Е.И. Антибиотикорезистентность бактерий, выделенных из воды открытых водоёмов // ЗНиСО. 2015. № 5 (266). С. 24–26.
6. D'Costa V.M., King C.E., Kalan L., Morar M., Sung W.W., Schwarz C., Froese D., Zazula G., Calmels F., Debruyne R., Golding G.B., Poinar H.N., Wright G.D. Antibiotic resistance is ancient // Nature. 2011. V. 477. No. 7365. P. 457–461. doi: 10.1038/nature10388
7. Донник И. Антибиотикорезистентность: актуальность возрастает // Животноводство России. 2022. № 4. С. 27–28. doi: 10.25701/ZZR.2022.04.04.010
8. Панин А.Н., Комаров А.А., Куликовский А.В., Макаров Д.А. Проблема резистентности к антибиотикам возбудителей болезней, общих для человека и животных // Ветеринария, зоотехния и биотехнология. 2017. № 5. С. 18–24.
9. Мурленков Н.В. Проблемы и факторы развития антибиотикорезистентности в сельском хозяйстве // Биология в сельском хозяйстве. 2019. № 4. С. 11–14.
10. Дубровин А.В., Ильина Л.А., Пономарева Е.С., Калиткина К.А., Йылдырым Е.А., Филиппова В.А., Дубровина А.С., Башир Х. Проблема устойчивости микроорганизмов в птицеводстве: обзор // Птицеводство. 2023. № 2. С. 31–36. doi: 10.33845/0033-3239-2023-72-2-31-36
11. Chee-Sanford J.C., Mackie R.I., Koike S., Krapac I.G., Lin Y.F., Yannarell A.C., Maxwell S., Aminov R.I. Fate and transport of antibiotic residues and antibiotic resis-

tance genes following land application of manure waste // *J. Environ. Qual.* 2009. V. 38. No. 3. P. 1086–1108. doi: 10.2134/jeq2008.0128

12. Сырчина Н.В., Пилип Л.В., Колеватых Е.П., Ашихмина Т.Я. Биологическое загрязнение почв побочными продуктами животноводства // *Теоретическая и прикладная экология.* 2024. № 2. С. 201–210. doi: 10.25750/1995-4301-2024-2-201-210

13. Сырчина Н.В., Пилип Л.В., Ашихмина Т.Я. Микробиологическая безопасность технологии ускоренной переработки навоза // *Поволжский экологический журнал.* 2025. № 1. С. 80–90. doi: 10.35885/1684-7318-2025-1-80-90

14. Пилип Л.В., Сырчина Н.В., Козвонин В.А., Колеватых Е.П., Ашихмина Т.Я., Сазанов А.В. Биологическое загрязнение пахотных земель отходами свиноводства // *Теоретическая и прикладная экология.* 2022. № 3. С. 199–205. doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-199-205

15. Tinker N.J., Foster R.A., Webb B.J., Haydoura S., Buckel W.R., Stenehjem E.A. Interventions to optimize antimicrobial stewardship // *Antimicrob. Steward Healthc. Epidemiol.* 2021. V. 1. No. 1. P. e46. doi: 10.1017/ash.2021.210

16. Prestinaci F., Pezzotti P., Pantosti A. Antimicrobial resistance: a global multifaceted phenomenon // *Pathog. Glob. Health.* 2015. V. 109. No. 7. P. 309–318. doi: 10.1179/2047773215Y.0000000030

References

1. Global Action Plan on Antimicrobial Resistance. Geneva: World Health Organization, 2015. 28 p. [Internet resource] <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/1a487887-e162-46a0-8aef-802907c66070/content> (Accessed: 01.10.2025).

2. Kozlov R.S. Antimicrobial resistance management strategy: current challenges and solutions // *Regulatory Research and Medicine Evaluation.* 2025. V. 15. No. 1. P. 8–12 (in Russian). doi: 10.30895/1991-2919-2025-15-1-8-12

3. Ahmed S.K., Hussein S., Qurbani K., Ibrahim R.H., Fareeq A., Mahmood K.A., Mohamed M.G. Antimicrobial resistance: Impacts, challenges, and future prospects // *Journal of Medicine, Surgery, and Public Health.* 2024. V. 2. Article No. 100081. doi: 10.1016/j.glmedi.2024.100081

4. Mikhaljova T.V., Zakharova O.I., Iliasov P.V. Antimicrobial resistance: current approaches and ways to cope (a review) // *Applied Biochemistry and Microbiology.* 2019. V. 55. No. 2. P. 124–132 (in Russian). doi: 10.1134/S0555109919020119

5. Zhuravlyov P.V., Panasovets O.P., Aleshnya V.V., Kazachok I.P., Chernogorova T.N., Derevyakina Ye.I. Antibiotic resistance of bacteria isolated from water of the

open reservoirs // *ZNiSO.* 2015. No. 5 (266). P. 24–26 (in Russian).

6. D'Costa V.M., King C.E., Kalan L., Morar M., Sung W.W., Schwarz C., Froese D., Zazula G., Calmels F., Debruyne R., Golding G.B., Poinar H.N., Wright G.D. Antibiotic resistance is ancient // *Nature.* 2011. V. 477. No. 7365. P. 457–461. doi: 10.1038/nature10388

7. Donnik I. Antibiotic resistance: becoming more relevant // *Animal Husbandry of Russia.* 2022. No. 4. P. 27–28 (in Russian). doi: 10.25701/ZZR.2022.04.04.010

8. Panin A.N., Komarov A.A., Kulikovskiy A.V., Markarov D.A. Problem of antimicrobial resistance of zoonotic bacteria // *Veterinary, Zootechnics and Biotechnology.* 2017. No. 5. P. 18–24 (in Russian).

9. Murlenkov N.V. Problems and factors of development of antibiotic resistance in agriculture // *Biology in Agriculture.* 2019. No. 4. P. 11–14 (in Russian).

10. Dubrovin A.V., Ilyina L.A., Ponomareva E.S., Kalitkina K.A., Yildyrym E.A., Filippova V.A., Dubrovina A.S., Bashir Kh. The problem of microbial drug resistance in poultry industry: an overview // *Ptitsevodstvo.* 2023. No. 2. P. 31–36 (in Russian). doi: 10.33845/0033-3239-2023-72-2-31-36

11. Chee-Sanford J.C., Mackie R.I., Koike S., Krapac I.G., Lin Y.F., Yannarell A.C., Maxwell S., Aminov R.I. Fate and transport of antibiotic residues and antibiotic resistance genes following land application of manure waste // *J. Environ. Qual.* 2009. V. 38. No. 3. P. 1086–1108. doi: 10.2134/jeq2008.0128

12. Сырчина Н.В., Пилип Л.В., Колеватых Е.П., Ашихмина Т.Я. Биологическое загрязнение почв побочными продуктами животноводства // *Теоретическая и прикладная экология.* 2024. No. 2. P. 201–210 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2024-2-201-210

13. Сырчина Н.В., Пилип Л.В., Ашихмина Т.Я. Микробиологическая безопасность технологии ускоренной переработки навоза // *Поволжский экологический журнал.* 2025. No. 1. P. 80–90 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2025-1-80-90

14. Пилип Л.В., Сырчина Н.В., Козвонин В.А., Колеватых Е.П., Ашихмина Т.Я., Сазанов А.В. Биологическое загрязнение пахотных земель отходами свиноводства // *Теоретическая и прикладная экология.* 2022. No. 3. P. 199–205 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-199-205

15. Tinker N.J., Foster R.A., Webb B.J., Haydoura S., Buckel W.R., Stenehjem E.A. Interventions to optimize antimicrobial stewardship // *Antimicrob. Steward Healthc. Epidemiol.* 2021. V. 1. No. 1. P. e46. doi: 10.1017/ash.2021.210

16. Prestinaci F., Pezzotti P., Pantosti A. Antimicrobial resistance: a global multifaceted phenomenon // *Pathog. Glob. Health.* 2015. V. 109. No. 7. P. 309–318. doi: 10.1179/2047773215Y.0000000030

Закономерности культивирования микроскопических водорослей при биофиксации углекислого газа

© 2025. А. С. Соловьёва, аспирант, Е. С. Белик, к. т. н., доцент, Л. В. Рудакова, д. т. н., профессор, зав. кафедрой, Пермский национальный исследовательский политехнический университет, 614990, Россия, г. Пермь, Комсомольский пр-кт, д. 29, e-mail: alyona.solvyova@mail.ru

Политика декарбонизации, реализуемая на предприятиях Российской Федерации, требует разработки и научного обоснования соответствующих технологических решений. Одним из перспективных подходов к утилизации выбросов углекислого газа является его фиксация микроводорослями. Этот подход основан на способности некоторых штаммов микроводорослей активно увеличивать биомассу и эффективно поглощать CO_2 при повышении концентрации углекислого газа в воздухе. В статье представлены результаты экспериментальных исследований по культивированию четырёх консорциумов микроскопических водорослей, выращенных в лаборатории и выделенных из природной среды, в газовой среде с повышенным содержанием углекислого газа. Культивирование микроводорослей осуществляли при непрерывном нагнетании CO_2 , постепенно увеличивая концентрацию с 5 до 15%. Наилучшие результаты по увеличению оптической плотности показала культура, выделенная из лишайников, состоящая из цианобактерий и колоний зелёных микроводорослей рода *Chlorella*, ассоциированных с гифами грибов, и культура, выделенная из природного пресного водоёма, представляющая собой зелёные микроводоросли различных родов с преобладанием *Chlorella* spp. Наибольшие средние скорости роста данных культур наблюдались при концентрации CO_2 10% ($0,0157 \pm 0,0007$ ед. опт. плотн./сут) и 5% ($0,01230 \pm 0,00015$ ед. опт. плотн./сут). После 102 дней культивирования биомасса микроводорослей во всех культурах увеличилась в 2–9 раз. Результаты эксперимента подтвердили эффективность использования микроводорослей для утилизации углекислого газа.

Ключевые слова: утилизация углекислого газа, биофиксация, микроводоросли, *Chlorella*.

Cultivation patterns of microscopic algae under carbon dioxide biofixation conditions

© 2025. A. S. Solovyova ORCID: 0000-0002-6017-1579*

E. S. Belik ORCID: 0000-0002-1961-0234*

L. V. Rudakova ORCID: 0000-0003-3292-8359*

Perm National Research Polytechnic University,
29, Komsomolskiy prospect, Perm, Russia, 614990,
e-mail: alyona.solvyova@mail.ru

The decarbonization strategy implemented in enterprises of the Russian Federation necessitates the development and scientific validation of appropriate technological solutions. One promising approach to utilising carbon dioxide emissions is the microalgae cultivation. This approach is based on the ability of some microalgae species to actively increase their biomass and sequester carbon dioxide when the the above gas content in the air increases. The article presents the results of experimental studies on cultivation of four consortia of microscopic algae in a gas medium with increased carbon dioxide content. These consortia were grown in the laboratory and isolated from the environment. Microalgae were cultivated under continuous CO_2 infusion, gradually increasing the concentration from 5 to 15%. The experiment yielded CO_2 concentrations that favoured rapid biomass growth for each of the four cultures tested. The highest average growth rates were observed: at a CO_2 concentration of 5% in a culture isolated from a eutrophic freshwater pond containing the green microalgae of various genera, including *Chlorella* spp. (0.01230 ± 0.00015 units of optical density per day), and at a CO_2 concentration of 10% in a culture isolated from conifer lichens consisting of the microalga *Chlorella* spp. and filamentous fungi (0.0157 ± 0.0007 units of optical density per day). The number of cells in the culture of microalgae isolated from a eutrophic freshwater pond grew particularly fast in the presence of 5% carbon dioxide. After 66 days, the optical density of the culture had increased by more than 9 times. In the remaining cultures, after 102 days, in an atmosphere with carbon dioxide content ranging from 5% to 15%, the optical density increased 2 to 3 times. The experimental results confirmed the effectiveness of microalgae for carbon dioxide utilisation.

Keywords: carbon dioxide utilisation, biofixation, microalgae, *Chlorella*.

Изменение климата – это глобальная проблема современного общества, основной причиной возникновения которой являются чрезмерные выбросы парниковых газов в атмосферу Земли. В мировой практике снижение антропогенного вклада в изменение климата достигается в основном за счёт регулирования выбросов углекислого газа и перехода к углеродно-нейтральной экономике.

В Российской Федерации климатическая политика ориентирована преимущественно на преобразование деятельности предприятий. Целевые показатели снижения выбросов парниковых газов для экономики страны и отдельных отраслей промышленности, таких как энергетика, определяются в рамках Стратегии низкоуглеродного развития РФ. С начала 2023 г. компании, выбрасывающие более 150 тыс. т CO_2 -эквивалента в год, должны предоставлять отчётность по парниковым газам, а с 2025 г. данное требование распространилось на предприятия с выбросами более 50 тыс. т CO_2 -эквивалента в год [1].

Внедрение митигационных мероприятий на предприятиях РФ позволит избежать экономических, социальных и экологических рисков для страны и промышленных компаний. Научное обоснование технологических решений по снижению выбросов парниковых газов – важная задача для каждого предприятия. Исследования в данном направлении актуальны и позволяют решить проблемы фундаментального и прикладного характера.

Согласно складывающимся тенденциям, одним из перспективных и устойчивых подходов к улавливанию CO_2 из выбросов является его фиксация биотехнологическим способом с использованием микроводорослей. Данный подход позволяет преобразовать освоенный антропогенной деятельностью углерод в биомассу и обеспечить его краткосрочное или среднесрочное депонирование [2, 3].

Биомасса микроводорослей содержит ценные макро- и микроэлементы, что открывает возможности её использования при производстве биотоплива, а также в сельском хозяйстве, пищевой и фармацевтической отраслях. Существующие технологии культивирования и переработки биомассы микроводорослей в большей степени являются доступными и экономически рентабельными [3–5].

Содержание углекислого газа в выбросах углеродоёмких производств обычно составляет от 3 до 15%, что значительно превышает привычную для микроводорослей

концентрацию CO_2 в атмосфере Земли – 0,03%. Известно, что для некоторых штаммов микроводорослей использование газовых смесей с повышенным содержанием углекислого газа позволяет увеличить скорость роста биомассы. При этом экстремально высокие концентрации CO_2 могут подавлять рост микроводорослей и снижать биофиксацию CO_2 [6, 7]. Таким образом, для эффективной декарбонизации промышленных выбросов необходимы поиск и адаптация культур микроводорослей, способных обеспечить устойчивый рост и высокую продуктивность в условиях культивирования с повышенным содержанием углекислого газа.

Анализ научных исследований показывает широкий диапазон реакций штаммов микроводорослей на повышенные концентрации CO_2 . Микроводоросли рода *Chlorella* часто фигурируют как штаммы с высокой продуктивностью при культивировании в условиях с CO_2 в концентрации от 3 до 20%. При этом эффективность поглощения CO_2 варьирует в диапазоне 50–80% [3, 8, 9]. Кроме того, в качестве перспективных объектов исследований рассматривают смешанные культуры микроводорослей, выделенные из природной среды. Это связано с тем, что консорциумы проще переносят период адаптации, более устойчивы к загрязнению патогенными микроорганизмами и изменениям условий культивирования [10–12]. Согласно результатам исследования продуктивности 81 штамма микроводорослей в условиях повышенного содержания CO_2 (от 5 до 25%), в том числе 12 консорциумов наземных и пресноводных микроводорослей, выделенных из природной среды, установлено, что природные штаммы зелёных микроводорослей демонстрируют усиленный рост при уровне CO_2 до 25%, а также повышенную продуктивность в отношении каротиноидов и жирных кислот [7].

Цель исследования заключается в установлении закономерностей процесса культивирования микроскопических водорослей при биофиксации углекислого газа, а также в определении концентраций углекислого газа, стимулирующих рост и развитие микроскопических водорослей в различных культурах.

Объекты и методы исследования

Микроводоросли и питательная среда. В эксперименте использовали 4 культуры

микроскопических водорослей, которые были выращены в лаборатории и выделены из природной среды.

Консорциумы отбирались в окрестностях г. Перми из экосистем, содержащих микроводоросли в больших количествах – лишайников на стволах хвойных деревьев и эвтрофированного природного водоёма.

Первая культура была выделена из лишайников, в консорциуме присутствовали цианобактерии и зелёные микроводоросли рода *Chlorella*, ассоциированные с гифами грибов (мицелием) (рис. 1). Вторая культура была выращена в лабораторных условиях путём продолжительной адаптации микроскопических водорослей к питательной среде Тамия [13], в колонии преобладали зелёные микроводоросли рода *Chlorella*

мелкого размера (рис. 2). Третья культура была выделена из природного пресного водоёма и представляла собой в большей степени зелёные микроводоросли различных родов с преобладанием *Chlorella* sp. (рис. 3). В качестве четвёртой культуры на основании результатов предыдущих исследований был выбран штамм микроводоросли р. *Chlorella*, выращенный из готового биопрепарата (биологически активная добавка на основе микроводорослей *Chlorella* sp. компании «SPIRULINAFOOD») (рис. 4).

Для выращивания культур микроводорослей использовали жидкую среду Тамия, приготовленную на дистиллированной воде, следующего состава (г/л): KNO_3 – 5,0, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 2,5, KH_2PO_4 – 1,25, ЭДТА – 0,037, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,009, H_3BO_3 – 0,00286,

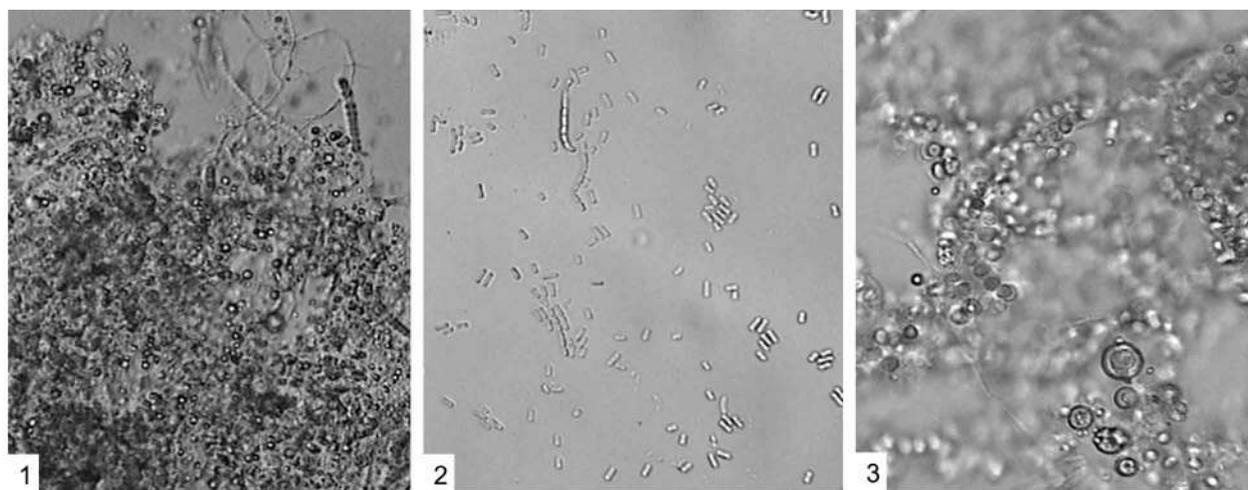


Рис. 1. Микрофотографии культуры № 1: 1 – общий вид ($\times 400$), 2, 3 – цианобактерии ($\times 800$) / Fig. 1. Culture No. 1 micrographs: 1 – general view ($\times 400$), 2, 3 – cyanobacteria ($\times 800$)

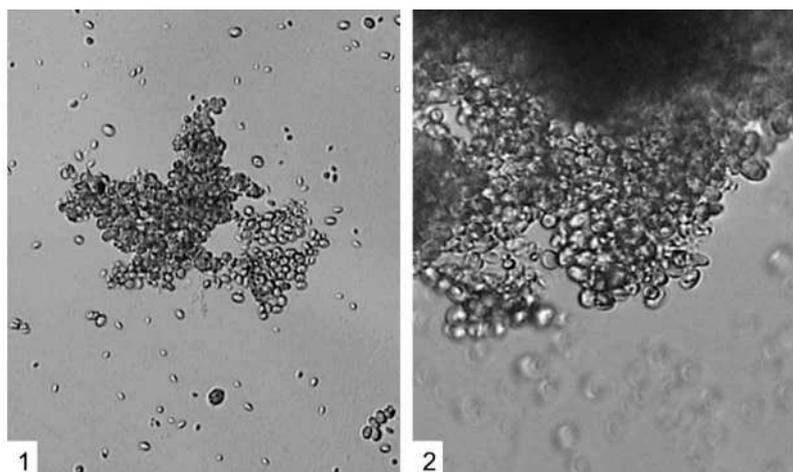


Рис. 2. Микрофотографии культуры № 2: 1 – общий вид ($\times 400$), 2 – скопление клеток микроводоросли *Chlorella* sp. ($\times 800$) / Fig. 2. Culture No. 2 micrographs: 1 – general view ($\times 400$), 2 – microalgae *Chlorella* sp. cells aggregation ($\times 800$)

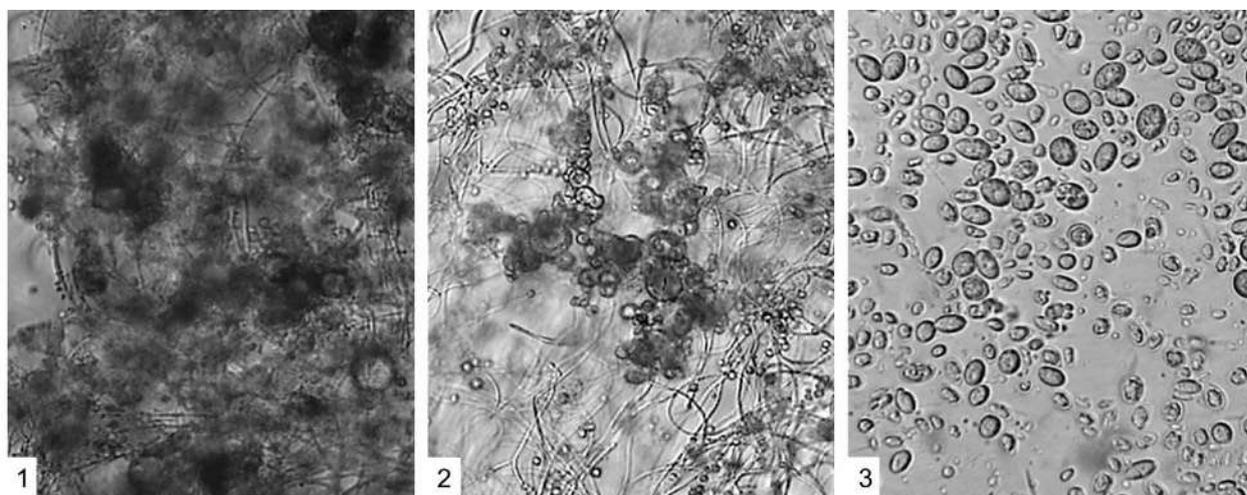


Рис. 3. Микрофотографии культуры № 3: 1 – общий вид (×400), 2, 3 – зелёные микроводоросли различных видов (×800) / **Fig. 3.** Culture No. 3 micrographs: 1 – general view (×400), 2, 3 – green microalgae of different species (×800)

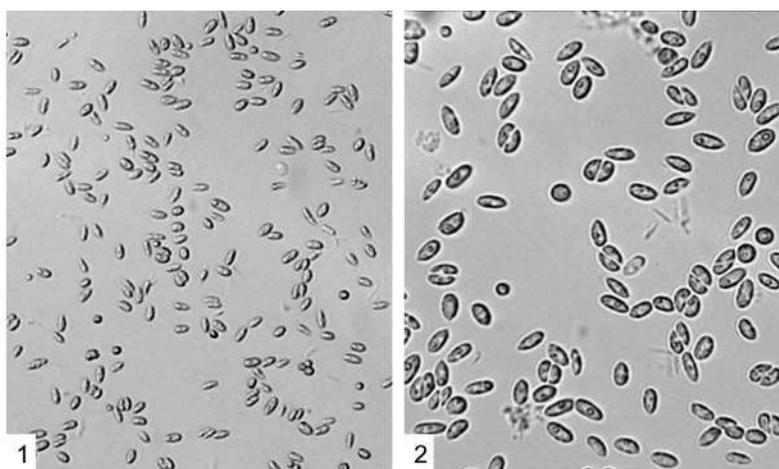


Рис. 4. Микрофотографии культуры № 4: 1 – общий вид (×400), 2 – микроводоросль *Chlorella* sp. (×800) / **Fig. 4.** Culture No. 4 micrographs: 1 – general view (×400), 2 – microalgae *Chlorella* sp. (×800)

$MnCl_2 \cdot 4H_2O - 0,00181$, $ZnSO_4 \cdot 7H_2O - 0,000222$, $MoO_3 - 0,000018$, $NH_4VO_3 - 0,000023$ [13].

Условия проведения эксперимента. Схема проведения эксперимента включала опытные и контрольные образцы для каждой из четырёх исследуемых культур. Опытные варианты культивировали в условиях повышенных концентраций углекислого газа в инкубаторе BC-J80 (Shanghai Boxun Medical Biological Instrument Corp., Китай). Контрольные варианты культивировали в условиях атмосферного воздуха (концентрация CO_2 0,03%) в климатостате КС-200 СПУ (ОАО «Смоленское СКТБ СПУ», Россия) при аналогичных параметрах (температура 35°C, режим освещения 12 часов света – 12 часов темноты).

Для освещения микроводорослей в климатостате КС-200 СПУ использовали две лампы, создающие освещённость около 500 лк. В ин-

кубатор углекислого газа BC-J80 установили светодиодную горизонтальную лампу мощностью 3 Вт со световым потоком 220 лм.

Инкубатор углекислого газа BC-J80 обеспечивал непрерывное нагнетание CO_2 . Для проведения эксперимента были выбраны концентрации углекислого газа 5, 10 и 15%. Увеличение концентрации CO_2 осуществляли поэтапно, без прерывания процесса культивирования.

В эксперименте использовали конические колбы Эрленмейера объёмом 0,25 л, заполненные суспензией микроводорослей на 4/5 от своего максимального объёма, чтобы обеспечить эффективную поверхность поглощения. Объём готового раствора суспензии для каждой из проб составил 0,2 л.

Уровень pH на протяжении эксперимента для всех проб находился в диапазоне 6,0–7,5.

Характеристика изменений культуры.

Концентрацию клеток микроводорослей в суспензии определяли по показателю оптической плотности на спектрофотометре В-1200 ЭКОВЬЮ (Shanghai Mapada Instruments Co., Ltd., Китай): толщина стенки кюветы – 10 мм, длина волны – 560 нм [14]. Периодичность контроля составляла 1 раз в трое суток. Начальная оптическая плотность готовых суспензий находилась в диапазоне 0,1–0,4 ед.

С целью оценки жизнеспособности и устойчивости исследуемых культур микроводорослей к повышенным концентрациям углекислого газа в процессе эксперимента осуществляли визуальный анализ проб и микроскопирование с использованием микроскопа марки Carl Zeiss и увеличений ×400 и ×800.

Статистический анализ. Результаты исследования представлены как средние арифметические значения и стандартное отклонение трёх аналитических повторов. Стати-

стическую значимость оптической плотности оценивали с помощью t-критерия Стьюдента, во всех случаях значение $p \leq 0,05$ считалось значимым. Для представления данных использовали уровень достоверности 95%.

Результаты и обсуждение

В условиях данного экспериментального исследования основным источником углерода для микроводорослей являлся углекислый газ, присутствующий в газовой среде, окружающей культивационную ёмкость. Растворение углекислого газа в суспензии микроводорослей достигалось путём поддержания температуры (35 °С) и уровня рН (6,0–7,5).

В процессе поглощения углекислого газа микроводорослями оптическая плотность культур возрастала, что свидетельствовало об интенсивном фотосинтезе и росте микроводорослей. Таким образом, высокая скорость увеличения оптической плотности культуры

Таблица 1 / Table 1

Сравнение динамики изменения оптической плотности культур при их насыщении CO₂ в концентрации 5% с контрольной группой / The dynamics of the optical density of the tested samples when they were cultivated under conditions of a 5% CO₂ content and a control sample

Сут-ки Day	Культура № 1 Culture No. 1			Культура № 2 Culture No. 2			Культура № 3 Culture No. 3			Культура № 4 Culture No. 4		
	О	К	Δ	О	К	Δ	О	К	Δ	О	К	Δ
0	0,359	0,359	0	0,293	0,293	0	0,100	0,100	0	0,387	0,387	0
5	0,445	0,375	19	0,269	0,271	-1	0,145	0,100	45	0,436	0,396	10
8	0,421	0,360	17	0,213	0,198	8	0,192	0,139	38	0,435	0,323	35
11	0,307	0,280	10	0,224	0,137	64	0,237	0,129	84	0,466	0,326	43
12	0,263	0,282	-7	0,232	0,163	42	0,219	0,119	84	0,457	0,327	40
15	0,285	0,272	5	0,224	0,140	60	0,318	0,125	154	0,467	0,303	54
18	0,308	0,293	5	0,225	0,144	56	0,381	0,141	170	0,475	0,303	57
22	0,391	0,304	29	0,208	0,159	31	0,436	0,139	214	0,525	0,300	75
26	0,424	0,277	53	0,190	0,212	-10	0,474	0,149	218	0,525	0,339	55
29	0,481	0,290	66	0,211	0,219	-4	0,505	0,147	244	0,518	0,378	37
33	0,553	0,296	87	0,191	0,226	-15	0,570	0,153	273	0,558	0,392	42
36	0,591	0,334	77	0,203	0,218	-7	0,630	0,174	262	0,576	0,443	30
39	0,607	0,307	98	0,198	0,238	-17	0,597	0,163	266	0,576	0,434	33
43	0,673	0,309	118	0,221	0,238	-7	0,631	0,163	287	0,668	0,418	60
50	0,817	0,363	125	0,304	0,273	11	0,715	0,186	284	0,738	0,472	56
54	0,738	0,344	115	0,349	0,259	35	0,738	0,180	310	0,708	0,452	57
57	0,855	0,378	126	0,369	0,288	28	0,809	0,208	289	0,762	0,462	65
60	0,786	0,349	125	0,327	0,274	19	0,752	0,186	304	0,692	0,438	58
61	0,841	0,382	120	0,346	0,306	13	0,825	0,194	325	0,773	0,478	62
63	0,841	0,382	120	0,345	0,306	13	0,825	0,194	325	0,773	0,478	62
66	0,862	0,384	124	0,402	0,304	32	0,911	0,200	356	0,760	0,417	82

Примечание: О – опытная проба, К – контроль, Δ – разница в %.
Note: O – test sample, K – control sample, Δ – percentage difference.

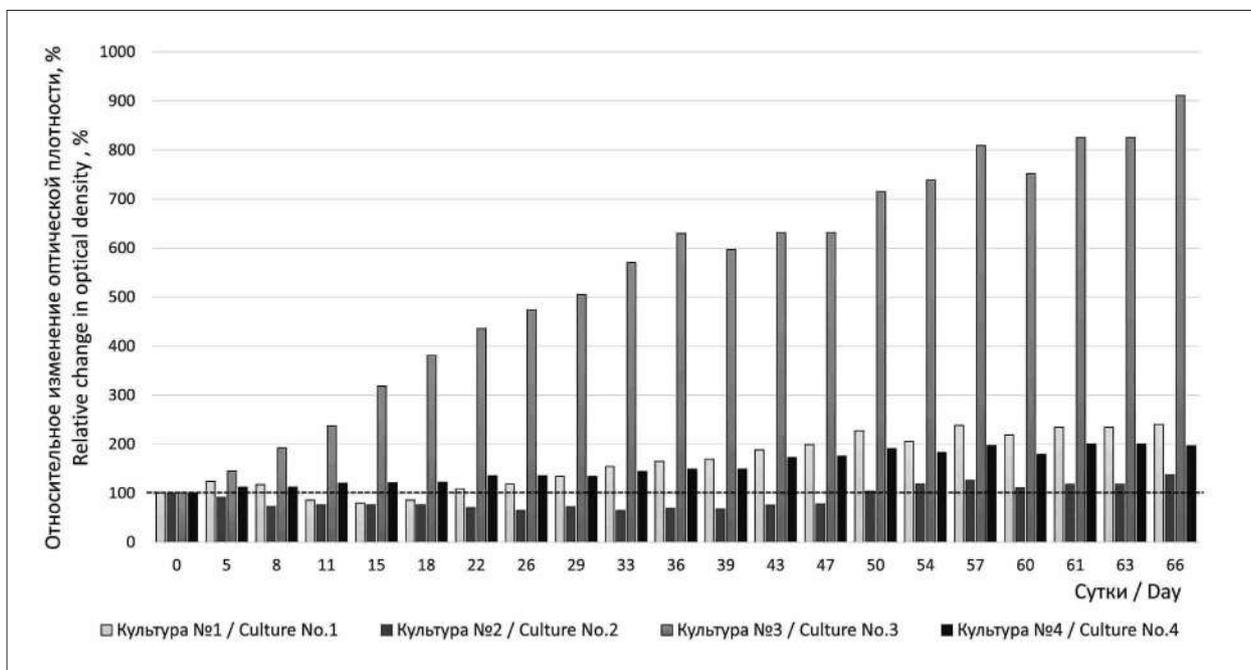


Рис. 5. Динамика относительного изменения оптической плотности культур при концентрации CO₂ 5% / Fig. 5. Dynamics of relative change in the optical density of cultures at 5% CO₂ content

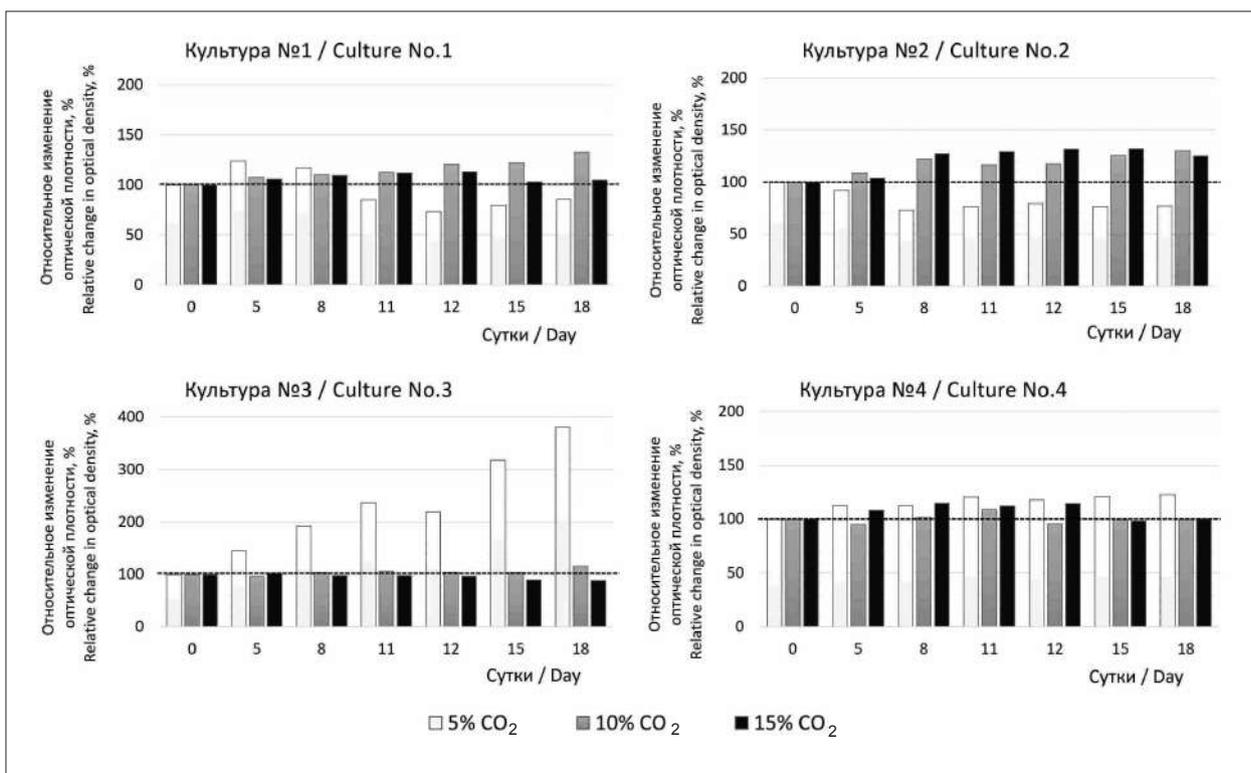


Рис. 6. Динамика относительного изменения оптической плотности культур при концентрациях CO₂ от 5 до 15% / Fig. 6. Dynamics of relative change in the optical density of cultures at CO₂ content from 5 to 15%

Таблица 2 / Table 2

Средние скорости роста культур (ед. опт. плотн./сут) при концентрациях CO₂ от 0,03 до 15%
Average growth rates (units of opt. density/day) of cultures at CO₂ content from 0.03 to 15%

Объект исследования Test object	0,03% CO ₂	5% CO ₂	10% CO ₂	15% CO ₂
Культура № 1 Culture No. 1	0,0	0,0076±0,0003	0,0157±0,0007	0,0
Культура № 2 Culture No. 2	0,0	0,0	0,0067±0,0006	0,0077±0,0011
Культура № 3 Culture No. 3	0,0015±0,0003	0,01230±0,00015	0,0076±0,0006	-0,0072±0,0006
Культура № 4 Culture No. 4	0,00140±0,00021	0,00562±0,00008	0,0	0,0

указывала на высокую скорость биофиксации углекислого газа.

В таблице 1 показано сравнение динамики оптической плотности культур №№ 1–4 при их выращивании в условиях с 5% содержанием углекислого газа (опытные пробы) и в условиях атмосферного воздуха (контрольные пробы).

Результаты, представленные в таблице 1, демонстрируют, что рост оптической плотности культур микроводорослей в условиях с 5% содержанием углекислого газа происходит быстрее, чем в условиях атмосферного воздуха. Особенно заметен этот эффект в культуре № 3, где разница между опытными и контрольными условиями оказалась наибольшей (356%).

Продолжительность культивирования микроводорослей при 5% CO₂ составила 66 суток, что было обусловлено необходимостью фиксации адаптационной и экспоненциальной фаз роста культур. Подробно результаты данного этапа эксперимента были представлены в предыдущей публикации авторов [15]. Динамика изменения оптической плотности опытных образцов культур относительно исходных значений при их насыщении углекислым газом в концентрации 5% представлена на рисунке 5.

По истечении 66 суток культивирования наибольший рост биомассы по относительному изменению оптической плотности суспензии наблюдался в культуре № 3. При этом оптическая плотность культуры изменилась с 0,1 до 0,911 ед. (более чем в 9 раз).

Дальнейшее культивирование опытных проб культур микроводорослей при концентрациях углекислого газа 10 и 15% проводили в течение 18 сут, что превышало выявленные периоды адаптации в эксперименте с 5%-ным содержанием CO₂.

Результаты культивирования микроводорослей при концентрациях CO₂ 5, 10 и 15% представлены на рисунке 6. Диаграммы показывают изменение оптической плотности культур № 1–№ 4 относительно начальных значений, измеренных в первые сутки после изменения концентрации CO₂, что позволяет оценить влияние различных концентраций CO₂ на рост микроводорослей.

При повышении концентрации CO₂ до 10% стабильный рост биомассы отмечается только в культуре № 1. Во всех остальных культурах явного стимулирующего или ингибирующего воздействия газа не прослеживается. Похожая ситуация наблюдается при повышении концентрации CO₂ до 15% – ни в одной из культур стимулирующего действия не отмечено.

В таблице 2 представлены средние скорости роста оптической плотности культур микроводорослей при различных концентрациях CO₂.

Результаты, представленные в таблице 2, позволяют определить значение концентрации CO₂, позволяющее достичь максимальную скорость роста биомассы в каждой из культур микроводорослей. Так, для культур № 3 и № 4 добавление CO₂ в концентрации 5% является оптимальным; для культуры № 1 наиболее предпочтительным является содержание CO₂ в концентрации 10%; а для культуры № 2 – 15%. При этом наибольшие средние скорости роста в ходе эксперимента были зафиксированы у культур № 1 и № 3 (0,0157±0,0007 и 0,01230±0,00015 ед. опт. плотн./сут соответственно), что указывает на их высокую скорость биофиксации CO₂ и делает перспективными для выращивания с целью декарбонизации промышленных выбросов.

По результатам эксперимента, после 102 дней культивирования биомасса микроводорослей увеличилась в культуре № 1 в 3 раза, в культуре № 2 – в 2 раза, в культуре № 3 – в 9 раз и в культуре № 4 – в 2 раза.

В ходе микроскопического анализа проб в течение эксперимента была зафиксирована видовая изменчивость биоценозов культур, которая была вызвана адаптацией штаммов и консорциумов к новым условиям. В культурах №№ 1–3 стали преобладать клетки зелёных микроводорослей небольшого размера и неправильной формы. Ввиду того, что культивирование осуществлялось в открытых условиях с использованием консорциумов из окружающей среды, во всех культурах прослеживалось бактериальное загрязнение и развитие одиночных простейших (на финальной стадии эксперимента). В единичном случае в культуре № 4 были встречены коловратки.

Согласно литературным данным [16], присутствие бактерий в культуре микроводорослей может влиять на биохимический состав биомассы, а также стимулировать или подавлять рост клеток. При высокой производительности микроводорослей бактерии с помощью ферментов улучшают обмен веществ между клеткой микроводоросли и окружающей средой, а при низкой производительности – высокая бактериальная нагрузка приводит к угнетению микроводорослей. Простейшие микроорганизмы также играют важную роль в продуктивности микроводорослей, поскольку, являясь хищниками, они регулируют численность клеток водорослей.

Заключение

Экспериментальные исследования по выращиванию четырёх культур микроскопических водорослей в газовой среде с содержанием углекислого газа от 5 до 15% подтвердили эффективность использования повышенных концентраций углекислого газа для стимуляции роста микроводорослей. Наилучшие результаты были зафиксированы в культуре микроводорослей, выделенной из эвтрофированного пресного водоёма: за 66 суток культивирования при 5% CO_2 концентрация клеток в культуре увеличилась более чем в 9 раз (с 0,1 до 0,911 ед. оптической плотности). В результате эксперимента были получены значения концентраций CO_2 , при которых наблюдается ускоренный рост биомассы в каждой из четырёх исследуемых культур. Наибольшие средние скорости роста

были зафиксированы при концентрации CO_2 5% в культуре, выделенной из эвтрофированного пресного водоёма – $0,01230 \pm 0,00015$ ед. опт. плотн./сут и при концентрации CO_2 10% в культуре, выделенной из лишайников хвойных деревьев – $0,0157 \pm 0,0007$ ед. опт. плотн./сут. Проведённые исследования демонстрируют высокий потенциал применения микроскопических водорослей в качестве эффективного способа утилизации углекислого газа, что имеет важное значение для реализации политики декарбонизации в Российской Федерации. Следующим этапом исследований в данном направлении будет использование культур микроводорослей для очистки дымовых газов, содержащих диоксид углерода, а также тестирование эффективных методов сбора и переработки полученной биомассы.

Литература

1. Шевелева Н.А. Управление выбросами парниковых газов на предприятии // Экология производства. 2023. № 11. С. 74–81.
2. Киселева С.В., Чернова Н.И., Власкин М.С. Поглощение углекислого газа микроводорослями: анализ технологий и энергетических затрат // Теплоэнергетика. 2024. № 12. С. 17–29. doi: 10.56304/S0040363624700504
3. Кулабухов В.Ю., Карякин Д.О., Мальцевская Н.В. Перспективы использования микроводорослей для поглощения CO_2 из дымовых газов промышленных предприятий // Экология и промышленность России. 2016. Т. 20. № 9. С. 4–8. doi: 10.18412/1816-0395-2016-9-4-8
4. Минюк Г.С., Дробецкая И.В., Чубчикова И.Н., Терентьева Н.В. Одноклеточные водоросли как возобновляемый биологический ресурс: обзор // Морской экологический журнал. 2008. Т. 7. № 2. С. 5–23.
5. Чернова Н.И., Киселева С.В., Коробкова Т.П., Зайцев С.И. Микроводоросли в качестве сырья для получения биотоплива // Международный научный журнал Альтернативная энергетика и экология. 2008. № 9 (65). С. 68–74.
6. Chunzhuk E.A., Grigorenko A.V., Kiseleva S.V., Chernova N.I., Ryndin K.G., Kumar V., Vlaskin M.S. The influence of elevated CO_2 concentrations on the growth of various microalgae strains // Plants. 2023. V. 12. No. 13. Article No. 2470. doi: 10.3390/plants12132470
7. Kryvenda A., Tischner R., Steudel B. Testing for terrestrial and freshwater microalgae productivity under elevated CO_2 conditions and nutrient limitation // BMC Plant Biology. 2023. V. 23. Article No. 27. doi: 10.1186/s12870-023-04042-z
8. Chunzhuk E.A., Grigorenko A.V., Chernova N.I., Kiseleva S.V., Ryndin K.G., Popel O.S., Malaniy S.Y., Slavkina O.V., de Farias N. F., Leng L., Kumar V., Vlaskin M.S.

Direct study of CO₂ capture efficiency during microalgae *Arthrospira platensis* cultivation at high CO₂ concentrations // *Energies*. 2023. V. 16. No. 2. Article No. 822. doi: 10.3390/en16020822

9. Нурғалиев Р., Славкина О. Технология утилизации дымовых газов с помощью микроводорослей и их переработка в биопродукты // *Энергетическая политика*. 2024. № 1 (192). С. 28–37. doi: 10.46920/2409-5516_2024_1192_28

10. Kong W., Kong J., Feng S., Yang T., Xu L., Shen B., Bi Y., Lyu H. Cultivation of microalgae–bacteria consortium by waste gas–waste water to achieve CO₂ fixation, wastewater purification and bioproducts production // *Biotechnol. Biofuels*. 2024. V. 17. Article No. 26. doi: 10.1186/s13068-023-02409-w

11. Домрачева Л.И., Ковина А.Л., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я. Цианобактериальные симбиозы и возможность их практического использования (обзор) // *Теоретическая и прикладная экология*. 2021. № 3. С. 21–30. doi: 10.25750/1995-4301-2021-3-021-030

12. Dong H., Liu W., Zhang H., Wang Zh., Feng F., Zhou L., Duan H., Xu T., Li X., Ma J. Enhanced biomass production and wastewater treatment in attached co-culture of *Chlorella pyrenoidosa* with nitrogen-fixing bacteria *Azotobacter beijerinckii* // *Bioprocess Biosyst. Eng.* 2023. No. 46. P. 707–716. doi: 10.1007/s00449-023-02855-8

13. Среда Тамия, модиф. Отдел молекулярных биосистем: Институт физиологии растений им. К.А. Тимирязева РАН [Электронный ресурс] https://cellreg.org/Catalog_2020/Catalog%20NEW/media/2.Tamia.html (Дата обращения: 27.02.2025).

14. Myers J., Curtis B., Curtis W. Improving accuracy of cell and chromophore concentration measurements using optical density // *BMC Biophysics*. 2013. V. 6. Article No. 4. doi: 10.1186/2046-1682-6-4

15. Белик Е.С., Соловьева А.С., Мактиева С.М., Рудакова Л.В. Оценка эффективности биофиксации углерода различными культурами микроводорослей // *BIOAsia Altai 2024: Материалы IV Международного биотехнологического форума, Барнаул, 23–28 сентября 2024 года*. Барнаул: Алтайский государственный университет, 2024. С. 381–384.

16. Zhang Y., Su H., Zhong Y., Zhang C., Shen Z., Sang W., Yan G., Zhou X. The effect of bacterial contamination on the heterotrophic cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from the production of soybean products // *Water Res.* 2012. V. 46. No. 17. P. 5509–5516. doi: 10.1016/j.watres.2012.07.025

References

1. Sheveleva N. A. Management of greenhouse gas emissions at the enterprise // *Ekologiya proizvodstva*. 2023. No. 11. P. 74–81 (in Russian).

2. Kiseleva S.V., Chernova N.I., Vlaskin M.S. Carbon dioxide absorption by microalgae: analysis of technologies

and energy costs // *Thermal Engineering*. 2024. No. 12. P. 17–29 (in Russian). doi: 10.56304/S0040363624700504

3. Kulabuhov V. Yu., Karyakin D.O., Mal'cevskaya N.V. Prospects for the Use of Microalgae to Absorb CO₂ from the Flue Gases of Industrial Enterprises // *Ecology and industry of Russia*. 2016. V. 20. No. 9. P. 4–8 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2016-9-4-8

4. Minyuk G.S., Drobeckaya I.V., Chubchikova I.N., Terent'eva N.V. Unicellular algae as renewable biological resource: A review // *Marine ecological journal*. 2008. V. 7. No. 2. P. 5–23 (in Russian).

5. Chernova N.I., Kiseleva S.V., Korobkova T.P., Zaytsev S.I. Microalgae as source for biofuels // *International Scientific Journal for Alternative Energy and Ecology*. 2008. No. 9 (65). P. 68–74 (in Russian).

6. Chunzhuk E.A., Grigorenko A.V., Kiseleva S.V., Chernova N.I., Ryndin K.G., Kumar V., Vlaskin M.S. The influence of elevated CO₂ concentrations on the growth of various microalgae strains // *Plants*. 2023. V. 12. No. 13. Article No. 2470. doi: 10.3390/plants12132470

7. Kryvenda A., Tischner R., Steudel B. Testing for terrestrial and freshwater microalgae productivity under elevated CO₂ conditions and nutrient limitation // *BMC Plant Biology*. 2023. V. 23. Article No. 27. doi: 10.1186/s12870-023-04042-z

8. Chunzhuk E.A., Grigorenko A.V., Chernova N.I., Kiseleva S.V., Ryndin K.G., Popel O.S., Malaniy S.Y., Slavkina O.V., de Farias N. F., Leng L., Kumar V., Vlaskin M.S. Direct study of CO₂ capture efficiency during microalgae *Arthrospira platensis* cultivation at high CO₂ concentrations // *Energies*. 2023. V. 16. No. 2. Article No. 822. doi: 10.3390/en16020822

9. Nurgaliev R., Slavkina O. Technology for flue gases utilization using microalgae and processing microalgae biomass into bio-oil // *Energy Policy*. 2024. No. 1 (192). P. 28–37 (in Russian). doi: 10.46920/2409-5516_2024_1192_28

10. Kong W., Kong J., Feng S., Yang T., Xu L., Shen B., Bi Y., Lyu H. Cultivation of microalgae–bacteria consortium by waste gas–waste water to achieve CO₂ fixation, wastewater purification and bioproducts production // *Biotechnol Biofuels*. 2024. V. 17. Article No. 26. doi: 10.1186/s13068-023-02409-w

11. Domracheva L.I., Kovina A.L., Kondakova L.V., Ashihmina T.Ya. Cyanobacterial symbioses and their practical use (review) // *Theoretical and Applied Ecology*. 2021. No. 3. P. 21–30 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-3-021-030

12. Dong H., Liu W., Zhang H., Wang Zh., Feng F., Zhou L., Duan H., Xu T., Li X., Ma J. Enhanced biomass production and wastewater treatment in attached co-culture of *Chlorella pyrenoidosa* with nitrogen-fixing bacteria *Azotobacter beijerinckii* // *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2023. No. 46. P. 707–716. doi: 10.1007/s00449-023-02855-8

13. Sreda Tamiya, modif. Department of Molecular Biosystems: K.A. Timiriazev Institute of Plant Physiology Russian Academy of Science [Internet resource] https://cellreg.org/Catalog_2020/Catalog%20NEW/media/2.Tamia.html (Accessed: 27.02.2025).

14. Myers J., Curtis B., Curtis W. Improving accuracy of cell and chromophore concentration measurements using optical density // BMC Biophysics. 2013. V. 6. Article No. 4. doi: 10.1186/2046-1682-6-4

15. Belik E.S., Solov'eva A.S, Maktieva S.M., Rudakova L.V. Evaluation of the biofixation efficiency of

different microalgae cultures // BIOAsia Altai 2024: Materialy IV Mezhdunarodnogo biotekhnologicheskogo foruma, Barnaul, 23–28 sentyabrya 2024 goda. Barnaul: Altajskij gosudarstvennyj universitet, 2024. P. 381–384 (in Russian).

16. Zhang Y., Su H., Zhong Y., Zhang C., Shen Z., Sang W., Yan G., Zhou X. The effect of bacterial contamination on the heterotrophic cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in wastewater from the production of soybean products // Water Res. 2012. V. 46. No. 17. P. 5509–5516. doi: 10.1016/j.watres.2012.07.025

Получение потенциально плодородного грунта при реабилитации объектов накопленного вреда окружающей среде

© 2025. А. В. Кошелев¹, к. т. н., с. н. с.,
Е. И. Тихомирова², д. б. н., зав. кафедрой,
О. В. Атаманова², д. т. н., профессор,
В. Ф. Головков¹, д. т. н., профессор,

¹Государственный научно-исследовательский институт органической химии и технологии,
111024, Россия, г. Москва, ш. Энтузиастов, д. 23,

²Саратовский государственный технический университет имени Гагарина Ю. А.,
410054, Россия, г. Саратов, ул. Политехническая, д. 77,
e-mail: tichomirova_ei@mail.ru

Целью данной работы являлась разработка концепции реабилитации объектов накопленного вреда окружающей среде, основанной на переводе нарушенных и загрязнённых земель, а также отходов в потенциально плодородный грунт (ППГ) по инновационной технологии, учитывающей гранулометрический состав, химическое загрязнение, ёмкость катионного обмена (ЕКО), наличие гумуса и безопасность (V класс опасности) получаемого субстрата. Технология получения условно плодородных грунтов рассмотрена на примере модельной задачи перевода инертного крупнодисперсного отхода V класса опасности в ППГ, пригодный для рекультивации. Реализованные экспериментальные исследования показали, что в качестве мелиоранта особый интерес представляет буровой шлам (БШ), являющийся крупнотоннажным отходом производства. Полученная комплексная композиция БШ + песок отвечает требованиям, которые предъявляются к ППГ, и обеспечивает достаточный уровень ЕКО грунта – 17 мг-экв./100 г. Исследованы изменения фитотоксичности почвы в зависимости от дозы внесения рекультиванта и времени. Резкое снижение уровня фитотоксичности достигалось при дозе внесения рекультиванта 0,8 кг/м². Исследованы образцы техногенного грунта с исходным содержанием свинца, цинка и меди. Извлечение свинца, меди и цинка методом динамического выщелачивания составило от 80 до 95%, что доказывает перспективность предложенного метода очистки грунта.

Ключевые слова: объект накопленного вреда окружающей среде, методология, реабилитация, рекультивация, гуминовые препараты, бентонит, глауконит.

Potentially fertile soil obtaining during the rehabilitation of accumulated environmental damage sites

© 2025. A. V. Koshelev¹ ORCID: 0000-0002-1623-734X³
E. I. Tichomirova² ORCID: 0000-0001-6030-7344³
O. V. Atamanova² ORCID: 0000-0002-3220-031X³
V. F. Golovkov¹ ORCID: 0009-0000-5293-1286³

¹State Research Institute of Organic Chemistry and Technology,
23, Entuziastov Highway, Moscow, Russia, 111024,

²Yuri Gagarin State Technical University of Saratov,
77, Politekhnikeskaya St., Saratov, Russia, 410054,
e-mail: tichomirova_ei@mail.ru

This article examines a methodology for the rehabilitation of accumulated environmental damage sites (AEDS), based on the conversion of disturbed and contaminated lands into potentially fertile soils using bulk waste (overburden, decontaminated soils, drill cuttings, oil-contaminated soils, and landfill soils) in combination with various technological methods, including thermal decontamination, leaching, and treatment with humic preparations and natural adsorbents. The main conceptual principles of this methodology are based on a combination of organizational and technical techniques (methods). These techniques enable the conversion of disturbed and contaminated lands into potentially fertile soils, and the conversion of waste into secondary raw materials. The objective of this study was to develop a concept for the rehabilitation of AEDS based on the conversion of disturbed and contaminated lands, as well as waste, into potentially fertile soil (PFS) using an innovative technology that takes into account the particle size distribution, chemical contamination, cation exchange capacity, humus content, and the safety (hazard class 5) of the resulting substrate. The

technology for producing conditionally fertile soils was examined using the example of a model problem of converting inert coarse waste of hazard class 5 into potentially fertile soil suitable for reclamation. The experimental studies showed that drill cuttings, a large-tonnage industrial waste, are of particular interest as an ameliorant. The resulting complex composition of humic-mineral ameliorant and sand meets the requirements for PFS, as drill cuttings provided 40% of the fine fraction, the humic preparation met the humification standard, and together, the humic preparation and drill cuttings provided a sufficient cation exchange capacity of the soil – 17 mg-eq/100 g. Changes in soil phytotoxicity were studied depending on the reclamation dose and time. A sharp reduction in phytotoxicity was achieved with a reclamation dose of 0.8 kg/m². Samples of man-made soil with initial lead, zinc, and copper contents were studied. The extraction of lead, copper, and zinc by dynamic leaching ranged from 80 to 95%, demonstrating the potential of the proposed soil remediation method.

Keywords: accumulated environmental damage site, methodology, rehabilitation, reclamation, humic preparations, bentonite, glauconite.

Проблема ликвидации объектов накопленного вреда окружающей среде (ОНВОС) в настоящее время является важной для урбанизированных центров Российской Федерации. При этом особую значимость приобретают вопросы, связанные с обезвреживанием и утилизацией отходов производства и потребления, о чём свидетельствует принятие нормативных документов: ГОСТ Р 54003-2010, Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ, Стратегия экологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года и др. Согласно Стратегии экологической безопасности Российской Федерации на период до 2025 года общее количество накопленных в России к настоящему времени отходов составляет более 30 млрд т.

В настоящее время по инициативе Министерства торговли и промышленности РФ разрабатывается инженерно-технический справочник по наилучшим доступным технологиям «Ликвидация объектов накопленного вреда окружающей среде» ИТС 53-2025 [1]. В справочнике широко представлены различные технологии обезвреживания отходов на территории ОНВОС, но отсутствуют методы получения потенциально плодородного грунта (ППГ) из обезвреженных субстратов. К сожалению, до настоящего времени не разработана научная и методологическая база перевода обезвреживаемых отходов и загрязнённых земель в ППГ, который можно использовать для рекультивации территории ликвидируемых ОНВОС. Использовать привозной грунт на рекультивируемых территориях чаще всего неоправданно дорого. Например, затраты на рекультивацию ликвидируемого предприятия ГУП РК «Сакский химический завод» (Республика Крым) рассчитаны в соответствии с нормативами РФ проектной организацией ООО НПФ «Экоцентр МТЭА» (г. Москва) при проведении комплексного экологического аудита в 2016 г. [2]. По результатам инженерно-экологических изысканий объём

загрязнённого грунта и строительных отходов, которые необходимо вывезти на полигоны захоронения в соответствии с нормативными требованиями (СанПиН 1.2.3685-21), определены в размерах 52040 и 485637 м³, соответственно. Для выполнения рекультивационных работ на освобождённой от загрязнённого грунта и строительных отходов территории предприятия необходимо завезти 127 980 м³ плодородных почв.

В настоящей работе предложена концепция реабилитации ОНВОС, которая основывается на использовании научно-обоснованных методов, способов и технологий обезвреживания крупнотоннажных отходов и загрязнённых земель с их последующей совместной утилизацией методом перевода в ППГ, содержащий, при необходимости, алюмосиликатные сорбционные материалы и гуминовые препараты. Потенциально плодородный грунт позволяет использовать его при рекультивации ОНВОС [3]. Полученный на территории ОНВОС ППГ позволяет экономить значительные средства и ресурсы на завоз почвы со стороны. Например, на рекультивацию 1 га ОНВОС требуется минимум 3 тыс. т почвы (грузоподъёмность одного железнодорожного состава) для формирования плодородного слоя толщиной 0,2–0,3 м под посадку травянистых культур.

Для создания ППГ необходимо было сформулировать требования к ним. Таким образом, к ППГ предъявляются следующие требования, выделенные в пять групп (факторов), в соответствии с ГОСТ 17.5.1.03-86 и ГОСТ Р 57446-2017.

1. Гранулометрический состав. Характеризует допустимый диапазон размеров твёрдых частиц в грунте. Определяется от суммы фракций. Норматив: дисперсии размером менее 0,01 мм должны составлять более 10%, а дисперсии размером более 3 мм – менее 10%.

2. Химическое загрязнение грунта. Загрязнённость грунта характеризуется по

перечню определяемых веществ и элементов относительно их предельно-допустимой концентрации (ПДК). Дополнительно определяется содержание водной вытяжки по её сухому остатку. Норма – не более 1%.

3. Ёмкость катионного обмена (ЕКО). Норматив – не менее 15 мг-экв/100 г.

4. Наличие гумуса. Норматив – более 0 для ППГ.

5. Класс опасности. Норматив – V класс.

Ранее [4, 5] были рассмотрены характеристики следующих отходов и загрязнённых земель: вскрышные и вмещающие породы (ВВП) и песок (П), используемый для отсыпок производственных площадок; загрязнённые тяжёлыми металлами (ТМП) и полихлорированными бифенилами (ПХБП) почвы; нефтезагрязнённые грунты (НГ); загрязнённый пестицидами грунт (ПГ) с временных мест хранения; отходы бурения – буровой шлам (БШ); свалочный грунт (СГ), выделяемый из «тела» полигона твёрдых коммунальных отходов. Соответствие (+) или несоответствие (–) параметрам (факторам) ППГ перечисленных выше отходов и загрязнённых земель показано в таблице 1.

Основными вариантами обезвреживания отходов и загрязнённых земель, применяемыми в настоящее время, являются: термообез-

вреживание, выщелачивание, фиторемедиация [5–9].

Термообезвреживание (ТО) – высокопроизводительный способ очистки от органических загрязнителей. Этот способ подробно рассмотрен в работе [10], посвящённой обезвреживанию грунта и строительных материалов, загрязнённых хлорсодержащими соединениями и тяжёлыми металлами. Для загрязнённого пестицидами грунта (ПГ) определена минимальная температура – 750 °С, при которой отход обезвреживается до пятого класса опасности. Рассматриваемый ПГ переходит в инертный грунт, аналогичный вскрышным породам и песку. Термообезвреживанием можно получить инертный грунт пятого класса опасности из ПХБП, НГ и СГ. При этом полученный инертный грунт будет соответствовать по критериям ППГ песку и вскрышным породам, то есть положительными будут только два фактора – Ф2 и Ф5 (табл. 2).

Необходимо отметить, что термообезвреживание отходов, представленных в таблице 2, сопровождается ухудшением других параметров (факторов), характеризующих ППГ, – гранулометрического состава, ЕКО, наличия гумуса. Это вызвано окислением органических веществ почв до диоксида углерода и воды, а также разрушением сложной структуры

Таблица 1 / Table 1

Характеристики отходов и загрязнённых земель по критериям потенциально плодородного грунта (ППГ) / Characteristics of waste and contaminated soils according to criteria of potentially fertile soil

Загрязнённые земли, отходы* Contaminated soil, waste*	Фактор (Ф) ППГ / Potentially fertile soil factor (F)				
	Ф1 F1	Ф2 F2	Ф3 F3	Ф4 F4	Ф5 (класс опасности) F5 (hazard class)
ВВП / OHR	–	+	–	–	+(V)
П / S	–	+	–	–	+(V)
ТМП / HMS	+	–	+	+	–(IV)
НГ / OS	+	–	+	+	–(IV)
ПХБП / PCNBP	+	–	+	+	–(III-IV)
БШ / DC	+	–	+	–	–(IV)
СГ / LS	–	–	+	–	–(III-IV)
ПГ / PS	–	–	–	–	–(II-IV)

Примечание к таблицам 1 и 2 / Note to Table 1 and 2: *пояснение см. в тексте / see the text for an explanation.

Таблица 2 / Table 2

Характеристики отходов и загрязнённых земель после термообезвреживания
Characteristics of waste and contaminated soils after thermal neutralization

Грунт (отход) Soil (waste)	Фактор (Ф) ППГ / Potentially fertile soil factor (F)				
	Ф1 / F1	Ф2 / F2	Ф3 / F3	Ф4 / F4	Ф5 / F5
НГ / OS	–	+	–	–	+
ПХБП / PCNBP	–	+	–	–	+
СГ / LS	–	+	–	–	+
ПГ / PS	–	+	–	–	+

глин, агрегированием (сплавлением) мелких частиц при повышенной температуре.

Целью работы являлась разработка концепции реабилитации объектов ОНВОС, основанной на переводе нарушенных и загрязнённых земель, а также отходов в ППГ по инновационной технологии, учитывающей гранулометрический состав, химическое загрязнение, ёмкость катионного обмена, наличие гумуса и безопасность (пятый класс опасности) получаемого субстрата.

Объекты и методы исследования

Объекты исследований представляли собой гидроалюмосиликаты нескольких месторождений: Саригюхского (Армения), Даш-Салахлинского (Азербайджан), а также глаукониты, добываемые на территориях Саратовской, Тамбовской и Челябинской областей Российской Федерации. Другими объектами исследований являлись БШ с пяти шламовых амбаров Самарской области, образцы гуминовых препаратов (ГП), произведённых на предприятии ООО НПФ «Прогрессивные технологии» (г. Саратов).

Лабораторные испытания образцов бентонитов, глауконитов, а также гуминовых препаратов выполняли на базе Испытательного лабораторного центра «ЭкоОС» в Саратовском государственном техническом университете имени Гагарина Ю.А. Измерение концентраций показателей в образцах указанных материалов выполняли методом энергодисперсионного рентгенофлуоресцентного анализа с использованием спектрометра EDX – 700/8000 Shimadzu (Япония). Для определения размеров частиц исходных образцов материалов применяли лазерный дифракционный анализатор Shimadzu SALD-2201. Размеры частиц исследуемых материалов, диспергируемых в воде, и их электрокинетические потенциалы определяли при помощи высокоэффективного двухуглового анализатора размеров частиц Marven Zetasizer Nano ZS (Великобритания). При этом размеры частиц определяли в диапазоне 0,6–6,0 мкм. Класс опасности отхода устанавливали на основании требований Приказа Минприроды России от 08.12.2020 № 1027.

Солесодержание в водном растворе определяли методом кондуктометрии с использованием кондуктометра AD 203 (Россия).

Для определения ЕКО руководствовались ГОСТ 17.4.4.01-84. Биологическую активность грунта устанавливали в соответствии с ГОСТ 13038-84.

Биологический тест-объект представлял собой семена пшеницы Тулайковская 10 (Самарский НИИ сельского хозяйства). Для проращивания семян использовали растительный, а контрольная среда представляла собой песок фракции 0,4–0,8 мм влажностью 60%. Результаты анализа обоснованных выборок были получены с использованием статистической обработки данных.

При выполнении экспериментальных исследований особое внимание уделялось процессу выщелачивания поллютантов раствором азотной кислоты.

Для удаления из грунта ионов тяжёлых металлов – меди, цинка и свинца предложена промывка (выщелачивание) разбавленным раствором азотной кислоты. Образцы грунта взяты на территории прекратившего свою деятельность предприятия. Выбор азотной кислоты определён хорошей растворимостью нитратов меди, цинка и свинца в воде. Основной целью экспериментальной работы являлся поиск минимальной концентрации азотной кислоты в воде, которая может быть использована в качестве раствора-выщелачивателя.

Статический метод выщелачивания заключался в размещении образца загрязнённого грунта массой 10 г в стеклянной плоскодонной колбе объёмом 250 мл со 100 мл выщелачивателя (раствор азотной кислоты

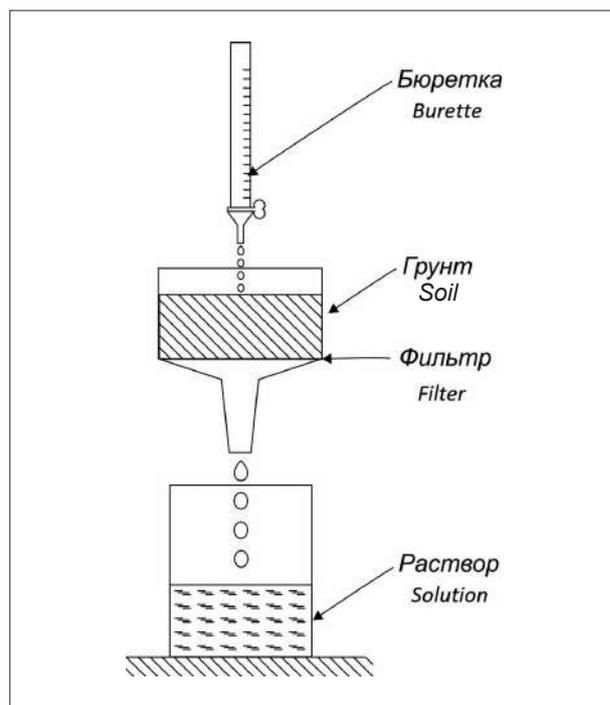


Рис. 1. Схема экспериментальной установка для очистки грунта динамическим выщелачиванием
Fig. 1. Schematic diagram of an experimental setup for soil purification by dynamic leaching

различной концентрации) на 24 ч с периодическим (раз в 1 ч) перемешиванием.

При динамическом методе выщелачиватель объёмом 2–4 л пропускали через образец загрязнённого грунта объёмом 200 мл, помещённого в воронку Бюхнера (рис. 1), со скоростью 10–20 мл/мин.

Результаты и обсуждение

Авторами статьи была предложена технология получения ППГ.

Предлагаемую технологию получения ППГ рассмотрим на примере модельной задачи перевода инертного крупнодисперсного отхода V класса опасности в ППГ, пригодный для рекультивации. К такого рода отходам относятся вскрышные породы и термообработанный грунт. Похожая задача возникает при рекультивации песчаных отсыпок технологических площадок добычи углеводородов в Арктической зоне. Алгоритм решения задачи схематично представлен на рисунке 2. Предлагаемая технология включает следующие процедуры:

1. Отбор при помощи отсева или грохочения из исходного грунта фракции с размером частиц мельче 30 мм. Установление требуемого

количества мелкодисперсного вещества (глины) для его внесения в грунт.

2. Смешивание мелкодисперсного вещества (глины) с грунтом.

3. Отсеянные фракции грунта крупнее 30 мм возвращаются назад к исходной процедуре.

4. Подача дозатором мелкодисперсной фракции глины. Выполняется одновременно с процедурой 2.

5. Поступление подготовленного и перемешанного грунта в ёмкость для добавления гумуса.

6. Подача при помощи дозатора гумуса в ёмкость с грунтом. Гуминовые препараты добавляются в количестве, соответствующем ёмкости обмена.

7. Заключительной процедурой является транспортировка и выгрузка ППГ на объект.

Для реализации предложенной технологии необходимо было изучить способы повышения ЕКО и нормализации гранулометрического состава.

В таблице 3 представлены данные по ЕКО различных типов грунтов и гуминовых веществ, отхода буровых работ – БШ, а также минералов – бентонита и глауконита [11, 12]. Выбор глауконита и бентонита в качестве мелиорантов определяется их высокой катио-

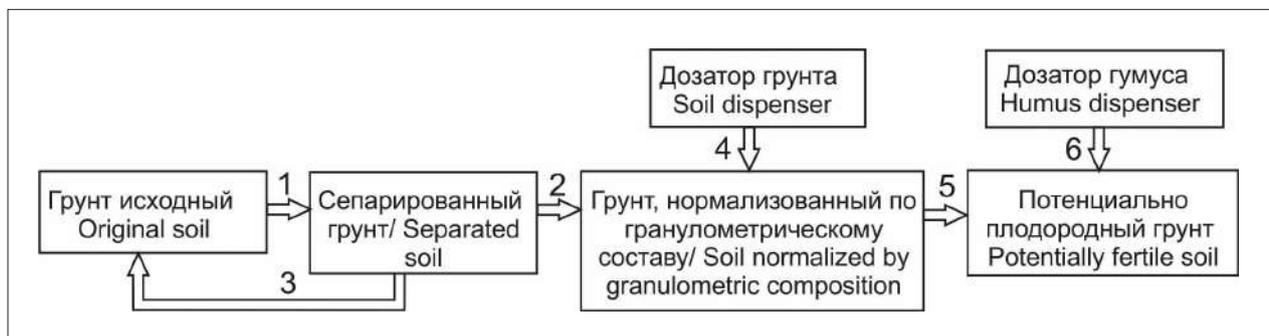


Рис. 2. Технология производства потенциально плодородного грунта (пояснения см. в тексте)

Fig. 2. Technology for producing potentially fertile soil (see text for explanation)

Таблица 3 / Table 3

Катионообменные ёмкости некоторых почв, минералов и гуминовых веществ
Cation exchange capacities of some soils, minerals and humic substances

Тип мелиоранта Meliorant type	Мелиорант / Meliorant	ЕКО, мг-экв/100 г Cation exchange capacity, mg-eq/100 g
Алюмосиликаты Aluminosilicates	Песчаный грунт / Sandy soil	1–5
	Глауконит / Glaucconite	до 50 / up to 50
	Бентонит / Bentonite	до 150 / up to 150
	Буровой шлам / Drill cuttings	до 100 / up to 100
Гуминовые вещества Humic substances	Чернозём / Black soil	20–60
	Гумус почв / Soil humus	40–300
	Гуминовые кислоты / Humic acids	до 900 / up to 900
	Фульвокислоты / Fulvic acids	до 700 / up to 700

Таблица 4 / Table 4

Размер частиц и величина электрокинетического потенциала (ЭКП) минералов, гуминовых препаратов и бурового шлама / Particle size and electrokinetic potential of minerals, humic preparations and drill cuttings

Наименование Name	Размер, мкм Size, μm	Значение ЭКП, мВ Electrokinetic potential value, mV
Глауконит / Glaucosite	1,6	-27
Гуминовые препараты Humic preparations	0,2	-35
Бентонит / Bentonite	0,6	-32
Буровой шлам / Drill cuttings	0,9	-19

Таблица 5 / Table 5

Класс опасности композиций буровой шлам+песок (БШ+П) и минерализация водной вытяжки
Hazard class of drill cuttings + sand (DC+S) compositions and mineralization of water extract

Образец Sample	Кратность разведения вытяжки Extract dilution ratio	Минерализация, мг/дм ³ Mineralization, mg/dm ³	Класс опасности Hazard class
Песок / Sand	1	6	V
БШ + 100% П DC + 100% S	4	749	IV
БШ + 200% П DC + 200% S	2	1144	IV
БШ + 500% П DC + 500% S	1	1107	IV
БШ + 1500% П DC + 1500% S	1	687	V

нообменной ёмкостью, малой дисперсностью и развитой поверхностью алюмосиликатов, значительной величиной электрокинетического потенциала коллоидных частиц в воде. Основным компонентом БШ является бентонит, поэтому этот крупнотоннажный отход может использоваться в качестве мелиоранта.

Определение размеров и электрокинетического потенциала коллоидных частиц глауконита, бентонита, гуминовых препаратов и БШ в водной среде выполнены электрофоретическим методом. Наименьшие размеры коллоидных частиц и наибольшее значение электрокинетического потенциала (ЭКП) получены у гуминовых препаратов (табл. 3), что предопределяет их высокую проникающую способность и активное взаимодействие с дисперсиями грунта (табл. 4).

Из данных таблиц 3 и 4 следует, что в качестве мелиоранта особый интерес представляет БШ, который является крупнотоннажным отходом производства [13, 14]. Размер коллоидных частиц БШ крупнее, а дзета-потенциал меньше, чем у бентонита, за счёт сложного состава субстрата, включающего в себя, кроме бентонита, мелкодисперсную выбуренную породу и различные модифицирующие добавки.

Совместная утилизация инертного грунта и бурового шлама. Авторами статьи были выполнены эксперименты по определению класса опасности композиций БШ с песком (П) в соотношении от 1:1 до 1:15 по методикам измерений ФР.1.39.2007.03223 и ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06, Т 16.1:2:2.3:3.9-06. Дополнительно находили уровень минерализации водной вытяжки при соотношении субстрат:вода=1:10. В таблице 5 представлены полученные данные. Необходимо отметить, что только композиция БШ:песок в соотношении не менее 1:10 имеет пятый класс опасности, что позволяет использовать её для получения ППГ.

Полученная комплексная композиция гуминоминеральный мелиорант + песок отвечает требованиям, которые предъявляются к ППГ, так как БШ обеспечил 10% мелкодисперсной фракции, ГП позволил выполнить норматив по гумусированию, а вместе ГП и БШ обеспечили достаточный уровень ЕКО грунта – 17 мг-экв./100 г. Схематично технологический процесс представлен на рисунке 3. Первая технологическая операция – изъятие из амбара БШ и получение композиции БШ+10 П путём равномерного распределения шлама по рассчитанной площади. Вторая операция –

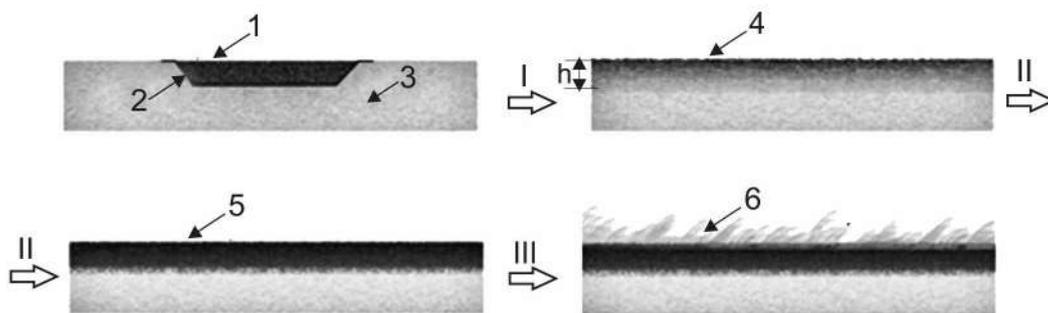


Рис. 3. Схема рекультивации амбара буровых отходов: 1 – буровой шлам; 2 – гидроизоляция, 3 – песчаный грунт; 4 – БШ+10 П; 5 – ГММ+10 П; 6 – зелёные насаждения. Пояснения в тексте
Fig. 3. Scheme of drilling waste pit reclamation: 1 – drilling cuttings; 2 – waterproofing; 3 – sandy soil; 4 – drilling cuttings + sand in a ratio of 1:10; 5 – potentially fertile soil; 6 – green spaces. Explanations in the text

добавление ГП и получение потенциально плодородного грунта – ГММ+10 П. Толщина этого слоя – не менее 20 см для травянистых культур.

Третья операция – внесение семян трав в грунт. В условиях северных регионов России данную операцию рекомендуется производить методом гидропосева согласно нормативным требованиям ПАО «ГАЗПРОМ» (ВРД 39-1.13-058-2002).

Фиторемедиация загрязнённых земель.

Фиторемедиация открывает возможности санации загрязнённых земель с сохранением функции плодородия. Однако данный способ эффективен только при невысокой степени загрязнённости очищаемого грунта – примерно до 10 ПДК поллютанта. Нами предложен способ подготовки высокозагрязнённых тяжёлыми металлами и ПХБ почв к фиторемедиации путём внесения специально подобранных адсорбентов [15].

Для фиторемедиации почв, загрязнённых ПХБ, используют высшие растения – иву и тополь. Для связывания поллютанта предложен адсорбент – биококк, полученный из осадков сточных вод путём пиролиза. В качестве рекультиванта загрязнённых почв можно применять осадки хозяйственно-бытовых сточных вод, которые образуются при сбраживании в метантенках, взятые в равных долях с биококсом (1:1).

Предложенный способ фиторемедиации загрязнённой ПХБ почвы отличается тем, что на первой стадии на загрязнённый земельный участок вносят описанный выше рекультивант с адсорбентом в количестве 0,8–1,6 кг/м², затем производят глубокое рыхление (до 50 см) и дискование почвы с целью активации самоочищающейся способности почвы за счёт насыщения кислородом воздуха и равномерного распределения нового рекультиванта

и адсорбента в почвенном слое. В течение 1–1,5 месяцев почва не подвергается обработке. На второй стадии на очищаемой территории можно высаживать саженцы высших растений – ивы прутовидной (*Salix viminalis*) и тополя чёрного (*Populus nigra*) возрастом 0,5–1 год с плотностью размещения 1–2 дерева на квадратный метр. Далее, не менее трёх месяцев, осуществляется увлажнение загрязнённого земельного участка для поддержания роста высших растений.

Для определения оптимальной дозы внесения рекультиванта исследовалось изменение уровня фитотоксичности почвы с концентрацией стойких органических загрязнителей ПХБ 4527 мг/кг, что превышает установленный уровень ПДК более, чем в 226 тыс. раз. Фитотоксичность почвы оценивали экспресс-методом по степени гибели проростков клевера белого. Результаты изменения фитотоксичности почвы в зависимости от дозы внесения рекультиванта и времени представлены в таблице 6.

Резкое снижение уровня фитотоксичности достигалось при дозе внесения рекультиванта 0,8 кг/м². При дальнейшем увеличении дозы рекультиванта наблюдалось незначительное снижение уровня фитотоксичности.

Результаты фиторемедиации по двум участкам за вегетационный период представлены в таблице 7.

Представленные результаты (табл. 7) позволяют сделать вывод, что адсорбент (биококк) нейтрализует действие стойких органических загрязнителей на высаженные в грунт растения, а рекультивант (осадки хозяйственно-бытовых сточных вод) активируют рост фитомассы с постепенным выведением ПХБ из загрязнённой почвы. Необходимо отметить, что предложенный способ по-

Таблица 6 / Table 6

Фитотоксичность загрязнённой почвы в зависимости от времени и количества внесённого рекультиванта / Phytotoxicity of contaminated soil depending on the time and amount of applied reclamation agent

Время (сутки) Time (day)	Фитотоксичность почвы, выраженная в % от всхожести семян, при разных дозах рекультиванта (кг/м ²) / Soil phytotoxicity, expressed as a percentage of seed germination, at different doses of reclamation agent (kg/m ²)				
	0	0,4	0,8	1,2	1,6
0	80,1±0,5	80,1±0,5	80,1±0,5	80,1±0,5	80,1±0,5
3	80,4±0,9	77,1±0,8	70,7±0,6	69,3±0,2	67,6±0,5
21	79,1±1,2	49,4±0,8	29,4±1,1	25,8±1,2	25,2±0,9
45	80,5±1,1	24,8±2,1	12,2±1,2	10,7±0,8	10,2±0,5

Таблица 7 / Table 7

Результаты фиторемедиации двух почвенных образцов, загрязнённых ПХБ, после выращивания двух типов саженцев в течение 4 месяцев / Results of phytoremediation of two PCB-contaminated soil samples after growing two types of seedlings for 4 months

Образец почвы Soil sample	C _{исх.} , мг/кг C _{initial} , mg/kg	<i>Populus nigra</i>		<i>Salix viminalis</i>	
		C _{ост.} , мг/кг C _{residual} , mg/kg	Степень очистки, % Purification degree, %	C _{ост.} , мг/кг C _{residual} , mg/kg	Степень очистки, % Purification degree, %
1	227±11	4,3±0,8	98,1±0,4	3,78±0,24	98,3±0,1
2	4527±176	1028±165	77,3±3,6	558±75	87,7±1,7

звояет использовать отходы коммунальных предприятий – осадки хозяйственно-бытовых сточных вод для санации земель методом фиторемедиации.

Выщелачивание. Исследованы образцы техногенного грунта с исходным содержанием свинца – 655 мг/кг, цинка – 322 мг/кг, меди – 293 мг/кг. Соединения железа входили в состав исследуемого грунта в количестве более 1% (в пересчёте на оксид железа), что подтверждалось при анализе фоновых проб с незагрязнённых участков.

На рисунке 4 приведены данные по количеству загрязнителей в растворах-выщелачивателях после промывки образцов, содержащих свинец. Данные по концентрации свинца в выщелачивателе, содержащем различное количество азотной кислоты, представлены на рисунке 4а. Содержание свинца в растворе изменяется незначительно (на 5%) при увеличении концентрации азотной кислоты с 1 до 10%. Однако при этом выделение в раствор соединений железа, которые определяют цветность раствора, существенно зависит от концентрации азотной кислоты, как показано на рисунках 4б и 4в. Вероятно, это связано с разрушением структуры глинистых минералов, входящих в состав грунта, и выделением солей железа в раствор.

Статическое выщелачивание приводит к существенному снижению массы образца (от

5 до 15%), как показано на рисунке 5а. Динамическое выщелачивание (выполняется при пропускании 2 л раствора через 200 г образца) позволяет минимизировать падение массы до 1%, но при этом снижается эффективность извлечения загрязнителя (рис. 5б). Однако при увеличении объёма пропускаемого выщелачивателя в 2 раза результаты по извлечению свинца динамическим выщелачиванием становятся сопоставимы с результатами, полученными при статическом режиме экстрагирования (рис. 5в).

Исследования по выщелачиванию цинка и меди из загрязнённого грунта были выполнены по выше описанным методикам. Объём пропущенного через грунт выщелачивателя – 4 литра. Результаты по статическому и динамическому выщелачиванию приведены на рисунке 6. Полученные закономерности по извлечению цинка и меди различными способами аналогичны найденным при выщелачивании свинца (рис. 4 и 5).

Извлечение свинца, меди и цинка методом динамического выщелачивания составило от 80 до 95%, что доказывает перспективность предложенного метода очистки грунта.

Заключение

Предложена концепция реабилитации объектов ОНВОС, в основе которой лежит перевод нарушенных и загрязнённых земель,

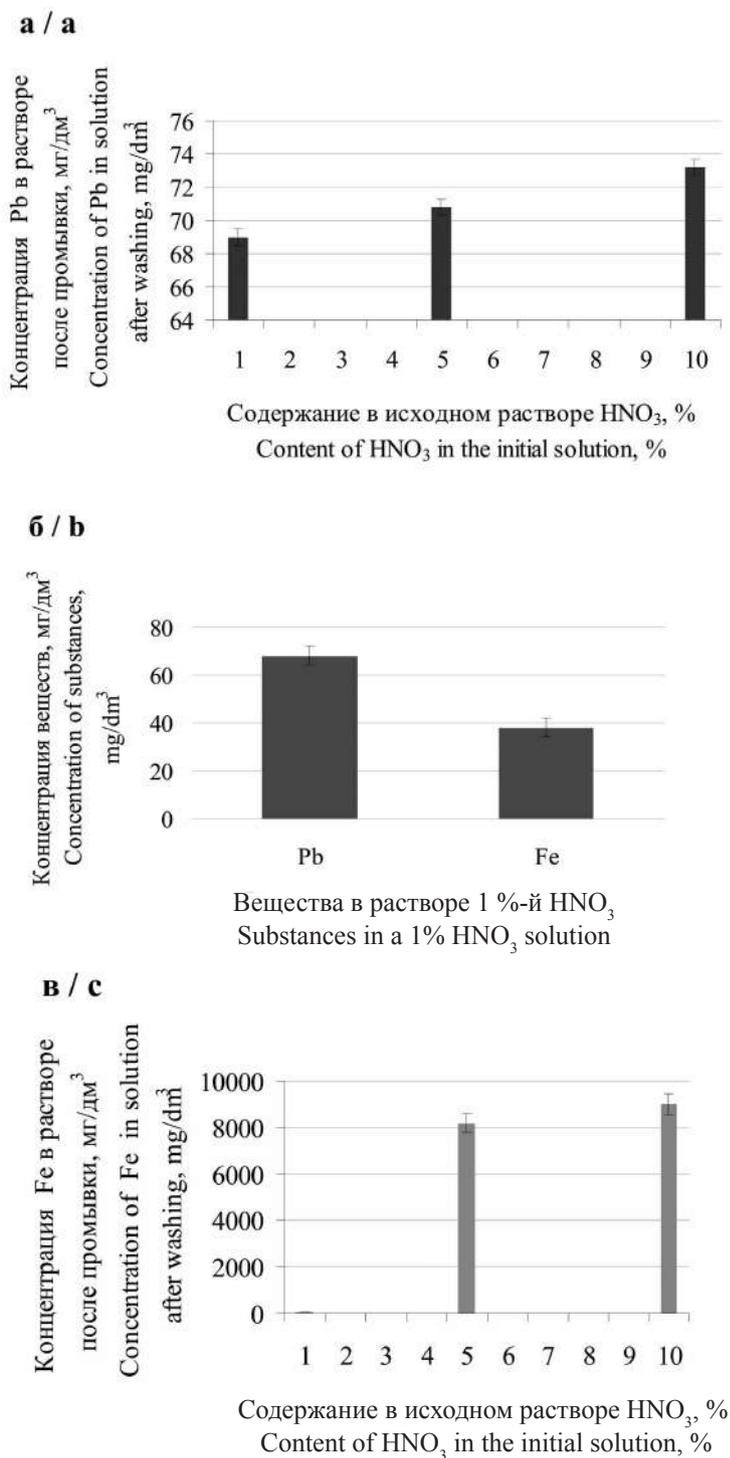


Рис. 4. Содержание свинца (а, б) и железа (б, в) в растворах-выщелачивателях
Fig. 4. Lead (a, b) and iron (b, c) content in leach solutions

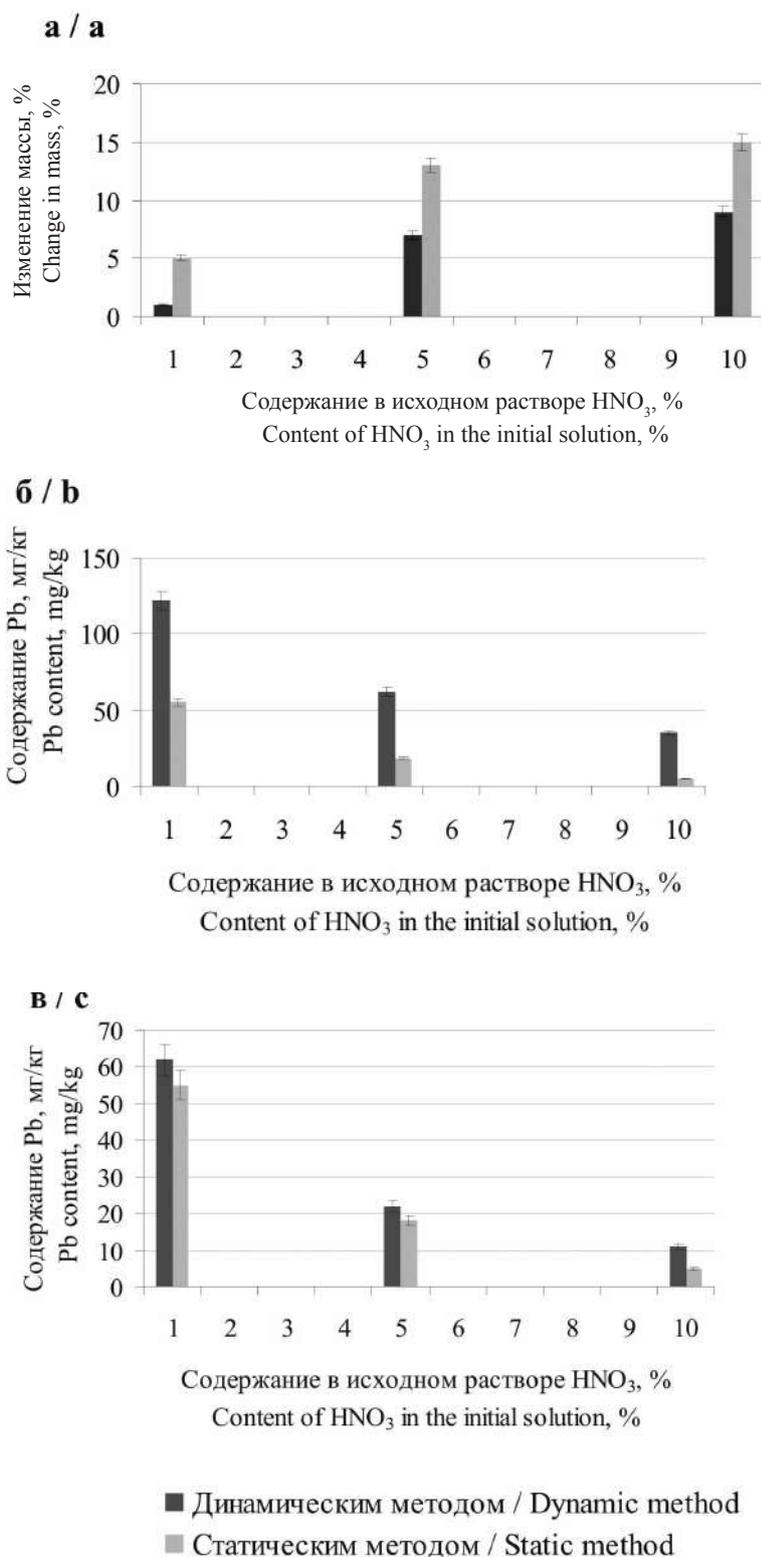


Рис. 5. Изменение массы (а), остаточное содержание свинца (б, в) в образце после выщелачивания динамическим и статическим методами. Объём пропущенного выщелачивателя составляет: б) 2 литра; в) 4 литра
Fig. 5. Change in mass (a), residual lead content (b, c) in the sample after leaching using dynamic and static methods. The volume of the passed leachant is: b) 2 liters; c) 4 liters

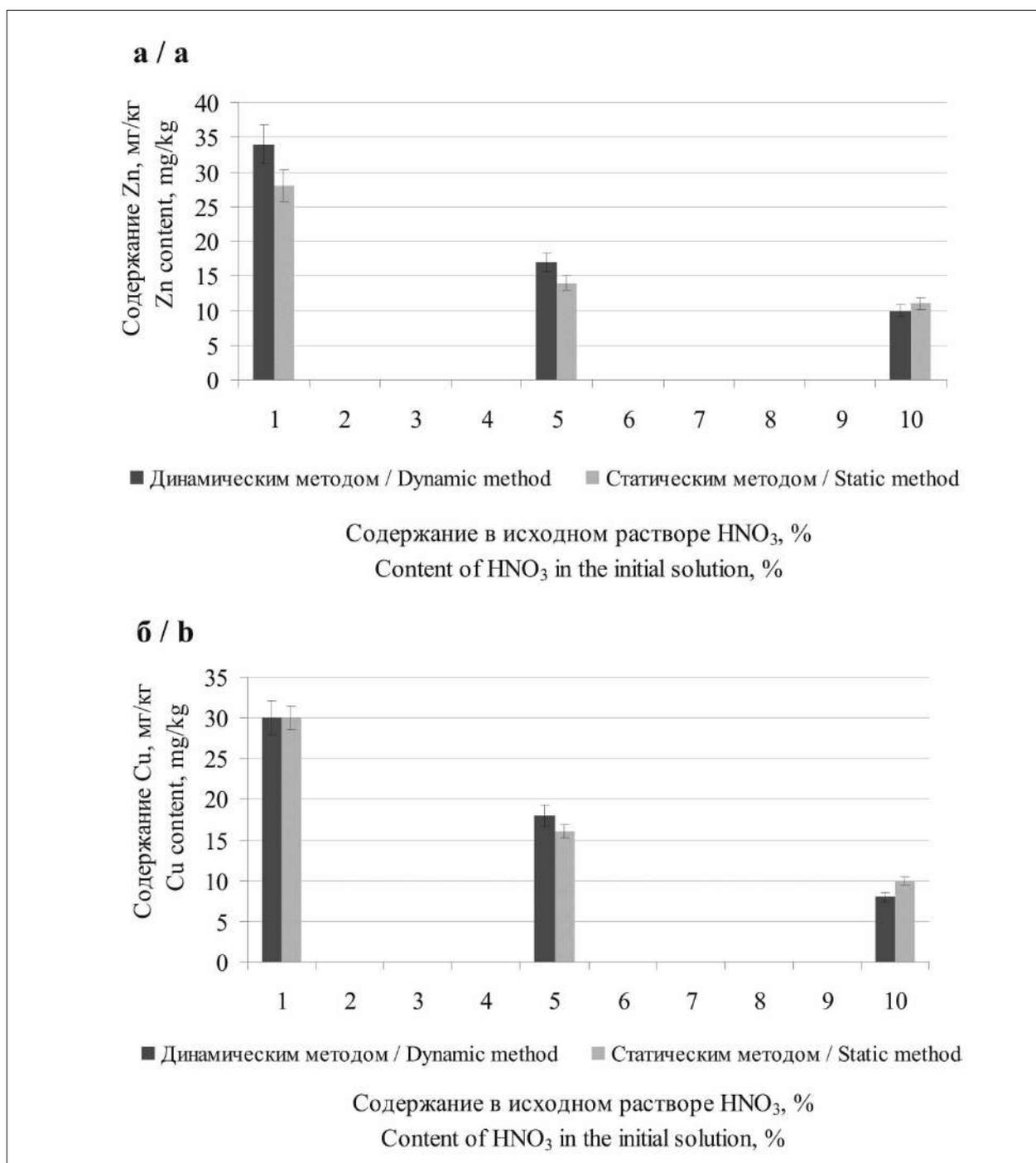


Рис. 6. Остаточное содержание цинка (а) и меди (б) в загрязнённых образцах грунта после выщелачивания динамическим и статическим методами

Fig. 6. Residual content of zinc (a) and copper (b) in contaminated soil samples after leaching by dynamic and static methods

а также отходов в грунт категории «потенциально плодородный» по разработанной инновационной технологии, учитывающей гранулометрический состав, химическое загрязнение, ёмкость катионного обмена, наличие гумуса и безопасность (пятый класс опасности) получаемого субстрата.

Показано, что грунт категории «потенциально плодородный» может быть получен из

инертного (термообезвреженного) грунта с добавлением природных алюмосиликатных адсорбентов (в частности, глауконита и бентонита) и гуминовых препаратов, произведённых из торфа и бурого угля. Буровой шлам, являющийся крупнотоннажным отходом газонефтедобычи, может быть использован как мелиорирующая добавка в сочетании с гуминовым препаратом.

Выполнен комплекс физико-химических исследований по десорбционным процессам в системах грунт-выщелачиватель. Доказано, что динамический способ выщелачивания эффективен при обезвреживании санируемых земель и может быть применён на практике при крупномасштабных загрязнениях земель тяжёлыми металлами.

Термообработка, выщелачивание и фиторемедиация являются основой методологии обезвреживания загрязнённых отходов и земель, а их научно обоснованное применение позволяет эффективно удалять органические и неорганические поллютанты.

References

1. Elimination of accumulated environmental damage. ITS 53-2025. Information and technical reference book on the best available technologies (draft, 2nd edition). Moskva: Ministry of Industry and Trade, 2025. 290 p. (in Russian).
2. Comprehensive environmental audit of the State Unitary Enterprise of the Republic of Karelia "Saksky Chemical Plant". Report. V. 6. Recommendations for bringing the enterprise territory into a safe condition for subsequent use and its involvement in economic circulation. Moskva: OOO NPF Ecocenter MTEA, 2016. 167 p. (in Russian).
3. Danilov A., Smirnov Y., Korelskiy D. Effective methods for reclamation of area sources of dust emission // *Journal of Ecological Engineering*. 2017. V. 18. No. 5. P. 1–7. doi: 10.12911/22998993/74947
4. Golovkov V.F., Koshelev A.V., Afanasyev V.V., Eleev Yu.A. Study of the method of thermal neutralization of soil and building structures contaminated with chlorine-containing compounds and heavy metals // *XXI century: results of the past and problems of the present plus*. 2019. V. 8. No. 01 (45). P. 182–185 (in Russian).
5. Tikhomirova E.I., Alekshashin A.V., Koshelev A.V., Atamanova O.V. Development of technological solutions and methods for obtaining humic-mineral compositions for the tasks of recultivation of oil-contaminated areas // *Theoretical and Applied Ecology*. 2020. No. 4. P. 203–209 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-4-203-209
6. DeJong J.T., Mortensen B.M., Martinez B.C., Nelson D.C. Bio-mediated soil improvement // *Ecological Engineering*. 2010. V. 36. P. 197–210. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.12.029
7. Bangajavalli S., Selvaraj K. Phytoremediation for sustainable environment in polluted land // *Res. Jr. Agril. Sci.* 2023. V. 14. No. 2. P. 402–407.
8. Odiy B., Ologundudu F.A., Adegbite T. Phytoremediation potential of *Amaranthus hybridus* L. (Caryophyllales: Amaranthaceae) on soil amended with brewery effluent // *Braz. J. Biol. Sci.* 2019. V. 6. No. 13. P. 401–411. doi: 10.21472/bjbs.061308
9. Dan W., Xiaoxue Z., Xuegang L., Yunlai T. Phytoextraction ability of *Amaranthus mangostanus* L. from contaminated soils with Cs or Sr // *J. Bioremed. Biodeg.* 2015. V. 6. No. 2. Article No. 277. doi: 10.4172/2155-6199.1000277
10. Cocârță D.M., Dinu R.N., Dumitrescu C., Reșetar-Deac A.M., Tanasiev V. Risk-based approach for thermal treatment of soils contaminated with heavy metals // *E3S Web of Conferences*. 2013. V. 1. Article No. 01005. doi: 10.1051/e3sconf/20130101005
11. Gebrewold F. Advances in inorganic ion exchangers and their applications. A review article // *Chemistry and Materials Research*. 2017. V. 9. No. 3. P. 1–5.
12. Koshelev A.V., Tikhomirova E.I., Atamanova O.V. Effect of bentonite modification with glycerol on adsorbent structure and physicochemical characteristics // *Russ. J. Phys. Chem. B*. 2019. V. 13. P. 1051–1056. doi: 10.1134/S199079311906006X
13. Allagoa M. Managing drill cuttings waste in our age // *Perspectives and Insights on Soil Contamination and Effective Remediation Techniques* / Ed. K.R. Hakeem. 2024. V. 13. 144 p. doi: 10.5772/intechopen.1006868
14. Gaurina-Međimurec N., Pašić B., Mijić P., Medved I. Deep underground injection of waste from drilling activities – an overview // *Minerals*. 2020. V. 10. Article No. 303. doi: 10.3390/min10040303
15. Troyanovskaya E.S., Tikhomirova E.I., Koshelev A.V., Zamatyrina V.A. Method of adsorption preparation of soil for its purification from heavy metals by phytoremediation // Patent RU 2692554. Application: 2017145729, 25.12.2017. Date of publication: 25.06.2019. Bull. 18 (in Russian).

Технология соноплазменной очистки морской воды: эффективность против фармпрепаратов (модельный эксперимент)

© 2025. В. А. Терехова¹, д. б. н., профессор, К. П. Сериков^{1,2}, инженер, бакалавр, А. Г. Тригуб¹, инженер, М. М. Гладкова¹, м. н. с., Ю. Д. Сергеева^{1,2}, аспирант, М. В. Медянкина³, к. б. н., доцент, А. Ю. Шарова⁴, к. э. н., с. н. с., С. В. Пацаева¹, к. ф-м. н., доцент,
¹Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, 119234, Россия, г. Москва, Ленинские горы, д. 1,
²Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, 119071, Россия, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33,
³Московский государственный университет технологий и управления имени К.Г. Разумовского (Первый казачий университет), 119049, Россия, г. Москва, ул. Шаболовка, д. 14, стр. 9,
⁴Институт Африки РАН, 123001, Россия, г. Москва, ул. Спиридоновка, д. 30/1,
 e-mail: vterekhova@gmail.com

Изучали эффект соноплазменной обработки (СПО) морской воды как способ очистки от фармпрепаратов при моделировании загрязнения антибиотиком тилозином. Влияние СПО на токсичность тилозина в искусственной морской воде до и после обработки соноплазменным разрядом (режим 30 кГц) оценивали с помощью тест-систем, основанных на изменении флуоресценции хлорофилла морской микроводоросли *Phaeodactylum tricorutum* и выживаемости ракообразных *Artemia salina*. Содержание антибиотика оценивали методом спектрофотометрии. Показана эффективность детоксикации тилозина в высокоминерализованной водной матрице при обработке соноплазменным разрядом, которая выражалась в повышении эффективных концентраций ($ЭК_{50}$) тилозина по отношению к морским водорослям на два порядка и увеличению выживаемости артемий на 2–20% в зависимости от концентраций. Разрушение устойчивого в естественных условиях тилозина под влиянием СПО фиксировалось на уровне 25% в морской воде и 46% – в морской воде с добавлением солей питательной среды Гольдберга (в модификации Кабановой).

Ключевые слова: антибиотик, тилозин, очистка воды, соноплазма, токсичность, гидробионты, микроводоросли, ракообразные.

Sonoplasma seawater purification technology: efficiency against pharmaceuticals

© 2025. V. A. Terekhova¹ ORCID: 0000-0001-9121-639X, K. P. Serikov^{1,2} ORCID: 0009-0008-1983-5557, A. G. Trigub¹ ORCID: 0000-0002-6710-6278, M. M. Gladkova¹ ORCID: 0000-0002-0825-2216, Yu. D. Sergeeva^{1,2} ORCID: 0009-0005-3202-6656, M. V. Medyankina³ ORCID: 0000-0002-9195-0399, A. Yu. Sharova⁴ ORCID: 0000-0003-4439-9028, S. V. Patsaeva¹ ORCID: 0000-0002-8407-5020,
¹Lomonosov Moscow State University, 1, Leninskie Gory, Moscow, Russia, 119234,
²Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the RAS, 33, Leninskiy prospect, Moscow, Russia, 119071,
³MGUTU named after K.G. Razumovsky, 14, building 9, Shabolovka St., Moscow, Russia, 119049,
⁴The Institute for African Studies, 30/1, Spiridonovka St., Moscow, Russia, 123001,
 e-mail: vterekhova@gmail.com

The relevance of the study is due to the search for effective measures against water pollution. Tests of a new technology for cleaning seawater, previously used for cleaning fresh water, were conducted. The effect of sonoplasma treatment of

seawater as a method for cleaning from pharmaceuticals was studied when simulating pollution with the antibiotic tylosin. The effect of sonoplasmic treatment on the toxicity of tylosin in seawater before and after single and double treatment with a sonoplasmic discharge (30 kHz mode) was assessed using test systems based on changes in chlorophyll fluorescence of the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum* and the survival rate of *Artemia salina* crustaceans. The antibiotic content was determined spectrophotometrically. The efficiency of tylosin detoxification in a highly mineralized water matrix was demonstrated when treated with a sonoplasmic discharge. We detected an increase in effective concentrations (EC_{50}) of tylosin in relation to seaweed by two orders of magnitude and an increase in the survival rate of *A. salina* by 2–20% depending on the concentrations. The destruction of naturally stable tylosin under the influence of sonoplasmic treatment was recorded at a level of 25% in seawater and 46% in seawater with Goldberg medium reagents. The tested technology demonstrates good efficiency of water purification. The destruction of the antibiotic has a positive effect on the growth of algae and the survival rate of *Artemia*. It can be assumed that the modification and destruction of tylosin are due to the accumulation of reactive oxygen species (free radicals, ozone and hydrogen peroxide).

Keywords: antibiotic, tylosin, water purification, sonoplasma, toxicity, aquatic organisms, microalgae, crustaceans.

Фармацевтическое загрязнение Мирового океана становится одной из наиболее острых экологических проблем современности. Значительный рост населения прибрежных районов по всему миру, рост прибрежных мегаполисов и растущая значимость прибрежной аквакультуры во всём мире становятся причиной появления всё большего количества фармацевтических препаратов в морских водах. Основными источниками попадания лекарственных средств в морскую среду являются сточные воды от фармацевтических производств, бытовые стоки, содержащие метаболиты лекарств, неправильная утилизация неиспользованных медикаментов, аквакультура и животноводческие стоки с остатками ветеринарных препаратов [1, 2].

Европейским агентством по оценке лекарственных средств пороговое значение содержания антибиотиков в водной среде установлено на уровне 10 нг/л [3]. В то же время в сточных водах предприятий по производству антибиотиков наблюдалось содержание 32,0 мг/л, что классифицируется как чрезвычайно высокая для санитарно-гигиенических показателей концентрация [3]. Остатки фармацевтических препаратов признаны потенциальной угрозой для водных экосистем в связи с присутствием биологической активностью. Их присутствие в морской среде изучено относительно мало, хотя она является последним приёмником континентального загрязнения. Внедрению экотоксикологических испытаний на чувствительных морских видах придаётся большое значение в мониторинге фармпрепаратов, поскольку они способствуют оценке экологического риска этих соединений для морских экосистем [2].

Содержание препаратов в морской воде зависит от плотности населения в регионе и аквакультурной активности. Китайские учёные в прибрежных водах Бохайского залива обнаружили наличие 21 антибиотика

шести различных групп. При этом в северной части залива Бохай концентрации были выше, чем в южной, где антропогенное воздействие невысоко. Речные сбросы питомников аквакультуры и поверхностных вод ряда рек, впадающих в Бохайский залив, оказались важными источниками загрязнения морской акватории [5].

Растёт число доказательств опасного воздействия антибиотиков на окружающую среду [2, 6–8], включая морские экосистемы [2, 9]. В Европе, Северной Америке и многих других регионах разработано значительное количество комплексных оценок экологического риска. Отмечается, что эмпирических исследований лекарственных препаратов, попадающих в прибрежные и морские экосистемы, проведено сравнительно мало [2].

Негативные последствия загрязнения антибиотиками морских экосистем многообразны. Помимо появления устойчивых к антибиотикам бактерий (что снижает эффективность лекарственных средств), это и нарушение гормонального баланса у рыб и других гидробионтов (связанное со сбоями в работе эндокринной системы, напрямую влияющей на выработку гормонов), накопление препаратов в пищевых цепях, мутации и генетические изменения, снижение репродуктивных функций, ухудшение иммунитета морских организмов и, в конце концов, нарушение экологического баланса водоёмов и угроза для здоровья человека [7].

Ветеринарные антибиотики, в частности, тилозин, относят к наиболее распространённым среди фармпрепаратов загрязнителям природных и сточных вод. Тилозин зачастую применяется не только для лечения [9, 10], но и с целью увеличения массы и темпов роста животных, в том числе в рыбоводческих хозяйствах. Использование тилозина в огромных масштабах в современных отраслях сельскохозяйственного производства, рыбоводстве

и ветеринарии неизбежно ведёт к нарушению устойчивого функционирования природных экосистем путём прямого и косвенного воздействия на виды и сообщества обитателей наземных и водных сред. Внимание к экологическому риску продолжительного накопления тилозина в природных средах всё чаще отражается в публикациях. При исследовании микробоценоза и ферментативной активности чернозёма обыкновенного в условиях модельного загрязнения тилозином (100–600 мг/кг) показан пролонгированный характер его действия, который свидетельствует о значительном нарушении экологических функций почвы и через 120 сут после загрязнения [11].

При фитотестировании воды, загрязнённой тремя разными антибиотиками, показано, что по устойчивости тилозин превосходит цефтриаксон и окситетрациклин [12]. С увеличением продолжительности экспозиции (0, 2, 14, 28, 42 сут) токсичность вышеуказанных антибиотиков возрастала, что свидетельствует об образовании более токсичных продуктов их трансформации [12].

Природная естественная деградация, как и инженерные способы, позволяющие ускорить элиминацию антибиотиков, активно изучаются [4, 10, 13]. Несмотря на это, многие аспекты остаются недостаточно исследованными. В качестве одного из эффективных приёмов разрушения органических поллютантов рассматривают обработку воды соноплазменным разрядом (СПР) [13]. Соноплазменная технология очистки воды основана на комбинации ультразвуковой кавитации и низкотемпературного плазменного разряда (рис. 1, см. цв. вкладку III).

Эффективность работы технологических схем на основе такого инновационного приёма исследуется с целью интегрирования установки в реальное производство для очистки пресной воды замкнутого цикла, в частности, в тепличных и рыбоводческих хозяйствах, для интенсификации процесса выращивания рыбы и получения оборотной воды, пригодной для полива растений [14].

Результаты экспериментального изучения воздействий СПР на морскую воду и эффекты на содержащиеся в ней загрязняющие вещества, представленные фармпрепаратами, неизвестны.

Основная цель нашей работы заключалась в исследовании эффективности соноплазменной обработки (СПО) для очистки высокоминерализованной морской воды, содержащей органические загрязняющие вещества (на примере антибиотика тилозина).

Материалы и методы исследования

Объектом исследования в модельных экспериментах служила искусственная морская вода, приготовленная из морской соли Marine Life salt, производимой компанией Марин Лайф (Marine Life, РФ). Искусственная морская вода имеет следующий состав: хлорид натрия (NaCl) – 22,0 г/дм³, гексагидрат хлорида магния ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) – 9,7 г/дм³, безводный сульфат натрия (Na_2SO_4) – 3,7 г/дм³, безводный хлорид кальция (CaCl_2) – 1,0 г/дм³, хлорид калия (KCl) – 0,65 г/дм³, гидрокарбонат натрия (NaHCO_3) – 0,20 г/дм³ и борная кислота (H_3BO_3) – 0,023 г/дм³.

В качестве модельного загрязняющего вещества был выбран препарат тилозина (Tyl), производимый компанией НИТА ФАРМ (Nita Farm, РФ). Макролидный шестнадцатичленный антибиотик ($\text{C}_{46}\text{H}_{77}\text{NO}_{17}$) продуцируется актиномицетом *Streptomyces fradiae*. Антимикробный механизм действия тилозина заключается в подавлении синтеза бактериальных белков на уровне 50S рибосомальной субъединицы [15]. Целевыми микроорганизмами преимущественно являются грамположительные бактерии, микоплазмы, некоторые простейшие. Для оценки экологической безопасности важно иметь представление о воздействии тилоксина на живые организмы, представляющие разные трофические уровни экосистем. Тилозин испытывали в широком диапазоне концентраций, в том числе заведомо высоких (от 10 до 600 мг/л) с целью более чёткого выявления эффекта СПО.

Соноплазменную обработку проводили на экспериментальной установке, описанной ранее [13]. Система сочетает в себе ультразвуковую кавитацию и низкотемпературный плазменный разряд. Плазма генерировалась непосредственно в водном растворе с помощью переменного напряжения на частоте 30 кГц. Процесс проводился при относительно низких акустических интенсивностях (1,5–3,5 Вт/см²) и расходе воды 12 л/мин. Анализировали влияние однократной обработки СПР.

Эффект очистки морской воды, загрязнённой антибиотиком, оценивали в модельных экспериментах по изменению токсичности тилозина к морским организмам с помощью стандартных биотестов. Токсический эффект водных проб с тилозином измеряли до и после обработки СПР по отношению к водорослям и ракообразным, химическую деградацию антибиотика оценивали с помощью спектрофотометрии.

**В. А. Терехова, К. П. Сериков, А. Г. Тригуб, М. М. Гладкова,
Ю. Д. Сергеева, М. В. Медянкина, А. Ю. Шарова, С. В. Пацаева**
**«Технология соноплазменной очистки морской воды:
 эффективность против фармпрепаратов
 (модельный эксперимент)». С. 191.**

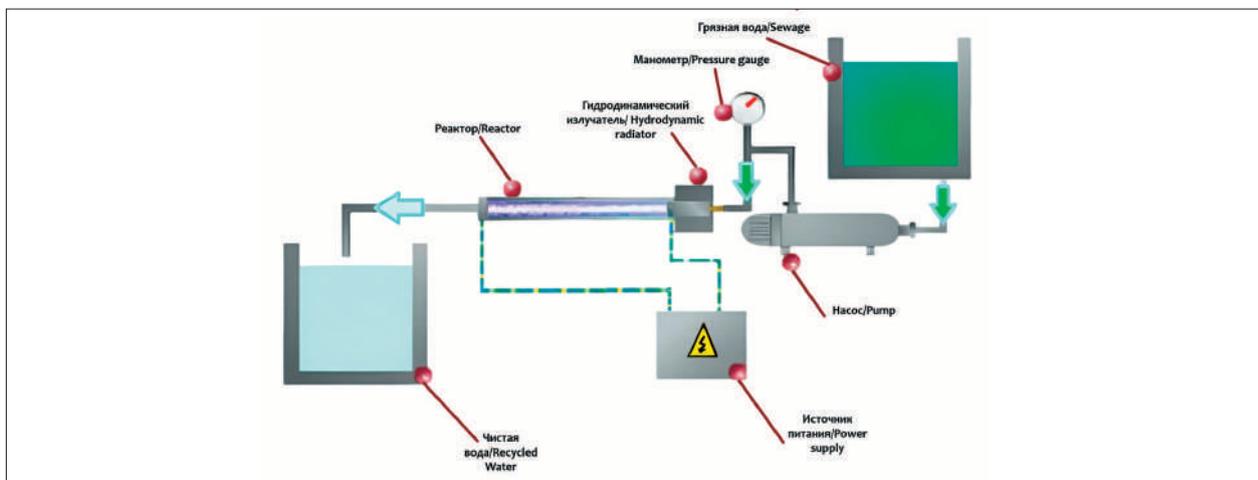


Рис. 1. Схематическое изображение соноплазменной экспериментальной установки [13]
Fig. 1. Schematic representation of the sonoplasma experimental setup [13]

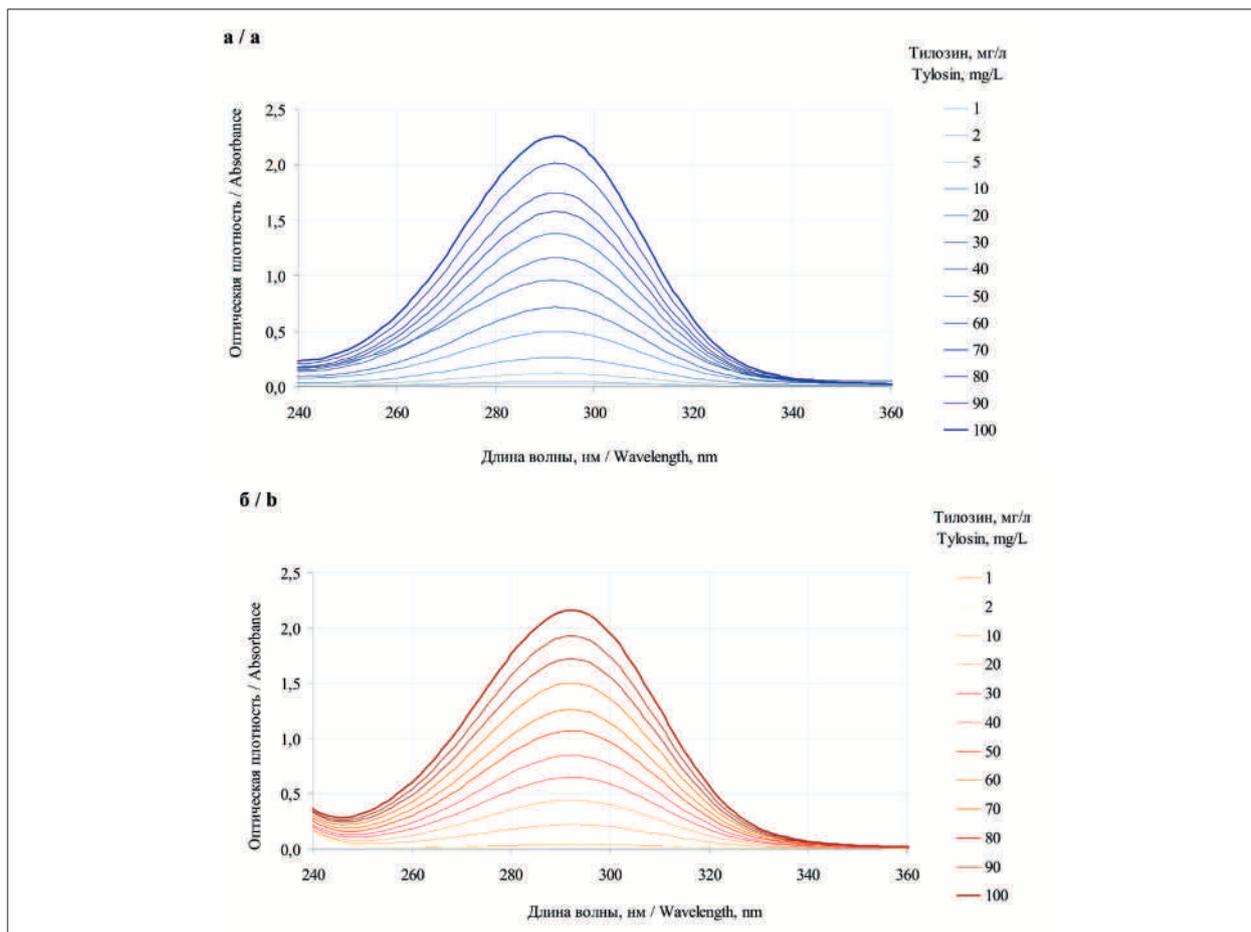


Рис. 2. Спектры поглощения тилозина при концентрации 1–100 мг/л в морской воде (а) и в морской воде со средой Гольдберга (б)
Fig. 2. Absorption spectra of tylosin at concentrations of 1–100 mg/L in seawater (a) and in seawater with Goldberg medium (b)

**В. А. Терехова, К. П. Сериков, А. Г. Тригуб, М. М. Гладкова,
Ю. Д. Сергеева, М. В. Медянкина, А. Ю. Шарова, С. В. Пацаева**
**«Технология соноплазменной очистки морской воды:
эффективность против фармпрепаратов
(модельный эксперимент)». С. 191.**

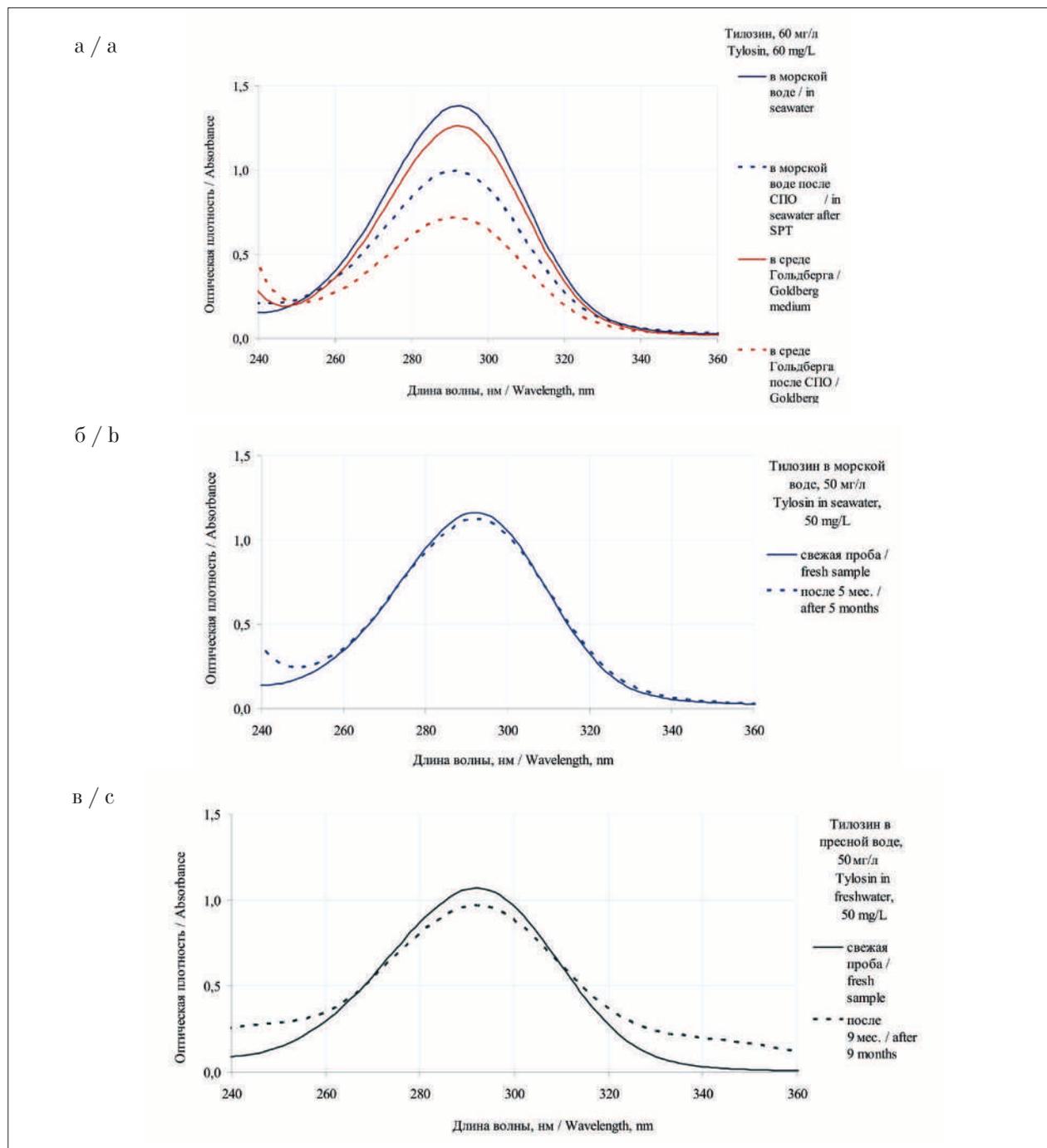


Рис. 5. Спектры поглощения тилозина: (а) в морской воде и морской воде со средой Гольдберга без обработки (сплошные линии) и после СПО (штриховые линии), (б) в морской воде сразу после приготовления пробы и 5 месяцев спустя, (в) в природной пресной воде (с признаками деградации Тыл после 9 мес. хранения растворов)

Fig. 5. Absorption spectra of tylosin: (a) in seawater and in seawater with Goldberg medium without treatment (solid lines) and after SPT (dashed lines), (b) in seawater immediately after sample preparation and 5 months later, (c) in natural freshwater (with signs of Tyl degradation after 9 months of storage of solutions)

Таблица 1 / Table 1

Состав питательной среды Гольдберга в модификации Кабановой
Composition of Goldberg's nutrient medium in Kabanova's modification

Маточный раствор /stock solution Навеска реактива, г/100 см ³ дистиллированной воды / Reagent weight, g/100 cm ³ of distilled water	Количество (см ³) каждого исходного раствора на 1 дм ³ морской воды / Volume (cm ³) of each stock solution per 1 dm ³ of seawater
KNO ₃ – 10,1	2
NaH ₂ PO ₄ – 1,421	0,5
MnCl ₂ ·4H ₂ O – 0,01979 + CoCl ₂ ·6H ₂ O – 0,02379	1,0
FeCl ₃ ·6H ₂ O – 0,02703	1,0

Водоросли. Для оценки изменения токсичности морской воды с тилозином на фитопланктонные виды использовали альгологически чистую культуру одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin.

Водоросли культивировали на морской воде с добавлением маточных растворов среды Гольдберга в модификации Кабановой (табл. 1).

Условия культивирования и проведения экспериментов: искусственное освещение лампами дневного света с интенсивностью 2000–3000 лк, при естественной смене дня и ночи; температуре +20±2 °С (согласно «Руководству по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов», утверждённого МПР РФ 27.04.2001 г.).

Для биотестов брали водоросли в экспоненциальной стадии роста (через 3 сут после посева). Опыты проводили в колбах объёмом 100 см³, содержащих по 50 см³ морской воды со средой Гольдберга в модификации Кабановой. В опытные варианты тилозин добавляли в концентрациях (мг/л): 10, 50, 100, 300 и 600; контрольные варианты – без добавления антибиотика. Повторность трёхкратная. В начале эксперимента плотность клеток водорослей в суспензии – 50 тыс. кл./мл. Длительность опыта составляла 7 сут. Влияние тилозина на водоросли оценивали по изменению флуоресценции с помощью анализатора «Флюорат 02-5М» («Люмекс», РФ) при длине волны 670 нм, длина оптического пути 1 см.

Артемии. В биотестах с планктонными беспозвоночными использовали особи эвригаллиного жаброногого рачка *Artemia salina* L., полученного из цист в лаборатории. Артемий содержали в искусственной морской воде соленостью 20‰.

Условия культивирования и проведения экспериментов: освещение искусственное, 3000 лк, продолжительность светового дня 12 ч; температура +20±2 °С. В опыте брали науплиев артемий в возрасте 24 ч. Опыты про-

водили в бюксах объёмом 50 мл. Плотность посадки рачков – 5 особей на 10 мл воды. Повторность в опыте и контроле четырёхкратная. Длительность эксперимента составляла 72 ч.

Спектральные измерения. Содержание антибиотика в водной среде оценивали спектрофотометрическим методом. Спектры поглощения измеряли с помощью спектрофотометра ПЭ-5400УФ («Экротхим», Россия) в спектральном диапазоне 200–500 нм с шагом 1 нм. Пробы помещали в кварцевые кюветы с длиной оптического пути 1 см, измерения проводили относительно соответствующей водной среды без антибиотика (дистиллированной воды, морской воды или морской воды с солями среды Гольдберга). Полоса поглощения тилозина находится в УФ диапазоне в границах от 245 до 360 нм с максимумом поглощения при 290 нм. На рисунке 2 (см. цв. вкладку III) показаны спектры поглощения тилозина в концентрациях 1–100 мг/л в морской воде и в морской воде с солями среды Гольдберга.

Концентрацию тилозина определяли по значению оптической плотности в максимуме полосы поглощения (D_{max}) с помощью предварительно полученных калибровочных зависимостей для каждой среды (рис. 3).

Расчёт концентрации тилозина (С) проводили по формуле:

$$C \text{ (мг/л)} = D_{max}/A,$$

где А – коэффициент пропорциональности в зависимости оптической плотности в максимуме полосы поглощения тилозина от концентрации. Для морской воды А=0,0226 л/мг, для морской воды со средой Гольдберга А=0,0215 л/мг.

Статистическую обработку и визуализацию данных получали с помощью пакета программ Excel, сканирование спектров поглощения проводили в программном обеспечении SC5400.

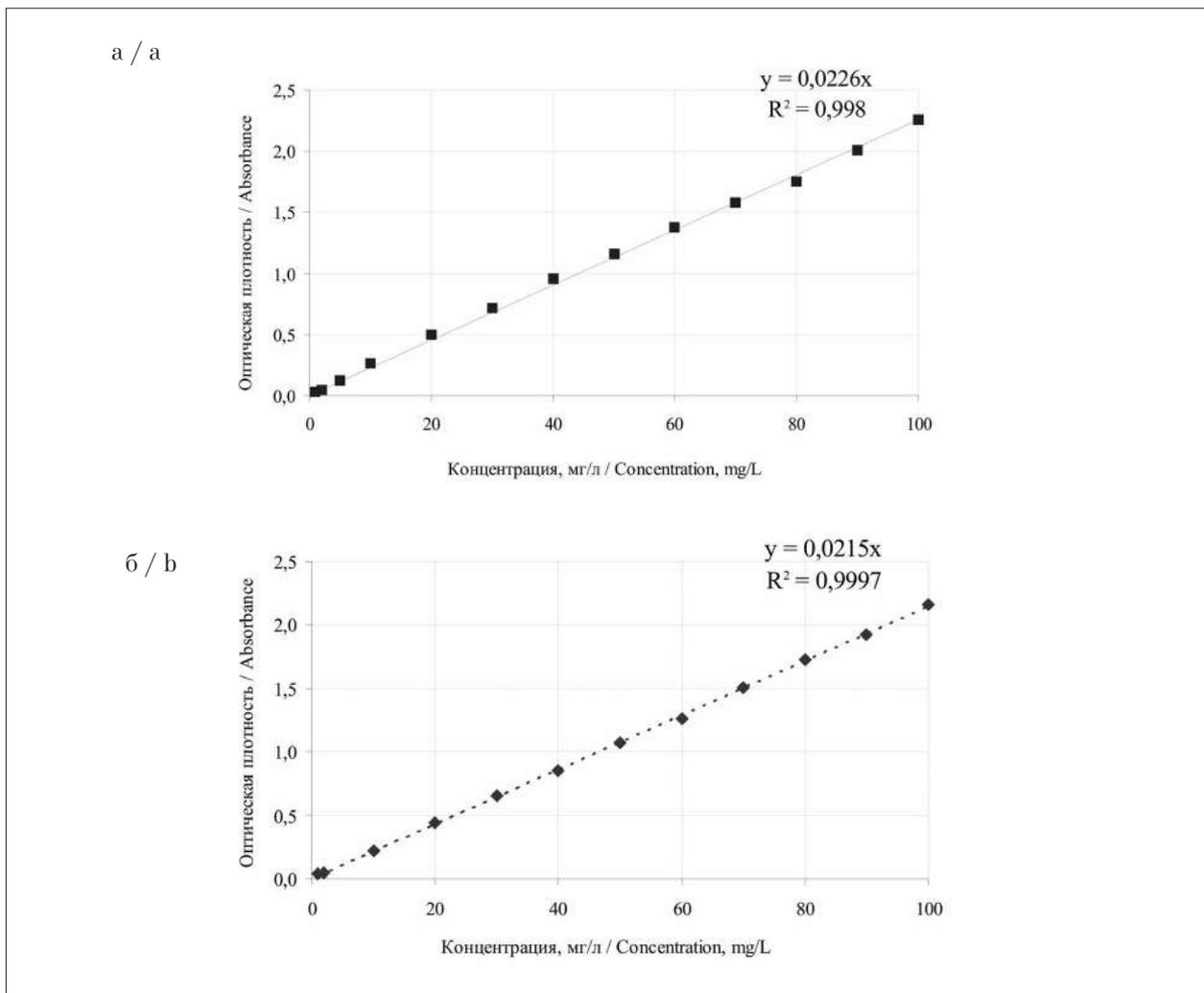


Рис. 3. Зависимость оптической плотности от концентрации тилозина в максимуме полосы поглощения в морской воде (а) и в морской воде со средой Гольдберга (б)
Fig. 3. Dependence of the optical density on the tylosin concentration at the maximum of the absorption band in seawater (a) and in seawater with Goldberg medium (b)

Результаты и обсуждение

Влияние СПО на токсичность тилозина по отношению к морским водорослям. Тилозин по отношению к водорослям оказывал ярко выраженный токсический эффект. Снижение флуоресценции клеток морской водоросли *Ph. tricornutum* уже при 10 мг Ту1/л было выше 60% (табл. 2).

Расчётным методом с помощью пробит анализа установлена полуэффективная концентрация ($ЭК_{50}$) антибиотика. Концентрация, приводящая к снижению интенсивности флуоресценции клеток водорослей на 50%, составила $ЭК_{50} \text{ Ту1} = 7,0$ мг/л.

После обработки СПР среды с тилозином практически во всех концентрациях наблюдали увеличение уровня флуоресценции хлорофилла морской водоросли относительно кон-

троля. Лишь в концентрации 50 мг/л было незначительное снижение флуоресценции (на 3,8%). Согласно полученным данным, полуэффективная концентрация тилозина по отношению к *Ph. tricornutum* после СПО многократно возросла: $ЭК_{50} \text{ Ту1} > 600$ мг/л (табл. 2).

Влияние СПО на токсичность тилозина по отношению к рачкам артемиям. Ракообразные оказались менее чувствительными к тилозину, чем водоросли. Даже при максимальной из испытанных концентраций (600 мг/л) выживаемость рачков была выше 50%. Тем не менее, и в этой тест-системе была заметна эффективность СПО воды. Наблюдения в динамике за выживаемостью артемий в морской воде (20 ‰) показали, что уже через 48 ч заметно снижение числа погибших рачков после воздействия СПР:

Таблица 2 / Table 2

Влияние соноплазменной обработки (СПО) на токсичность тилозина по отношению к водоросли *Ph. tricornutum* в морской воде со средой Гольдберга (20 ‰) / Effect of sonoplasma treatment (SPT) on the toxicity of tylosin towards algae *Ph. tricornutum* in seawater with Goldberg medium (20 ‰)

Концентрация тилозина в среде Гольдберга, мг/л / Tylosin concentration in Goldberg medium, mg/L	До СПО / Before SPT		После СПО / After SPT	
	флуоресценция, % к контролю / fluorescence, % to control	ЭК ₅₀ Tyl = 7,0 мг/л / EC ₅₀ Tyl = 7.0 mg/L	флуоресценция, % к контролю / fluorescence, % to control	ЭК ₅₀ Tyl > 600 мг/л / EC ₅₀ Tyl > 600 mg/L
0 (контроль / control)	100,00		100,0	
10	38,70		100,8	
50	0,50		96,2	
100	0,40		106,1	
300	0,40		106,8	
600	0,40		105,3	

Примечание: ЭК₅₀ Tyl – полуэффективная концентрация тилозина.
 Note: EC₅₀ Tyl – semi-effective concentration of tylosin.

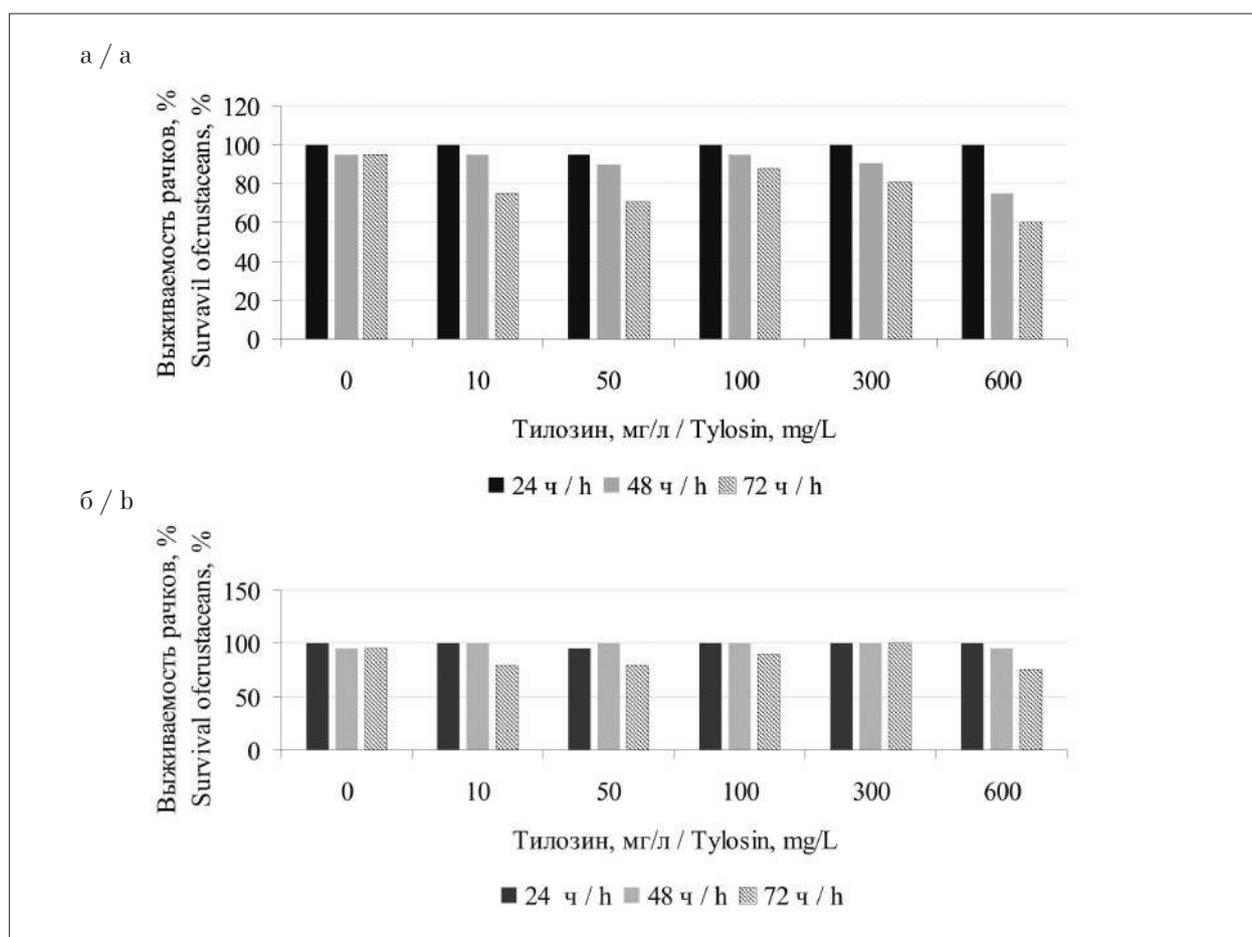


Рис. 4. Выживаемость рачков *Artemia salina* (%) в пробах морской воды с тилозином до СПО (а) и после СПО (б)
 Fig. 4. Survival of *Artemia salina* crustaceans (%) in seawater samples with tylosin before (a) and after (b) sonoplasma treatment

на 5–20% – в пробах с 10–300 мг Ту1/л, и на 20% – с 600 мг Ту1/л (рис. 4).

К окончанию срока экспозиции (через 72 ч) в биотест-системе различия в числе погибших рачков в исходной среде и после обработки СПР составили от 2% (при 100 мгТу1/л) до 19% (при 300 мгТу1/л). Очистка морской воды с помощью СПО способствовала снижению токсичности тилозина по отношению не только к водорослям, но и к ракообразным.

Спектрофотометрическое определение содержания тилозина до и после СПО, а также в результате хранения образцов. С помощью спектрофотометрии показано, что СПО способна снизить содержание Ту1 на 25% в морской воде и на 46% в морской воде с солями среды Гольдберга. Спектральные кривые чётко характеризуют распределение концентраций тилозина как в пресной, так и солёной воде, и позволяют судить о степени деградации тилозина (рис. 5, см. цв. вкладку IV).

Нами впервые получены данные о практически полной сохранности антибиотика Ту1 в морской воде по истечении 5 месяцев при хранении в закрытых пластиковых бутылках в темноте при комнатной температуре 18–20 °С (рис. 5б). По предварительным данным, небольшая часть (около 12%) тилозина деградировала через 9 месяцев при тех же стационарных условиях хранения в пресной природной воде. Об этом свидетельствует уменьшение оптической плотности в максимуме полосы поглощения тилозина и увеличение поглощения по краям полосы (рис. 5в).

С учётом этих фактов можно утверждать, что с помощью СПО можно эффективно очищать воду от плохо деградируемого антибиотика тилозина. Испытанный режим СПО даёт хорошие показатели очистки воды. Разрушение антибиотика положительно влияет на рост численности клеток водорослей, что проявляется в повышении флуоресценции проб, и на выживаемость рачков артемий. Учитывая накопленный опыт анализа результатов физико-химической обработки пресной воды с применением СПР, можно полагать, что причиной модификации и разрушения тилозина и в морской воде служит накопление активных форм кислорода (свободные радикалы, озон, перекись водорода) [16–18].

Заключение

Обработка СПР разрушает антибиотик тилозин в морской воде солёностью 20‰ и

положительно влияет на рост численности клеток водорослей, что фиксировалось по увеличению флуоресценции хлорофилла. Доля погибших рачков в обработанной СПР морской воде с тилозиом заметно снижалась по сравнению с необработанной. Снижение токсичности тилозина при использовании СПО обусловлено комбинацией биохимических, химических и физических процессов, которые могут действовать одновременно. Соноплазменная обработка морской воды способствует одномоментному разрушению тилозина (минимум на 25%), что проявляется в снижении его токсичности, и не влияет на пригодность воды для гидробионтов.

Дальнейшие испытания режимов обработки воды и детальное изучение механизма действия СПР может способствовать повышению эффективности данной технологии очистки вод от органических и других видов в загрязняющих агентов.

Статья подготовлена в рамках проекта «Проект “Чистая вода” как важнейшая составляющая сотрудничества РФ со странами Глобального Юга: социально-экономическое и технологическое измерения» по гранту Министерства науки и высшего образования РФ на проведение крупных научных проектов по приоритетным направлениям научно-технологического развития (Соглашение № 075-15-2024-546).

Авторы благодарят магистров МГУ Андрея Шулакова и Михаила Ломоносова за помощь в выполнении работ, сотрудников ИОНХ им. Н.С. Курнакова РАН А.В. Камлер и Р.В. Никоннову за содействие в проведении экспериментов.

Литература

1. Gaw S., Thomas K.V., Hutchinson T.H. Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment // Philos. Trans. R Soc. Lond. B Biol. Sci. 2014. V. 369. No. 1656. Article No. 20130572. doi: 10.1098/rstb.2013.0572
2. Branchet P., Arpin-Pont L., Pira A., Boissery P., Wong-Wah-Chung P., Doumenq P. Pharmaceuticals in the marine environment: What are the present challenges in their monitoring? // Sci. Total Environ. 2022. V. 766. Article No. 142644. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142644
3. Антропова Н.С., Ушакова О.В., Водянова М.А. Савостикова О.Н. Риск распространения антибиотикорезистентности через объекты окружающей среды и продукты питания (обзорная статья) // Russian Journal of Rehabilitation Medicine. 2020. № 4. С. 36–51.
4. Zhang F., Wang J., Tian Y., Liu C., Zhang S., Cao L., Zhou Y., Zhang S. Effective removal of tetracycline an-

tibiotics from water by magnetic functionalized biochar derived from rice waste // *Environ. Pollut.* 2023. V. 330. Article No. 121681. doi: 10.1016/j.envpol.2023.121681

5. Zou S., Xu W., Zhang R., Tang J., Chen Y., Zhang G. Occurrence and distribution of antibiotics in coastal water of the Bohai Bay, China: impacts of river discharge and aquaculture activities // *Environ. Pollut.* 2011. V. 159. No. 10. P. 2913–2920. doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.037

6. Ажогина Т.Н., Скугорева С.Г., Аль-Раммахи А.А., Гненная Н.В., Сазыкина М.А., Сазыкин И.С. Влияние поллютантов на распространение генов устойчивости к антибиотикам в окружающей среде // *Теоретическая и прикладная экология.* 2020. № 3. С. 6–14. doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-006-014

7. Sazykin I.S., Seliverstova E.Yu., Khmelevtsova L.E., Azhogina T.N., Kudееvskaya E.M., Khammami M.I., Gnennaya N.V., Al-Rammahi A.A.K., Rakin A.V., Sazykina M.A. Occurrence of antibiotic resistance genes in sewages of Rostov-on-Don and lower Don River // *Theoretical and Applied Ecology.* 2019. No. 4. P. 76–82. doi: 10.25750/1995-4301-2019-4-076-082

8. Bielen A., Šimatović A., Kosić-Vukšić J., Senta I., Ahel M., Babić S., Jurina T., Plaza J.J., Milaković M., Udiković-Kolić N. Negative environmental impacts of antibiotic-contaminated effluents from pharmaceutical industries // *Water Res.* 2017. V. 126. P. 79–87. doi: 10.1016/j.watres.2017.09.019

9. Ojemaye C.Y., Petrik L. Pharmaceuticals in the marine environment: a review // *Environmental Reviews.* 2019. V. 27. No. 2. P. 51–165. doi: 10.1139/er-2018-0054

10. Yuan Q., Sui M., Qin C., Zhang H., Sun Y., Luo S., Zhao J. Migration, transformation and removal of macrolide antibiotics in the environment: a review // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2022. V. 29. No. 18. P. 26045–26062. doi: 10.1007/s11356-021-18251-22

11. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Одабашян М.Ю. Николаева К.Н. Экологическая оценка воздействия антибиотика тилозина на биологические свойства чернозёма обыкновенного // *Наука. Инновации. Технологии.* 2015. № 1. С. 186–202.

12. Чеснокова С.М., Савельев О.В. Оценка устойчивости антибиотиков различных групп в водной среде методом биотестирования // *Международный научно-исследовательский журнал.* 2020. № 9 (99). С. 101–109. doi: 10.23670/IRJ.2020.99.9.018

13. Abramov V.O., Abramova A.V., Cravotto G., Nikonov R.V., Fedulov I.S., Ivanov V.K. Flow-mode water treatment under simultaneous hydrodynamic cavitation and plasma // *Ultrason. Sonochem.* 2021. V. 70. Article No. 105323. doi: 10.1016/j.ultsonch.2020.105323

14. Федосеева Е., Сергеева Ю., Волкова В., Акулова А., Камлер А., Никонов Р., Шарова А., Терехова В. Воздействие соноплазменной обработки воды на бактериально-грибной комплекс микроорганизмов, типичных для тепличных хозяйств // *Экология и про-*

мышленность России. 2025. Т. 29. № 7. С. 8–12. doi: 10.18412/1816-0395-2025-7-8-12

15. McCoy L.S., Xie Y., Tor Y. Antibiotics that target protein synthesis // *Wiley Interdiscip. Rev. RNA.* 2011. V. 2. No. 2. P. 209–232. doi: 10.1002/wrna.60

16. Пискарев И.М., Иванова И.П., Самodelкин А.Г., Иващенко М.Н. Инициирование и исследование свободно-радикальных процессов в биологических экспериментах: монография. Н. Новгород: ФГБОУ ВО Нижегородская ГСХА, 2016. 140 с.

17. Foster J.E. Plasma-based water purification: challenges and prospects for the future // *Phys. Plasmas.* 2017. V. 24. Article No. 055501. doi: 10.1063/1.4977921

18. Abramov V., Abramova A., Bayazitov V., Kameneva S., Veselova V., Kozlov D., Sozarukova M., Baranchikov A., Fedulov I., Nikonov R., Cravotto G. Fast degradation of tetracycline and ciprofloxacin in municipal water under hydrodynamic cavitation/plasma with CeO₂ nanocatalyst // *Processes.* 2022. V. 10. Article No. 2063. doi: 10.3390/pr10102063

References

1. Gaw S., Thomas K.V., Hutchinson T.H. Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment // *Philos. Trans. R Soc. Lond. B Biol. Sci.* 2014. V. 369 (1656). P. 20130572. doi: 10.1098/rstb.2013.0572

2. Branchet P., Arpin-Pont L., Piram A., Boissery P., Wong-Wah-Chung P., Doumenq P. Pharmaceuticals in the marine environment: What are the present challenges in their monitoring? // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 766. Article No. 142644. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142644

3. Antropova N.S., Ushakova O.V., Vodyanova M.A., Savostikova O.N. Risk of antibiotic resistance extension via environmental objects and food products (review) // *Russian Journal of Rehabilitation Medicine.* 2020. No. 4. P. 36–51 (in Russian).

4. Zhang F., Wang J., Tian Y., Liu C., Zhang S., Cao L., Zhou Y., Zhang S. Effective removal of tetracycline antibiotics from water by magnetic functionalized biochar derived from rice waste // *Environ. Pollut.* 2023. V. 330. Article No. 121681. doi: 10.1016/j.envpol.2023.121681

5. Zou S., Xu W., Zhang R., Tang J., Chen Y., Zhang G. Occurrence and distribution of antibiotics in coastal water of the Bohai Bay, China: impacts of river discharge and aquaculture activities // *Environ. Pollut.* 2011. V. 159. No. 10. P. 2913–2920. doi: 10.1016/j.envpol.2011.04.037

6. Azhogina T.N., Skugoreva S.G., Al-Rammahi A.A.K., Gnennaya N.V., Sazykina M.A., Sazykin I.S. Influence of pollutants on the spread of antibiotic resistance genes in the environment // *Theoretical and Applied Ecology.* 2020. No. 3. P. 6–14 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2020-3-006-014

7. Sazykin I.S., Seliverstova E.Yu., Khmelevtsova L.E., Azhogina T.N., Kudееvskaya E.M., Khamma-

mi M.I., Gnennaya N.V., Al-Rammahi A.A.K., Rakin A.V., Sazykina M.A. Occurrence of antibiotic resistance genes in sewages of Rostov-on-Don and lower Don River // *Theoretical and Applied Ecology*. 2019. No. 4. P. 76–82. doi: 10.25750/1995-4301-2019-4-076-082

8. Bielen A., Šimatović A., Kosić-Vukšić J., Senta I., Ahel M., Babić S., Jurina T., Plaza J.J., Milaković M., Udiković-Kolić N. Negative environmental impacts of antibiotic-contaminated effluents from pharmaceutical industries // *Water Res.* 2017. V. 126. P. 79–87. doi: 10.1016/j.watres.2017.09.019

9. Ojemaye C.Y., Petrik L. Pharmaceuticals in the marine environment: a review // *Environmental Reviews*. 2019. V. 27. No. 2. P. 51–165. doi: 10.1139/er-2018-0054

10. Yuan Q., Sui M., Qin C., Zhang H., Sun Y., Luo S., Zhao J. Migration, transformation and removal of macrolide antibiotics in the environment: a review // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2022. V. 29. No. 18. P. 26045–26062. doi: 10.1007/s11356-021-18251-22

11. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Yu.V., Odabashyan M.Yu., Nikolaeva K.N. Ecological assessment of the effect of the antibiotic tylosin on the biological properties of common chernozem // *Science. Innovation. Technologies*. 2015. No. 1. P. 186–202 (in Russian).

12. Chesnokova S.M., Savelev O.V. Sessing the antibiotics resistance of various group in environment through // *International Scientific Research Journal*. 2020. No. 9. P. 101–109 (in Russian). doi: 10.23670/IRJ.2020.99.9.018

13. Abramov V.O., Abramova A.V., Cravotto G., Nikonov R.V., Fedulov I.S., Ivanov V.K. Flow-mode water treatment under simultaneous hydrodynamic cavitation and plasma // *Ultrason. Sonochem.* 2021. V. 70. Article No. 105323. doi: 10.1016/j.ultsonch.2020.105323

14. Fedoseeva E., Sergeeva Yu., Volkova V., Akulova A., Kamler A., Nikonov R., Sharova A., Terekhova V. The effect of sonoplasma water treatment on the bacterial-fungal complex of microorganisms typical of greenhouses // *Ecology and Industry of Russia*. 2025. V. 29. No. 7. P. 8–12 (in Russian). doi: 10.18412/1816-0395-2025-7-8-12

15. McCoy L.S., Xie Y., Tor Y. Antibiotics that target protein synthesis // *Wiley Interdiscip. Rev. RNA*. 2011. V. 2. No. 2. P. 209–232. doi: 10.1002/wrna.60

16. Piskarev I.M., Ivanova I.P., Samodelkin A.G., Ivashchenko M.N. Initiation and research of free radical processes in biological experiments: a monograph. N. Novgorod: Nizhny Novgorod State Agricultural Academy, 2016. 140 p. (in Russian).

17. Foster J.E. Plasma-based water purification: challenges and prospects for the future // *Phys. Plasmas*. 2017. V. 24. Article No. 055501. doi: 10.1063/1.4977921

18. Abramov V., Abramova A., Bayazitov V., Kameneva S., Veselova V., Kozlov D., Sozarukova M., Baranchikov A., Fedulov I., Nikonov R., Cravotto G. Fast degradation of tetracycline and ciprofloxacin in municipal water under hydrodynamic cavitation/plasma with CeO₂ nanocatalyst // *Processes*. 2022. V. 10. No. 10. Article No. 2063. doi: 10.3390/pr10102063

Почвенный микробиом эмбриозёма на гипсосодержащих отходах химического производства

© 2025. И. Г. Широких^{1,2}, д. б. н., в. н. с., профессор, Е. В. Дабах¹, к. б. н., с. н. с., Л. В. Кондакова^{1,2}, д. б. н., с. н. с., профессор, Н. А. Боков², аспирант, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д. т. н., зав. лабораторией, г. н. с.,

¹Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук,

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

²Вятский государственный университет,

610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,

e-mail: irgenal@mail.ru

Почвенный микробиом играет важную роль в процессах педогенеза и функционирования почвы. Роль микробиома особенно значима на начальных этапах формирования почв в техногенных ландшафтах на не характерных для данной территории породах, таких как гипсосодержащие отходы (ГСО) химического производства. Целью исследования была оценка структуры и состава альгофлоры и прокариотного компонента микробного сообщества в молодой почве, формирующейся при самозарастании отвала ГСО химического предприятия. Объектом исследования служил эмбриозём, формирующийся в условиях подзоны южной тайги европейского Северо-Востока на самозарастающем в течение более 20 лет открытом хранилище ГСО, в качестве условного фона – почва на алюмосиликатной породе – пойменном аллювии под разнотравным лугом на примыкающей к хранилищам отходов территории.

В почве фонового участка методом прямого микроскопирования почвы, стёкол обрастания и чашечных культур выявлено 16, в эмбриозёме – 19 видов микрофототрофов. Видовое разнообразие представлено цианобактериями, зелёными и диатомовыми водорослями. В прокариотном компоненте сообщества эмбриозёма выявлены (по разнообразию последовательностей генов 16S рРНК) представители 12 бактериальных и 1 архейного филума. Доминанты на уровне филума в сообществах эмбриозёма и фоновой почвы были одинаковы – *Proteobacteria* (в среднем 28,6%) и *Actinobacteria* (17,4%). На долю *Verrucomicrobia*, *Acidobacteria* и *Bacteroidetes* пришлось в среднем по 3–6% от общего числа таксонов. Микробиом эмбриозёма отличался от зрелой почвы фонового участка наличием в составе минорных представителей *Chloroflexi* (1%), *Cyanobacteria* (0,3–0,4%) и *Firmicutes* (0,1%). Изучение состава и структуры почвенного микробиома на первых этапах педогенеза дало ценную информацию для понимания факторов, способствующих почвообразованию, а также для оптимизации методов рекультивации.

Ключевые слова: Техносоли, прокариоты, альгоцианофлора, секвенирование ампликонных библиотек гена 16S рРНК.

Soil microbiome in Technosol on gypsum-containing chemical production waste

© 2025. I. G. Shirokikh^{1,2} ORCID: 0000-0002-3319-2729*

E. V. Dabakh¹ ORCID: 0000-0001-7474-7359*, L. V. Kondakova^{1,2} ORCID: 0000-0002-2190-686X*

N. A. Bokov² ORCID: 0000-0002-1000-1192*, T. Ya. Ashikhmina^{1,2} ORCID: 0000-0003-4919-0047*

¹Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences,

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

²Vyatka State University,

36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

e-mail: irgenal@mail.ru

The soil microbiome plays an important role in the processes of soil formation and functioning of the soil. The role of the microbiome is especially significant at the initial stages of soil formation in man-made landscapes on uncharacteristic rocks, such as gypsum-containing waste (GCW) from chemical production. The aim of the study was to evaluate the structure and composition of the algaeflora and the prokaryotic component of the microbial community in young soil formed during self-healing of the GCW landfill of a chemical enterprise. The object of the study was an embryozem

formed in the southern taiga subzone of the European Northeast in a self-growing open GCW storage facility for more than 20 years, with soil on aluminosilicate rock – floodplain alluvium under a grass meadow adjacent to the waste storage area as a conditional background.

16 species of microphototrophs were detected in the soil of the background site by direct microscopy of soil, fouling glasses and cup cultures, and 19 species of microphototrophs were detected in the embryozem. The species diversity is represented by cyanobacteria, green and diatoms. Representatives of 12 bacterial and 1 archaeal phylum were identified in the prokaryotic component of the embryozem community (based on the diversity of 16S rRNA gene sequences). The phylum – level dominants in the embryozem and background soil communities were the same: *Proteobacteria* (on average 28.6%) and *Actinobacteria* (17.4%). *Verrucomicrobia*, *Acidobacteria*, and *Bacteroidetes* accounted for an average of 3–6% of the total number of taxa. The microbiome of the embryo differed from the mature soil of the background site by the presence of minor representatives of *Chloroflexi* (1%), *Cyanobacteria* (0.3–0.4%) and *Firmicutes* (0.1%). Studying the composition and structure of the soil microbiome at the first stages of pedogenesis provided valuable information for understanding the factors contributing to soil formation, as well as for optimizing reclamation methods.

Keywords: Technosols, prokaryotes, algocyanoflora, sequencing of amplicon libraries of the 16S rRNA gene.

В России ежегодно образуется в среднем 5 млрд т твёрдых промышленных отходов [1, 2]. Несмотря на имеющиеся возможности вовлечения их во вторичное производство, большая часть промышленных отходов складывается, в связи с чем проблема их накопления и размещения на объектах хранения с каждым годом становится всё более актуальной [3]. Накопление крупнотоннажных промышленных отходов – одна из наиболее актуальных экологических проблем как в России, так и в мире, поскольку эксплуатация объектов размещения сопряжена с выводом земель из хозяйственного оборота и негативным воздействием на окружающую среду.

Быстрыми темпами идёт рост объёмов гипсосодержащих отходов (ГСО), запасы которых на территории России составляют около 450–500 млн т, а ежегодный прирост оценивается примерно в 10–15 млн т [4]. Одним из главных источников крупнотоннажных ГСО являются предприятия минерально-сырьевого комплекса, причём ежегодный объём ГСО многократно превышает добычу природного гипсового сырья, от которого у ГСО есть существенное отличие – наличие некоторого количества нежелательных примесей. Это накладывает ограничения на возможность их применения в качестве мелиоранта в сельском хозяйстве и в качестве компонента строительных материалов. В полной мере это касается и ГСО, образующихся в процессе химической переработки сырья. Так называемые «гипсовые горы» встречаются в окрестностях заводов по производству минеральных удобрений, фторполимеров и др. В результате образования отвалов ГСО формируются техногенные ландшафты, являющиеся в экологическом отношении экоклинами со специфическим набором и уровнем почвенно-экологических функций [5].

Масштаб проблемы отвалов ГСО актуализирует вопрос о путях самовосстановления

и/или рекультивации подобных образований. Изучение особенностей формирования почвенно-растительного покрова на отвалах ГСО включает оценку состояния и почвенных микробных сообществ. Изучение почвенного микробиома в таких ландшафтах имеет решающее значение, как для понимания процессов почвообразования, так и для оптимизации методов рекультивации [6–8].

На начальном этапе в формировании почвы участвуют несколько групп микроорганизмов, но не все из них представлены культивируемыми формами, особенно на самых ранних стадиях почвообразования – в эмбриозёмах или почвоподобных телах техногенных ландшафтов. Использование современных молекулярно-генетических методов представляется более объективным подходом к оценке адаптивных и эволюционных стратегий почвенного микробиома в ходе восстановления почвенных экосистем. Секвенирование нового поколения позволяет исследовать микробное разнообразие техногенной среды на качественно новом уровне по сравнению с классическими методами лабораторного культивирования.

Целью данного исследования являлось выявление особенностей состава и структуры альгофлоры и прокариотного компонента почвенного микробиома в эмбриозёме, формирующемся на отвалах ГСО химического производства в условиях южной тайги европейского Северо-Востока России.

Объекты и методы исследования

Район проведения исследований расположен на северо-западной окраине Вятско-Камской провинции подзоны дерново-подзолистых почв южной тайги. Климат умеренно континентальный, среднегодовая температура составляет +2,4 °С, средняя температура января –13,7 °С, июля +18,4 °С.

Территория находится в зоне достаточного увлажнения: среднегодовое количество осадков – в пределах 560–580 мм, 60–70% которых выпадает в тёплое время года [9].

Исследуемый участок находится в окрестностях г. Кирово-Чепецка – центра химической промышленности Кировской области. На техногенной территории в долине р. Вятки в течение почти 50 лет ГСО складываются в открытое действующее хранилище отходов. Поскольку ГСО не относятся к опасным, то ими перекрывали и другие отходы. В результате на площади 4,35 га образовалась так называемая «гипсовая гора». Почвы на ней – разного возраста и представлены техногенными поверхностными образованиями, относимыми к Техносолям (Technosols) в соответствии с World Reference Base for Soil Resources (WRB). В соответствии с классификацией почв техногенных ландшафтов, разработанной в Институте почвоведения и агрохимии Сибирского отделения РАН, на поверхности исследуемого участка сформировались инициальные и органо-аккумулятивные эмбриозёмы [10].

Образцы отбирали на склоне западной экспозиции с уклоном около 10–15° на старой части гипсовой горы, заросшей древесной растительностью: клёном ясенелистным, берёзой бородавчатой, осинкой, ивой. Напочвенный покров представлен куртинами мха, единичными растениями полыни обыкновенной и подмаренника, проективное покрытие не превышает 25%.

Почвообразующий субстрат – техногенные отходы – отличается высокой плотностью и пространственной неоднородностью. Вследствие этого образцы отбирали с небольшой площади (около 3 м²). Рыхлая масса по мощности не превышала 10–20 см. Отбор почвенных проб для изучения альгофлоры и бактериального сообщества проведён в 2024 г. с глубин 0–2 (1), 2–5 (2) и 10–20 см (3), средние образцы каждого слоя составляли из пяти индивидуальных проб.

В качестве условного фона, характеризующего данную территорию в природно-экологическом отношении, был выбран участок в долине р. Вятки на ненарушенной территории луга, примыкающей к хранилищам отхода, и периодически затапливаемой в паводок. Условность сравнения обусловлена тем, что гипсосодержащий субстрат не имеет природных аналогов среди местных почвообразующих пород, кроме того, вся территория подвержена воздействию выбросов предприятий г. Кирово-Чепецка, а аллювиальные

почвы (Фон) – ещё и влиянию загрязнённых, преимущественно соединениями азота, поверхностных и подземных вод [11]. Но, как известно, отвалы, образующиеся после добычи полезных ископаемых, промышленной переработки естественных материалов и размещения техногенных отходов, представляют собой деградированные ландшафты, которые не имеют эталонных природных экосистем [12]. Смешанный образец аллювиальной дерновой легкоуглинистой почвы (Fluvisols) был составлен из пяти индивидуальных проб, отобранных с глубины 0–5 см.

Методы исследования – общепринятые: валовой химический состав образцов определяли методами масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка). Водородный показатель pH водной вытяжки из почв и субстратов определяли в соответствии с ГОСТ 26423-85, содержание органического вещества – по ГОСТ 26213-2021.

Видовой состав альгофлоры изучали методом прямого микроскопирования почвы и постановкой чашечных культур со стёклами обростания.

Анализ прокариотных почвенных сообществ был проведён с помощью высокопроизводительного секвенирования в Центре коллективного пользования «Геномные технологии, протеомика и клеточная биология» ФГБНУ ВНИИСХМ (Санкт-Петербург, г. Пушкин). Выделение и очистку ДНК осуществляли в соответствии с методикой, разработанной во ВНИИСХМ. Индексированные библиотеки гена 16S рНК готовили на переменный участок гена V4 методом ПЦП с использованием праймеров Ferier_F515 GTGCCAGCMGCCGCGGTAA и Ferier_R806 GGACTACVSGGGTATCTAAT. Подготовку образцов и секвенирование выполняли на приборе Illumina MiSeq (Illumina, США) в соответствии с рекомендациями производителя. Получали не менее 20 000 прочтений для каждой библиотеки.

Биоинформатическая обработка полученных данных выполнена при помощи программного обеспечения Illumina и программного пакета Quantitative Insights Into Microbial Ecology – QIIME 2 [13]. Классификацию репрезентативных последовательностей по таксонам с восстановлением исходных флотипов (ASV, Amplicon sequence variant) и

дальнейшей таксономической классификации полученных ASV проводили, используя базу нуклеотидных последовательностей SILVA, версия 138.2 (обновление от 15.07.2024).

Для оценки филогенетического разнообразия прокариотного компонента почвенных сообществ при помощи того же алгоритма QIIME2 рассчитаны индексы альфа-разнообразия: Шеннона, Фишера, Пиелу и Симпсона [14], а также общее видовое богатство (по количеству обнаруженных таксонов). Для анализа бета-разнообразия (оценки процента сходств/различий между микробиомами) использовали метод Weighted Unifrac.

По результатам оценки филогенетического разнообразия прогнозировали экологические функции бактериальных и архейных таксонов, с использованием программного комплекса FAPROTAX [15]. В работе с базой данных (распределение таксонов в соответствии с экологическими функциями) руководствовались инструкцией, размещённой в свободном доступе по адресу <http://www.loucalab.com/archive/FAPROTAX>.

Результаты и обсуждение

Физико-химические свойства образцов.

Анализ почвы на техногенной территории в

окрестностях хранилищ отходов химических предприятий показал, что процессы выветривания и начального почвообразования на отвале ГСО привели к разрыхлению плотных отходов и формированию слабо развитого профиля с выраженным накоплением органического вещества (26,6%) в верхнем слое (0–2 см), которое превышало $S_{орг}$ контрольной аллювиальной почвы (12,9%) (табл. 1). Водородный показатель эмбриозёма был нейтральным/слабощелочным (рН 7,2–7,6), тогда как рН контрольной почвы – кислым (4,9). Содержание оксидов железа и алюминия было более высоким в фоновой почве. Эмбриозём отличался более низким содержанием калия, тогда как по содержанию фосфора различия между ним и фоновой почвой были незначительными. Наиболее существенно различались между собой сравниваемые почвы по содержанию оксида кальция и серы: в фоновой почве луга эти показатели соответствовали значениям, характерным для аллювиальных почв [16], в эмбриозёме на ГСО – были выше более чем на порядок. Процесс растворения гипса выразился снижением содержания кальция и серы в валовом составе верхнего слоя почвы, изменении отношения кальция к сере, обусловленном поглощением высвобождающегося иона кальция органическим веществом и, возмож-

Таблица 1 / Table 1

Состав и свойства исследуемых почв / Content and properties of the studied soils

Образец Sample	Глубина отбора, см Sampling depth, cm	рН вод. pH water	Органическое вещество, % Organic matter, %	Валовой состав, % / Gross composition, %									
				Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na ₂ O	MnO	TiO ₂	S _{общ} S _{total}
1	0–2	7,2±0,1	26,6±2,7	2,6	1,4	19,3	0,65	0,43	0,32	0,16	0,039	0,11	2,4
2	2–5	7,3±0,1	11,2±1,1	1,3	0,65	29,4	0,25	0,18	0,15	0,073	0,016	0,052	10,0
3	10–20	7,6±0,1	1,64±0,33	0,35	0,18	28,3	0,093	0,048	0,039	0,021	0,004	0,013	13,1
Фон Back-ground	0–10	4,9±0,1	12,9±1,3	13,6	7,5	0,61	0,72	0,22	1,2	0,76	0,24	0,64	0,043

Таблица 2 / Table 2

Содержание нормируемых в почвах веществ, мг/кг / The content of substances standardized in soils, mg/kg

Элемент Element	Образец / Sample			Фон Background	ПДК (ОДК) МПК (ААС)
	1	2	3		
V	27,7	13,6	4,5	167	150
Ni	40,9	24,1	13,4	88,6	20–40–80
Cu	30,3	16,2	6,4	45,8	33–66–132
Zn	116	38,0	15,9	92,8	55–110–220
As	2,9	1,7	< ПО	11,1	2–5–10
Sr	275	200	109	374	118*
Cd	0,68	0,21	0,072	0,26	0,5–1–2
Sb	1,4	0,66	0,26	1,0	4,5
Hg	3,6	0,88	0,20	0,1	2,1

Примечание: * – региональный фон / Note: * is a regional background.

но, образованием карбонатов. Как и следовало ожидать, максимальные различия между молодым эмбриозёмом и зрелой почвой, взятой в качестве условного природно-антропогенного фона, проявились в нижней части рыхлой толщи гипсового отхода. В верхнем слое эмбриозёма концентрации кальция и серы резко снижались, а содержание остальных веществ – возрастало, приближаясь к значениям, характерным для верхних горизонтов почв на алюмосиликатных породах.

Поскольку вся территория находится в зоне влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка, накопление в почвах ряда тяжёлых металлов (ТМ): стронция, цинка, никеля и мышьяка – в концентрациях близких или даже превышающих нормативные значения вполне закономерно. Более высоким суммарным содержанием ТМ по сравнению с формирующимся эмбриозёмом характеризовалась условно фоновая почва (табл. 2).

Однако уровень загрязнения, согласно СанПиН 1.2.3685-21, оценивался как допустимый. Вероятно, обогащение верхних слоёв формирующейся на отходах почвы такими активными носителями поглотительной способности, как несиликатные соединения железа и алюминия и органическое вещество, обусловили аккумулятивное распределение микроэлементов (в том числе и ТМ) по профилю.

Почва условного фона в большей степени обеспечена азотом, поскольку подвержена периодическому затоплению полыми водами из ближайших пойменных озёр, в которых содержание иона аммония даже после паводка в среднем составляло 7,5 г/л [17].

Альгоцианофлора эмбриозёмов. Генетическую сущность инициального почвообразования в нарушенных ландшафтах составляют процессы, тесно связанные с накоплением органического вещества [18]. Процесс биологического освоения свежих безжизненных отвалов начинается с поселения водорослей и цианобактерий. На техногенные субстраты они заносятся с пылью с близлежащих территорий и в результате жизнедеятельности создают первичное органическое вещество, обеспечивают изменение среды, ведущее к формированию почвы.

На формирующихся почвах гипсовых отвалов и условно фоновом участке видовое разнообразие почвенных микрофототрофов представлено цианобактериями (ЦБ), зелёными и диатомовыми водорослями. Было выявлено 24 вида, в том числе: Cyanobacteria – 9; Chlorophyta – 11; Bacillariophyta – 4.

В изучаемых пробах не были обнаружены охрофитовые водоросли, чувствительные к техногенной нагрузке и сезону отбора проб. В почве фоновом участка выявлено 16, в почве участка на гипсовой горе – 19 видов микрофототрофов.

В целом видовой состав микрофототрофов формирующейся почвы характерен для природных почв региона. По количеству видов преобладают зелёные водоросли. Во всех пробах выявлены виды зелёных водорослей *Chlamydomonas gloeogama*, *Chlorococcum infusionum*, *Chlorella vulgaris*, *Stichococcus minor* (табл. 3). Данные виды проявляют достаточно высокую толерантность к техногенной нагрузке.

В исследуемых образцах отмечено 9 видов ЦБ. Цианобактерии заселяют почвы, длительное время не подвергающиеся обработке, с бедным растительным покровом. Широкое распространение ЦБ обусловлено их необычайными способностями быстро размножаться и заселять новые экологические ниши, свободно переносить засуху и избыток инсоляции, засоленность, вступать в ассоциации с другими микроорганизмами. Цианобактерии принимают участие в накоплении органических веществ и азота, разрушении минеральных субстратов, распределении и аккумуляции различных элементов [19, 20]. Благодаря фототрофии и способности к фиксации молекулярного азота, они являются наиболее вероятными первопоселенцами, в первую очередь, за счёт азотфиксирующих видов. В то же время, высокие концентрации азота полностью подавляют азотфиксацию.

Главным отличием состава альгоцианофлоры эмбриозёма от фоновой почвы является присутствие азотфиксирующих ЦБ (*Nostoc paludosum*, *N. punctiforme*, *N. linckia*). Эти виды не выявлены в условно фоновой почве, характеризующейся высокой обеспеченностью соединениями азота вследствие периодического затопления луга в паводок водами пойменных озёр, загрязнёнными ионами азотной группы. В почве фона преобладали безгетероцистные ЦБ рода *Phormidium*. Во всех почвенных пробах отмечена безгетероцистная ЦБ *Leptolyngbya angustissima*.

Существенное влияние на ЦБ оказывает реакция почвы, они лучше растут на нейтральных и слабощелочных почвах. Подобные условия (рН 7,2–7,6) характерны для ГСО. Эти организмы не ограничиваются поверхностью почвы, а в той или иной степени проникают вглубь. В эмбриозёме «гипсовой горы» ЦБ

Таблица 3 / Table 3

Видовое разнообразие альгоцианофлоры субстратов / Species diversity of algalcyanoflora of substrates

№	Отдел и виды / Division and Species	Фон Background	Образцы / Samples		
			1	2	3
Cyanobacteria					
1	<i>Nostoc linckia</i> (Roth) Born. et Flah. f. <i>linckia</i>	–	+	–	–
2	<i>Nostoc paludosum</i> Kütz.	–	+	+	+
3	<i>Nostoc punctiforme</i> (Kütz.) Hariot	–	+	–	+
4	<i>Leptolyngbya angustissima</i> (W. et G.S. West) Anagn. et Kom.	+	+	+	+
5	<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Rabenh. et Gom.) Anagn. et Kom.	–	–	+	+
6	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom	+	–	–	–
7	<i>Phormidium boryanum</i> Kütz.	+	–	–	–
8	<i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.	+	–	–	–
9	<i>Phormidium inundatum</i> Kütz.	+	–	–	–
Всего / Total Cyanobacteria		5	4	3	4
Chlorophyta					
10	<i>Chlamydomonas gloeogama</i> Korsch. in Pasch. var. <i>gloeogama</i>	+	+	+	+
11	<i>Chlamydomonas gelatinosa</i> Korsch. in Pascher	–	+	+	–
12	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer. var. <i>vulgaris</i>	+	+	+	+
13	<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Menegh.	+	+	+	+
14	<i>Cosmarium</i> sp.	–	–	–	+
15	<i>Follicularia paradoxalis</i> Miller	+	–	–	–
16	<i>Klebsormidium flaccidum</i> (Kütz.) Silva et al.	+	+	–	+
17	<i>Klebsormidium nitens</i> (Menegh. in Kütz.) Lokh.	–	–	–	+
18	<i>Pseudococcomyxa simplex</i> (Mainx) Fott	+	–	+	+
19	<i>Stichococcus minor</i> Näg.	+	+	+	+
20	<i>Tetracystis aggregata</i> Brown et Bold	+	–	–	+
Всего / Total Chlorophyta		8	6	6	9
Bacillariophyta					
21	<i>Luticola nivalis</i> Mann in Round et al.	–	+	–	–
22	<i>Luticola mutica</i> (Kütz.) D.G.Mann	+	+	+	+
23	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. in Cleve et Grun.	+	+	–	–
24	<i>Pinnularia intermedia</i> Lagerst.	+	+	–	–
Всего / Total Bacillariophyta		3	4	1	1
Итого / Total		16	14	10	14

Примечание: «+» – вид обнаружен, «–» – вид не обнаружен.
Note: “+” – the species is detected, “–” – the species is not detected.

Таблица 4 / Table 4

Коэффициент флористического сходства Жаккара почвы фонового участка и отдельных слоёв эмбриозема на ГСО, % / The Jacquard's coefficient of the soil of the background site and the individual layers of the embryozem on the gypsum-containing waste, %

Образцы / Samples	Фон / Background	1	2	3
Фон / Background	–	55,5	33,3	42,8
1	55,5	–	58,8	45,0
2	33,3	58,8	–	62,5
3	42,8	45,0	62,5	–

Примечание: прочерк означает, что коэффициент не может быть рассчитан.
Note: A dash means that the coefficient cannot be calculated.

Таблица 5 / Table 5

Разнообразие и таксономическое богатство прокариот в образцах эмбриозёма и фоновой почвы
Prokaryotes diversity and taxonomic richness in samples of embryozem and background soil

Образцы Samples	Индексы разнообразия Diversity indexes			Индекс Фишера Fisher Index	Индекс Пиелу Pielu Index	Выявленные таксоны (богатство) Identified taxa
	Шеннона Shannon	Симпсона Simpson	ЧАО 1 Cao			
1	7,4	0,993	231	42,0	0,944	231
2	7,7	0,995	290	53,3	0,957	290
3	8,0	0,996	343	71,2	0,962	343
Фон Background	4,6	0,948	39	6,4	0,869	39

встречаются в пределах всей рыхлой толщи (табл. 3).

Диатомовые водоросли (Bacillariophyta) представлены в эмбриозёме видами, наиболее распространёнными в поверхностных слоях почв, а диатомея *Luticola mutica* встречалась во всех исследуемых пробах.

Результаты сравнения альгоцианофлор на исследуемых участках с помощью коэффициента флористического сходства Жаккара приведены в таблице 4. С его помощью выявлено умеренное сходство видового состава почвенных микрофототрофов фоновой участка и поверхностного слоя «гипсовой горы» (55,5%). Сходство между собой отдельных слоёв формирующегося на техногенных отходах эмбриозёма оценивалось по этому показателю чуть выше – 58,8–62,5%. Формирование видового состава микрофототрофного ценоза эмбриозёма на ГСО идёт, таким образом, в соответствии с классической схемой [19].

Прокариотный компонент почвенного микробиома. Анализ альфа- и бета-разнообразия. Наименьшее филогенетическое и видовое (количество ASV) богатство было определено в прокариотном сообществе зрелой почвы условного фона, что обусловлено совокупностью физико-химических почвенных факторов, главенствующим из которых явилась, очевидно, кислая реакция среды, обуславливающая ряд неблагоприятных свойств, например, увеличение подвижности и токсичность ТМ. Известно, что численность и разнообразие бактерий в кислых средах как естественного, так и антропогенного происхождения, значительно ниже, чем в средах с нейтральными значениями pH [21, 22]. Тяжёлые металлы, такие как V, Ni, Cd, As, Zn, Cr и Sr, зачастую оказывают на живые организмы токсичное действие. На фоне загрязнения ТМ отмечались существенные изменения в микробном разнообразии и структуре [23], а также сокращение микробного богатства почв [24, 25].

В микробиоме формирующейся молодой почвы (эмбриозёма) выявлено незначительное сокращение разнообразия и выравненности (согласно значениям индекса Шеннона) в верхнем слое (0–2 см), подверженном внешней эмиссии загрязняющих веществ, по сравнению с более глубоко залегающей толщиной субстрата (табл. 5).

Сопоставление данных по разнообразию прокариот с послонным содержанием ТМ в эмбриозёме (табл. 2) указывает, что относительное накопление таких токсичных элементов, как Sr, Zn, Hg, может быть причиной более низкого видового богатства в поверхностном слое формирующейся почвы.

Многомерное шкалирование бета-разнообразия привело к разделению образцов по двум кластерам – почву условного фона и послонно отобранные образцы эмбриозёма (рис. 1).

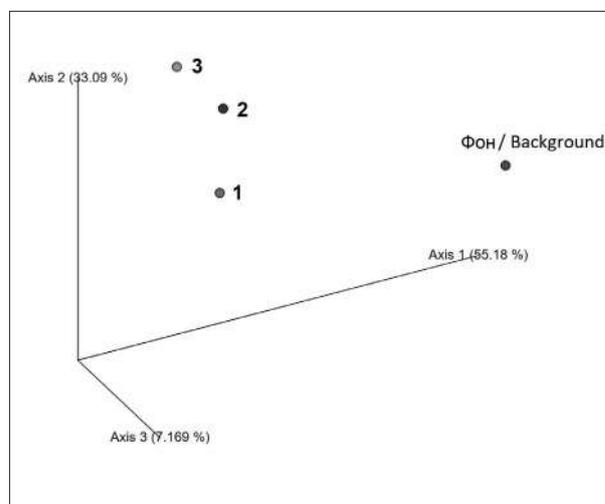


Рис. 1. Ординация почвенных прокариотных сообществ Техносоли (1, 2, 3) и природной фоновой почвы (Фон), выполненная методом Weighted Unifrac / **Fig. 1.** Ordination of soil prokaryotic communities of Technosol (1, 2, 3) and natural background soil (Background), performed by Weighted Unifrac method

Таким образом, специфический характер субстрата – ГСО химического предприятия – следует рассматривать как существенный фактор формирования почвенного микробиома на техногенной территории.

Анализ состава прокариотного сообщества. При анализе таксономической структуры микробиома в почвенных образцах обнаружено 12 бактериальных и 1 архейный филум, которые составили в совокупности около 66% от всего числа классифицированных в работе ASV. Основные доминанты бактериальных сообществ эмбриозёма и фоновой аллювиальной почвы на уровне филума были одинаковы – *Proteobacteria* (в среднем 28,6%) и *Actinobacteria* (17,4%). На долю *Verrucomicrobia*, *Acidobacteria* и *Bacteroidetes* пришлось в среднем по 3–6% от общего числа классифицированных последовательностей. Доля ASV, отнесённых к другим филумам, в почвах техногенного ландшафта не превышала 2% (рис. 2, см. цв. вкладку V).

В отличие от зрелой почвы фонового участка, в микробиоме эмбриозёма обнаружены, в качестве минорных, представители *Chloroflexi* (1%), *Cyanobacteria* (0,3–0,4%) и *Firmicutes* (0,1%). Наличие *Chloroflexi* в эмбриозёме на ГСО согласуется с данными об их выявлении в микробиоме эмбриозёма зольного гидроотвала в Западной Сибири [6]. Хотя представители *Chloroflexi* отличаются разнообразием фенотипов [26], среди них описаны аноксигенные фототрофы, которые, подобно *Cyanobacteria*, могут иметь селективное преимущество при зарастании техногенных сред, благодаря способу питания.

Представители архейного филума *Crenarcheota* обнаружены в кислой почве фонового участка (0,7%) и поверхностном слое (0–2 см) эмбриозёма (0,1%) – т. е. в тех экологических нишах, которые в данном исследовании характеризовались наиболее низкими значениями pH и высокими показателями полиметаллического загрязнения (табл. 2). Ранее сообщалось о выделении устойчивых к цветным металлам штаммов архей из экстремально кислых местообитаний [27].

Эмбриозём превосходил фоновую почву также по относительному обилию *Bacteroidetes*. Представители филума *Bacteroidetes* участвуют в процессах минерализации растительных остатков [7], что может объяснить сокращение их долевого участия в нижних слоях по сравнению с дневной поверхностью (0–2 см) формирующегося на отвале ГСО эмбриозёма.

Эмбриозём значительно уступал зрелой фоновой почве по относительному обилию *Verrucomicrobia*, в частности, слабо изученного рода «*Candidatus Udaeobacter*» (18,2%). Эти аэробные гетеротрофы характеризуются множественной ауксотрофией и имеют редуцированный геном, что указывает на направленность их эволюции в сторону минимизации клеточной архитектуры. Возможно, это помогает им в освоении почвенной среды [28]. Некоторые исследователи связывают обилие представителей *Verrucomicrobia* с корнями растений, поэтому их присутствие среди доминантов ненарушенного луга экофизиологически выглядит также вполне обоснованным.

Прокариотное сообщество эмбриозёма на ГСО существенно отличалось от такового в ненарушенной аллювиальной почве и на более низких таксономических уровнях. Так, в эмбриозёме среди протеобактерий доминировали классы *Alphaproteobacteria*, представленные порядками *Caulobacterales*, *Azospirillales* и *Dongiales*, и *Gammaproteobacteria*, представленные порядками *Xanthomonadales*, *Pseudomonadales* и *Steroidobacterales*, тогда как в микробиоме зрелой почвы доминантные позиции занимали протеобактерии, отнесённые к порядкам *Rhizobiales*, *Burkholderiales* и семейству *Acetobacteraceae*.

Актинобактерии в микробиомах той и другой почвы представляли неидентифицированные виды семейств *Micromonosporaceae*, *Nocardioideaceae*, *Streptomyetaceae*, рода *Gaiella*. Последовательности, атрибутированные с семействами *Ilumatobacteraceae*, *Microbacteriaceae*, *Streptosporangiaceae*, *Geodermatophilaceae*, выявлены исключительно в толще формирующегося на ГСО эмбриозёма. Микробиом почвы фонового участка отличался от него более высоким (в 3–5 раз) относительным обилием родов *Dactylosporangium*, *Nocardioides*, *Pseudonocardia*.

Сравнение таксономического состава микробиомов молодой и зрелой почв техногенного ландшафта с помощью диаграммы Вейна показало, что общими для них являются всего 19 родов (рис. 3, см. цв. вкладку V).

Наименьшим количеством уникальных таксонов (4 рода) характеризовалась почва условного фона. Микробиомы, дифференцированные по слоям эмбриозёма, имели в своём составе гораздо большее количество общих родов – от 62 до 73, а самое большое число уникальных родов (24) было обнаружено на глубине 10–20 см формирующейся на ГСО почвы. Согласно представлениям о коровом

**И. Г. Широких, Е. В. Дабах, Л. В. Кондакова,
Н. А. Боков, Т. Я. Ашихмина «Почвенный микробиом эмбриозёма
на гипсосодержащих отходах химического производства». С. 200.**

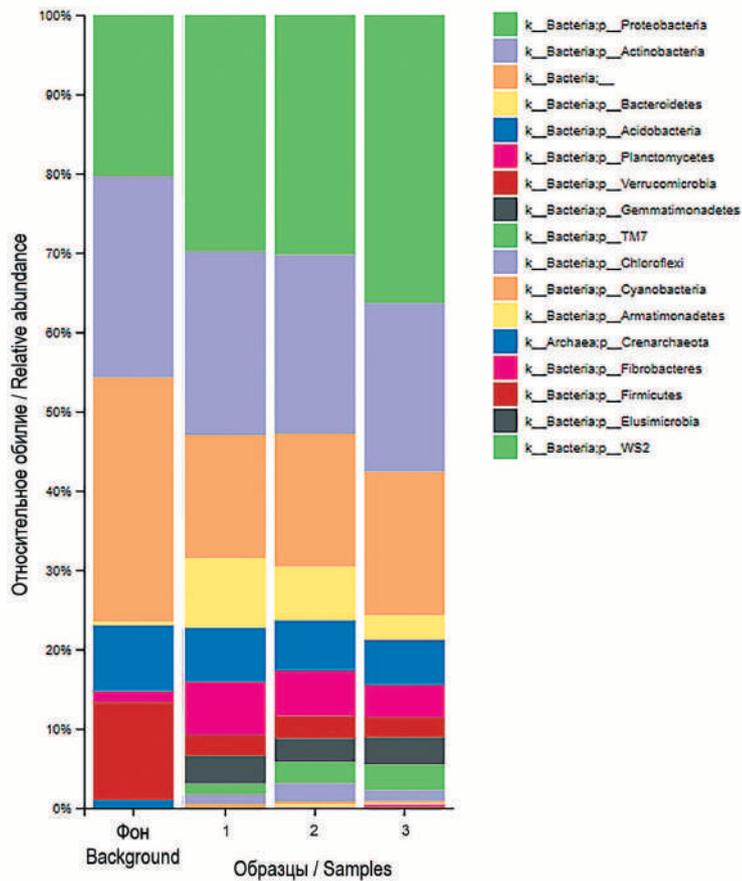


Рис. 2. Структура микробных сообществ изучаемых почв на уровне филумов
Fig. 2. The structure of microbial communities of the studied soils at the phylum level

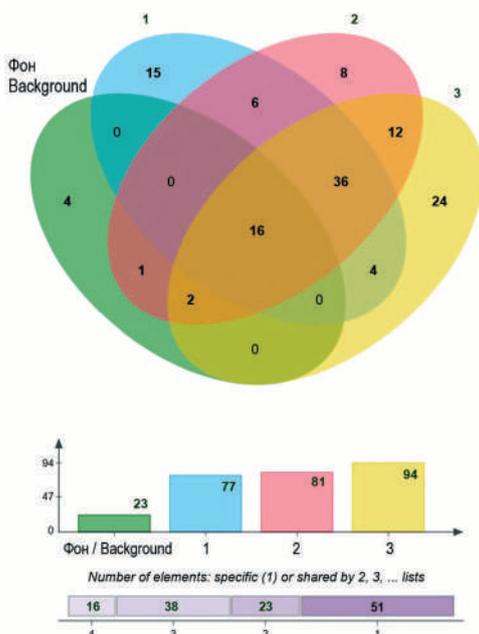


Рис. 3. Диаграмма Венна, отображающая число общих и уникальных родов прокариотов в образцах эмбриозёма и зрелой почвы условного фона

Fig. 3. Venn diagram showing the number of common and unique genera of prokaryotes in samples of embryozem and mature soil of a conditional background

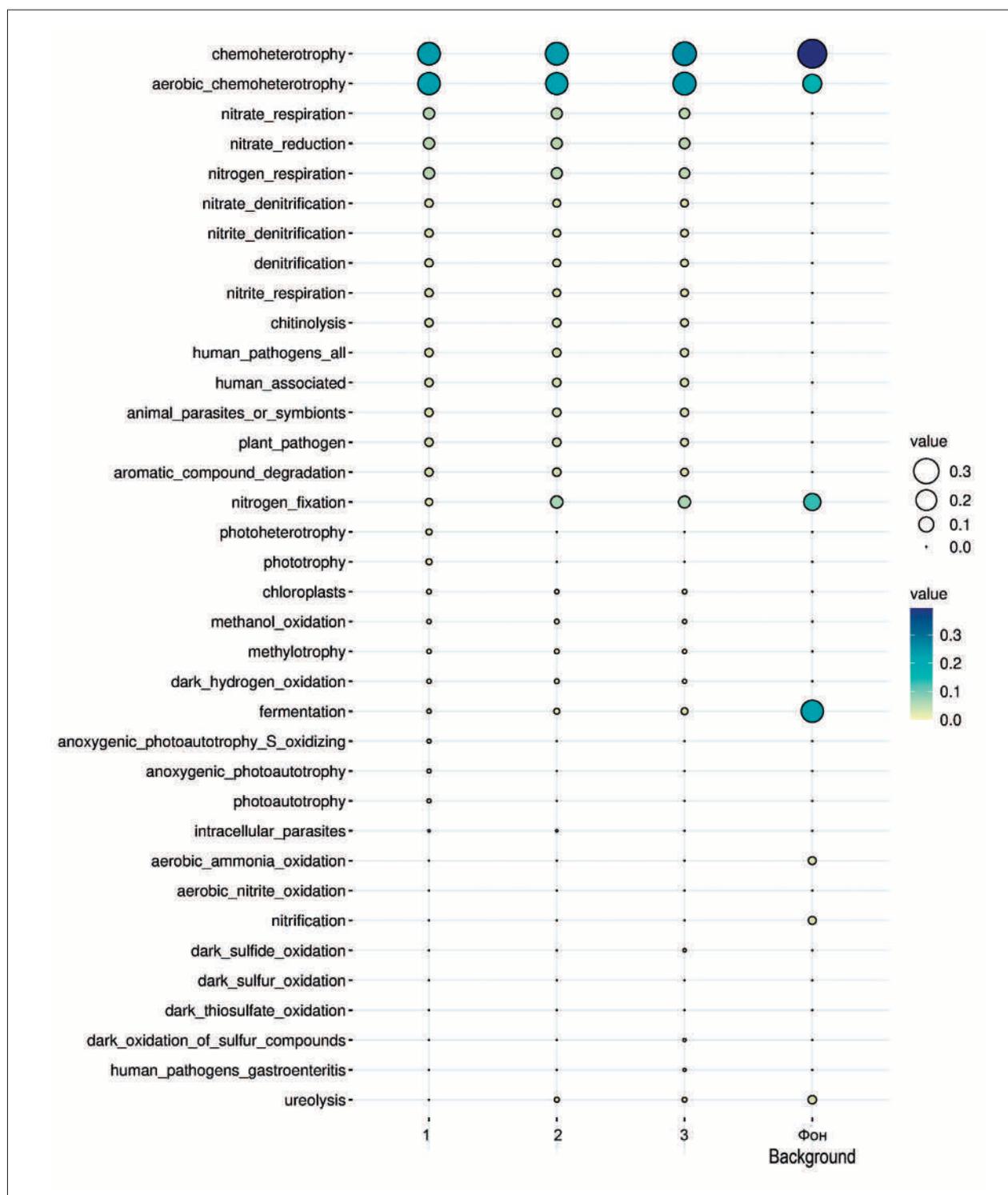


Рис. 4. Относительная численность основных трофических групп бактерий, прогнозируемых на основе предсказанных FAPROTAX результатов
Fig. 4. The relative abundance of the main trophic groups of bacteria predicted on the FAPROTAX results

и аксессуарном компонентах микробных сообществ [29], уникальные таксоны (аксессуарный компонент) определяют экологическую пластичность микробиома и связаны с условиями окружающей среды в большей степени, чем таксоны корового компонента, который в большинстве почв имеет сходный состав. Соответственно, микробиом эмбриозёма, формирующегося при самозаращении отвала ГСО, можно рассматривать как экологически более пластичный, чем микробиом зрелой почвы на прилегающей территории.

Прогноз экологических функций прокариотов. Таксономические профили микробиомов эмбриозёма и зрелой почвы, полученные путём секвенирования фрагмента гена 16S рРНК, с помощью инструмента FAPROTAX были преобразованы в предполагаемые функциональные профили прокариотных сообществ. На основе полученной информации о рибосомальных генах программой был сделан прогноз о наличии в них микроорганизмов, осуществляющих те или иные биогеохимические процессы. Каждому из микробиомов соответствовал индивидуальный спектр экологически значимых функций, представленных на рисунке 4 (см. цв. вкладку VI).

Данные по ASV, полученные для почвенных прокариот исследуемой техногенной территории, были разделены в общей сложности на 36 функциональных групп по метаболическим или другим экологически значимым функциям, включая трансформацию соединений углерода, азота и другие процессы биогеохимического цикла. Во всех исследованных микробиомах наиболее распространённой функцией предсказуемо оказалась хемогетеротрофия, в первую очередь аэробная, а в фоновой почве – также анаэробная ферментация – брожение. В эмбриозёме бродильщики были представлены в меньшем количестве.

По спектру предсказанных FAPROTAX функций микробиомы эмбриозёма в целом превосходили микробиом фоновой почвы. В последнем, из числа функций, спрогнозированных для молодой почвы, не были выявлены нитратное, нитритное и азотное дыхание, нитратредукция, восстановление нитритов и нитратов в ходе денитрификации, хитинолиз, деградация ароматических соединений, окисление метанола, метилотрофия, окисление водорода, фототрофия, в т. ч. аноксигенная, фотогетеротрофия. Вместе с тем, в отличие от формирующегося на отвале ГСО эмбриозёма, в микробиоме зрелой почвы были спрогнозированы аэробное окисление аммо-

ния и нитрификация, а также более высокая численность азотфиксаторов.

Микробиомы, присущие различным по глубине слоям эмбриозёма, между собой различались по наличию в них таких трофических групп как диссимиляционные сульфатредукторы и уролитики, а также по наличию внутриклеточных паразитов и возбудителей гастроэнтеритов человека.

Заключение

Таким образом, начальное почвообразование на неопасных ГСО сопровождается в таёжно-лесной зоне изменением химического состава и свойств субстрата: формированием органоминерального слоя с высоким содержанием органического вещества и более низким значением pH по сравнению с нижележащей толщей. Эмбриозёмы на отходах, как и фоновые почвы на техногенной территории, характеризуются превышением нормативных значений по ряду показателей, что определённым образом отразилось на составе и структуре почвенного микробиома.

В первичном почвообразовании активное участие принимают фототрофные микроорганизмы: ЦБ и водоросли. Присутствие азотфиксирующих ЦБ (*Nostoc paludosum*, *N. punctiforme*, *N. linckia*) в эмбриозёме, в отличие от условно фоновых почв пойменного луга, примыкающего к хранилищам отходов, указывает на вовлечение ГСО в биологический круговорот, создание более благоприятной почвенной среды для других организмов.

За период самозаращения участка «гипсовой горы» в формирующемся эмбриозёме развился богатый видами микробиом, выравненный по структуре, и уже на этом раннем этапе педогенеза близкий по составу на уровне филумов к таковому в фоновой почве под ненарушенным лугом, расположенным по соседству с отвалом ГСО. В бактериальном комплексе молодого эмбриозёма доминирует специфичный комплекс бактерий (*Chloroflexi*, *Cyanobacteria*, *Firmicutes*, *Ilumatobacteraceae*, *Microbacteriaceae* *Streptosporangiaceae*, *Geodermatophilaceae* и др.), осуществляющих выветривание педогенного субстрата. В формирующейся молодой почве обнаружены бактерии, использующие соединения азота и серы в энергетическом метаболизме. Присутствие азотфиксаторов (*Bradyrhizobium*, *Rhizobiales*, *Cyanobacteria*), денитрификаторов (*Reyranella*) свидетельствует о становлении процессов трансформации азота уже на ран-

них стадиях почвообразования в ходе спонтанного самозарастания отвала ГСО. Вместе с тем, выполненный на основании полученных в работе таксономических данных прогноз экологических функций формирующегося на ГСО микробиома показал его большую экологическую пластичность в сравнении с микробиомом зрелой почвы на прилегающей территории, также подверженной техногенному воздействию.

Полученная информация о составе и структуре почвенного микробиома на первых этапах педогенеза вносит вклад в понимание факторов, способствующих почвообразованию, а также будет полезна при разработке путей и методов рекультивации отвалов ГСО.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка состояния трансформированных экосистем подзоны южной тайги, методические подходы к их биоремедиации», номер государственной регистрации в ЕГИСУ № 125021402208-5.

Литература

1. Волюнкина Е.П. Анализ состояния и проблем переработки техногенных отходов в России // Вестник Сибирского государственного индустриального университета. 2017. № 2. С. 43–49.
2. Поспехов Г.Б., Изотова В.А., Василенко Т.А., Лукина Е.С., Дука А.А. Сравнительный анализ температурных режимов определения влажности гипсосодержащих материалов // Труды РАНМИ. 2025. № 6. С. 7–25.
3. Пашкевич М.А., Данилов А.С. Экологическая безопасность и устойчивое развитие // Записки Горного института. 2023. Т. 260. С. 153–154.
4. Недбаев И.С., Цывкунова Н.В., Елсукова Е.Ю. Обзор российского и мирового опыта решения экологических проблем производства, хранения, переработки и использования фосфогипса // Вестник евразийской науки. 2022. Т. 14. № 4. Статья 10.
5. Полохин О.В., Пуртова Л.Н., Сибирина Л.А., Клышевская С.В. Сингенетичность почв и растительности техногенных ландшафтов юга Приморья // Естественные и технические науки. 2011. № 5. С. 164–166.
6. Наумова Н.Б., Беланов И.П., Аликина Т.Ю. Разнообразие бактериального ансамбля в эмбриоземе самозарастающего золоотвала // Почвы и окружающая среда. 2019. Т. 2. № 3. С. 4.
7. Иванова Е.А., Першина Е.В., Карпова Д.В., Тхакахова А.К., Железова А.Д., Рогова О.Б., Семенов М.В., Стифеев А.И., Никитин Д.А., Колганова Т.В., Андронов Е.Е. Прокариотные сообщества почвогрунтов отвалов Курской магнитной аномалии // Экологическая генетика. 2020. Т. 18. № 3. С. 331–342. doi: 10.17816/ecogen17415

8. Abakumov E., Zverev A., Kichko A., Kimeklis A., Andronov E. Soil microbiome of different-aged stages of self-restoration of ecosystems on the mining heaps of limestone quarry (Elizavetino, Leningrad region) // Open Agriculture. 2021. V. 6. No. 1. P. 57–66. doi: 10.1515/ораг-2020-0206
9. География Кировской области. Атлас-книга / Под ред. Е.А. Колеватых, А.М. Прокашева, Г.А. Русских. Киров: Кир. обл. тип., 2015. 80 с.
10. Андроханов В.А., Куляпина Е.Д., Курачев В.М. Почвы техногенных ландшафтов: генезис и эволюция. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2004. 151 с.
11. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П., Скугорева С.Г., Адамович Т.А. Состояние природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2012. № 3. С. 9–15.
12. Gwenzi W. Rethinking restoration indicators and end-points for post-mining landscapes in light of novel ecosystems // Geoderma. 2021. V. 387. P. 114944. doi: 10.1016/j.geoderma.2021.114944
13. Bolyen E., Rideout J.R., Dillon M.R., Bokulich N.A., Abnet C.C., Al-Ghalith G.A., Alexander H., Alm E.J., Arumugam M., Asnicar F., Bai Y., Bisanz J.E., Bittinger K., Brejnrod A., Brislawn C.J., Brown C.T., Callahan B.J., Caraballo-Rodríguez A.M., Chase J., Cope E.K., Da Silva R., Diener C., Dorrestein P.C., Douglas G.M., Durall D.M., Duvall C., Edwardson C.F., Ernst M., Estaki M., Fouquier J., Gauglitz J.M., Gibbons S.M., Gibson D.L., Gonzalez A., Gorlick K., Guo J., Hillmann B., Holmes S., Holste H., Huttenhower C., Huttley G.A., Janssen S., Jarmusch A.K., Jiang L., Kaehler B.D., Kang K.B., Keefe C.R., Keim P., Kelley S.T., Knights D., Koester I., Kosciolk T., Kreps J., Langille M.G.I., Lee J., Ley R., Liu Y.-X., Loftfield E., Lozupone C., Maher M., Marotz C., Martin B.D., McDonald D., McIver L.J., Melnik A.V., Metcalf J.L., Morgan S.C., Morton J.T., Naimey A.T., Navas-Molina J.A., Nothias L.F., Orchanian S.B., Pearson T., Peoples S.L., Petras D., Preuss M.L., Priesse E., Rasmussen L.B., Rivers A., Robeson M.S. 2nd, Rosenthal P., Segata N., Shaffer M., Shiffer A., Sinha R., Song S.J., Spear J.R., Swafford A.D., Thompson L.R., Torres P.J., Trinh P., Tripathi A., Turnbaugh P.J., Ul-Hasan S., van der Hooft J.J.J., Vargas F., Vázquez-Baeza Y., Vogtman E., von Hippel M., Walters W., Wan Y., Wang M., Warren J., Weber K.C., Williamson C.H.D., Willis A.D., Xu Z.Z., Zaneveld J.R., Zhang Y., Zhu Q., Knight R. Caporaso J.G. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2 // Nat. Biotechnol. 2019. V. 37. P. 852–857. doi: 10.1038/s41587-019-0209-9
14. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.
15. Sansupa C., Wahdan S.F.M., Hossen S., Disayathanoowat T., Wubet T., Purahong W. Can we use functional annotation of prokaryotic taxa (FAPROTAX) to assign the ecological functions of soil bacteria? // Appl.

Sci. 2021. V. 11. No. 2. Article No. 688. doi: 10.3390/app11020688

16. Добровольский Г.В. Почвы речных пойм центра Русской равнины. М.: Изд-во МГУ, 2005. 293 с.

17. Ляхин Ю.С., Богомолов А.В., Ленихин А.П., Возняк А.А. Особенности формирования и масштаб диффузного загрязнения пойменных озёр в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса // Горное эхо. 2020. № 2. С. 3–10. doi: 10.7242/echo.2020.2.1

18. Максимова Е.Ю., Абакумов Е.В. Особенности почвообразования на карбонатных субстратах в пост-техногенных экосистемах северной тайги и лесостепи // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2011. Т. 13. № 5-1. С. 42–47.

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

20. Андreyuk E.I., Koshcheva Zh.P., Zalina V.V. Цианобактерии. Киев: Наукова думка, 1990. 200 с.

21. Alexander M. Effects of acidity on microorganisms and microbial processes in soil // Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems / Eds. T.C. Hutchinson, M. Navas. Boston, MA: Springer US, 1980. P. 363–374.

22. Широких А.А., Широких И.Г. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров: НИИСХ Северо-Востока, 2004. 320 с.

23. Oliveira A., Rampulha M.E. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics // J. Biosci. Bioeng. 2006. V. 102. No. 3. P. 157–161. doi: 10.1263/jbb.102.157

24. Gołębiewski M., Deja-Sikora E., Cichosz M., Tretyakova S., Hrynkiwicz K. 16S rDNA pyrosequencing analysis of bacterial community in heavy metals polluted soils // Microb. Ecol. 2014. V. 67. No. 3. P. 635–647. doi: 10.1007/s00248-013-0344-7

25. Колесников С.И., Ярославцев М.В., Спивакова Н.А., Азаренко Ю.А., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на биологические свойства горных чернозёмов юга России // Юг России: экология, развитие. 2012. Т. 7. № 2. С. 103–109.

26. Rappé M.S., Giovannoni S.J. The uncultured microbial majority // Annu. Rev. Microbiol. 2003. V. 57. P. 369–394. doi: 10.1146/annurev.micro.57.030502.090759

27. Булаев А.Г., Ерофеева Т.В., Лабырич М.В., Мельникова Е.А. Устойчивость к ионам тяжёлых металлов архей рода *Acidiplasma* // Микробиология. 2017. Т. 86. № 5. С. 578–585.

28. Brewer T.E., Handley K.M., Carini P., Gilbert J.A., Fierer N. Genome reduction in an abundant and ubiquitous soil bacterium '*Candidatus Udaeobacter copiosus*' // Nature Microbiology. 2017. V. 2. Article No. 16198. doi: 10.1038/nmicrobiol.2016.198

29. Кузнецова А.И., Иванова Е.А., Самылина О.С., Курбанова Ф.Г., Груздев Д.С., Канапацкий Т.А., Пименов Н.В. Прокариотные сообщества засоленных почв Приэльтонья в почвенной катене вдоль реки Хары //

Микробиология. 2020. Т. 89. № 6. С. 658–674. doi: 10.31857/S0026365620060117

References

1. Volynkina E.P. Analysis of the state and problems of technogenic waste processing in Russia // Vestnik Sibirskogo gosudarstvennogo industrialnogo universiteta. 2017. No. 2. P. 43–49 (in Russian).

2. Pospekhov G.B., Izotova V.A., Vasilenko T.A., Lukina E.S., Duka A.A. Comparative analysis of temperature regimes for determining the moisture content of gypsum-containing materials // Trudy RANIMI. 2025. No. 6. P. 7–25 (in Russian).

3. Pashkevich M.A., Danilov A.S. Ecological safety and sustainable development // Zapiski Gornogo instituta. 2023. V. 260. P. 153–154 (in Russian).

4. Nedbaev I.S., Tsyvkunova N.V., Yelsukova E.Yu. Review of Russian and world experience in solving environmental problems of production, storage, processing and use of phosphogypsum // Vestnik evraziyskoy nauki. 2022. V. 14. No. 4. Article No. 10 (in Russian).

5. Polokhin O.V., Purtova L.N., Sibirina L.A., Klyshevskaya S.V. Syngeneticity of soils and vegetation of technogenic landscapes in the south of Primorye // Estestvennye i tekhnicheskie nauki. 2011. No. 5. P. 164–166 (in Russian).

6. Naumova N.B., Belanov I.P., Alikina T.Yu. Diversity of the bacterial assemblage in the embryozem of a self-overgrowing ash dump // Pochvy i okruzhayushchaya sreda. 2019. V. 2. No. 3. P. 4 (in Russian).

7. Ivanova E.A., Pershina E.V., Karpova D.V., Tkhakakhova A.K., Zhelezova A.D., Rogova O.B., Semenov M.V., Stifeev A.I., Nikitin D.A., Kolganova T.V., Andronov E.E. Prokaryotic communities of soil grounds of the Kursk Magnetic Anomaly dumps // Ecological Genetics. 2020. V. 18. No. 3. P. 331–342. doi: 10.17816/ecogen17415 (in Russian).

8. Abakumov E., Zverev A., Kichko A., Kimeklis A., Andronov E. Soil microbiome of different-aged stages of self-restoration of ecosystems on the mining heaps of limestone quarry (Elizavetino, Leningrad region) // Open Agriculture. 2021. V. 6. No. 1. P. 57–66. doi: 10.1515/opag-2020-0206

9. Geography of the Kirov region. Atlas-book / Eds. E.A. Kolevatykh, A.M. Prokashchev, G.A. Russkikh. Kirov: Kir. obl. tip., 2015. 80 p. (in Russian).

10. Androkhanov V.A., Kulyapina E.D., Kurachev V.M. Soils of technogenic landscapes: Genesis and evolution. Novosibirsk: Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences Publ, 2004. 151 p. (in Russian).

11. Ashikhmina T.Ya., Dabakh E.V., Kantor G.Ya., Lemeshko A.P., Skugoreva S.G., Adamovich T.A. State of the natural complex in the zone of influence of the Kirovo-Chepetsk chemical plant // Vestnik instituta biologii Komi nauchnogo tsentra Uralskogo otdeleniya RAN. 2012. No. 3. P. 9–15 (in Russian).

12. Gwenzi W. Rethinking restoration indicators and end-points for post-mining landscapes in light of novel ecosystems // *Geoderma*. 2021. V. 387. Article No. 114944. doi: 10.1016/j.geoderma.2021.114944
13. Bolyen E., Rideout J.R., Dillon M.R., Bokulich N.A., Abnet C.C., Al-Ghalith G.A., Alexander H., Alm E.J., Arumugam M., Asnicar F., Bai Y., Bisanz J.E., Bittinger K., Brejnrod A., Brislawn C.J., Brown C.T., Callahan B.J., Caraballo-Rodriguez A.M., Chase J., Cope E.K., Da Silva R., Diener C., Dorrestein P.C., Douglas G.M., Durall D.M., Duvallet C., Edwardson C.F., Ernst M., Estaki M., Fouquier J., Gauglitz J.M., Gibbons S.M., Gibson D.L., Gonzalez A., Gorlick K., Guo J., Hillmann B., Holmes S., Holste H., Huttenhower C., Huttley G.A., Janssen S., Jarmusch A.K., Jiang L., Kaehler B.D., Kang K.B., Keefe C.R., Keim P., Kelley S.T., Knights D., Koester I., Kosciulek T., Kreps J., Langille M.G.I., Lee J., Ley R., Liu Y.-X., Loftfield E., Lopusone C., Maher M., Marotz C., Martin B.D., McDonald D., McIver L.J., Melnik A.V., Metcalf J.L., Morgan S.C., Morton J.T., Naimey A.T., Navas-Molina J.A., Nothias L.F., Orchanian S.B., Pearson T., Peoples S.L., Petras D., Preuss M.L., Priesse E., Rasmussen L.B., Rivers A., Robeson M.S. 2nd, Rosenthal P., Segata N., Shaffer M., Shiffer A., Sinha R., Song S.J., Spear J.R., Swafford A.D., Thompson L.R., Torres P.J., Trinh P., Tripathi A., Turnbaugh P.J., Ul-Hasan S., van der Hooft J.J.J., Vargas F., Vázquez-Baeza Y., Vogtmann E., von Hippel M., Walters W., Wan Y., Wang M., Warren J., Weber K.C., Williamson C.H.D., Willis A.D., Xu Z.Z., Zaneveld J.R., Zhang Y., Zhu Q., Knight R. Caporaso J.G. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2 // *Nat. Biotechnol.* 2019. V. 37. P. 852–857. doi: 10.1038/s41587-019-0209-9
14. Magurran E. Ecological diversity and its measurement. Moskva: Mir, 1992. 181 p. (in Russian).
15. Sansupa C., Wahdan S.F.M., Hossen S., Disayathanoowat T., Wubet T., Purahong W. Can we use functional annotation of prokaryotic taxa (FAPROTAX) to assign the ecological functions of soil bacteria? // *Appl. Sci.* 2021. V. 11. No. 2. Article No. 688. doi: 10.3390/app11020688
16. Dobrovolskiy G.V. Soils of river floodplains of the center of the Russian Plain. Moskva: MGU, 2005. 293 p. (in Russian).
17. Lyakhin Yu.S., Bogomolov A.V., Lepikhin A.P., Voznyak A.A. Features of formation and scale of diffuse pollution of floodplain lakes in the area of the Kirovo-Chepetsk industrial complex // *Gornoe ekho*. 2020. No. 2. P. 3–10 (in Russian). doi: 10.7242/echo.2020.2.1
18. Maksimova E.Yu., Abakumov E.V. Features of pedogenesis on carbonate substrates in post-technogenic ecosystems of the northern taiga and forest-steppe // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*. 2011. V. 13. No. 5–1. P. 42–47 (in Russian).
19. Shtina E.A., Gollerbach M.M. Ecology of soil algae. Moskva: Nauka, 1976. 143 p. (in Russian).
20. Andrejuk E.I., Kopteva Zh.P., Zanina V.V. Cyanobacteria. Kiev: Naukova dumka, 1990. 200 p. (in Russian).
21. Alexander M. Effects of acidity on microorganisms and microbial processes in soil // *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems* / Eds. T.C. Hutchinson, M. Havas. Boston, MA: Springer US, 1980. P. 363–374.
22. Shirokikh A.A., Shirokikh I.G. Microbial communities of acidic soils in the Kirov region. Kirov: NIISKh Severo-Vostoka, 2004. 320 p. (in Russian).
23. Oliveira A., Pampulha M.E. Effects of long-term heavy metal contamination on soil microbial characteristics // *J. Biosci. Bioeng.* 2006. V. 102. No. 3. P. 157–161. doi: 10.1263/jbb.102.157
24. Gołębiewski M., Deja-Sikora E., Cichosz M., Tretyakova S., Hryniewicz K. 16S rDNA pyrosequencing analysis of bacterial community in heavy metals polluted soils // *Microb. Ecol.* 2014. V. 67. No. 3. P. 635–647. doi: 10.1007/s00248-013-0344-7
25. Kolesnikov S.I., Yaroslavtsev M.V., Spivakova N.A., Azarenko Yu.A., Kazeev K.Sh. Influence of pollution by heavy metals on biological properties of mountain chernozems of the south of Russia // *Yug Rossii: ekologiya, razvitie*. 2012. V. 7. No. 2. P. 103–109 (in Russian).
26. Rappé M.S., Giovannoni S.J. The uncultured microbial majority // *Annu. Rev. Microbiol.* 2003. V. 57. P. 369–394. doi: 10.1146/annurev.micro.57.030502.090759
27. Bulaev A.G., Erofeeva T.V., Labyrich M.V., Melnikova E.A. Resistance to heavy metal ions of archaea of the genus *Acidiplasma* // *Microbiology*. 2017. V. 86. No. 5. P. 578–585 (in Russian).
28. Brewer T.E., Handley K.M., Carini P., Gilbert J.A., Fierer N. Genome reduction in an abundant and ubiquitous soil bacterium '*Candidatus Udaeobacter copiosus*' // *Nature Microbiology*. 2017. V. 2. Article No. 16198. doi: 10.1038/nmicrobiol.2016.198
29. Kuznetsova A.I., Ivanova E.A., Samylina O.S., Kurbanova F.G., Gruzdev D.S., Kanapatskiy T.A., Pimenov N.V. Prokaryotic communities in saline soils of the Lake Elton area in a soil catena along the Khara River // *Microbiology*. 2020. V. 89. No. 6. P. 658–674 (in Russian). doi: 10.31857/S0026365620060117

Менделеевская экологическая экспедиция держит курс на север

© 2025. Э. А. Крюкова, специалист отдела коммуникаций,
ФГУП «Федеральный экологический оператор»,
119017, Россия, г. Москва, ул. Пыжевский пер., д. 6,
e-mail: elvakryukova@rosfeo.ru

The Mendeleev Ecological Expedition is heading north

© 2025. E. A. Kryukova ORCID: 0009-0003-2005-0603
Federal State Unitary Enterprise “Federal Environmental Operator”,
6, Pyzhevskiy Lane, Moscow, Russia, 119017,
e-mail: elvakryukova@rosfeo.ru

С 20 по 26 августа 2025 г. прошла юбилейная Менделеевская экологическая экспедиция, стартовав в день 80-летия атомной промышленности. Более 80 участников, в число которых вошли школьники, научные руководители и студенты из образовательного проекта «Менделеевские классы», отправились изучать экосистемы Кольского полуострова (см. цв. вкладку VII). В этом году уже во второй раз к ребятам присоединились победители конкурса «Большая перемена» в треке «Сохраняй природу!».

В этом году в Менделеевскую экологическую экспедицию отправились участники из 8 регионов и 14 городов нашей большой страны: Москвы, Саратова, Кирова, Ижевска, Кургана, Обнинска, Нижнего Новгорода, Иркутска, Усолья-Сибирского, Дзержинска, Камбарки, Мирного, Михайловского, Щучья. Делегация от Кировской области отправилась в экспедицию уже в пятый раз.

Менделеевская экологическая экспедиция – результат совместной работы команды единомышленников. Инициатором и главным организатором проекта выступает Госкорпорация «Росатом». Проект разработан совместно с РХТУ им. Д.И. Менделеева и реализуется при поддержке ФГУП «ФЭО», АНО «Энергия Развития», сети Информационных центров по атомной энергии (ИЦАЭ) и ведущих вузов Федерального научно-образовательного консорциума «Передовые ЭкоТехнологии».

Проект «Менделеевские классы» проводится в регионах, где создаётся современная высокотехнологичная инфраструктура по переработке отходов I–II классов опасности. Обучающиеся углублённо изучают профиль-

ные предметы, имеющие ключевое значение для будущей профессии эколога: химию и математику. Программа направлена на обеспечение качественной предпрофессиональной подготовки и предусматривает бесшовный переход в системе школа – вуз – предприятие, что способствует формированию у ребят необходимых знаний и навыков для успешного профессионального становления.

В течение учебного года учащиеся разрабатывают собственные проекты по экологической тематике, затем представляют и защищают результаты своей работы. На практике полученные знания ученики применяют в ходе Менделеевских экологических экспедиций.

Госкорпорация «Росатом» реализует научно-исследовательскую программу «Менделеевская экологическая экспедиция» с 2021 г. Юные экологи уже изучили природу Байкала, Финского залива, Южного Урала, Камчатки и Заполярья, познакомились с объектами накопленного вреда окружающей среде, которые ликвидирует Госкорпорация «Росатом» и Федеральный экологический оператор, и объектами атомной промышленности. В ходе экспедиций школьники и студенты учатся проводить настоящие лабораторные исследования.

Менделеевская экологическая экспедиция направлена на популяризацию экологических профессий, развитие исследовательских навыков и формирование ответственного отношения к окружающей среде.

Главная задача проекта – показать участникам взаимосвязь всех элементов экосистемы и значимость научного подхода в вопросах экологии. В рамках экспедиции участники

V Менделеевская экологическая экспедиция



знакомятся с методами экологического мониторинга, проводят полевые исследования и лабораторные анализы.

Образовательная и исследовательская программа. Менделеевская экологическая экспедиция в 2025 г. стала юбилейной и прошла в Мурманской области. Участники провели комплекс лабораторных исследований. Ребятами были взяты пробы воды из различных источников: водоёма, загрязнённого производственными отходами, Териберской губы, Баренцева моря, а также с Северного полюса, которые были переданы «менделеевцам» участниками проекта Госкорпорации «Росатом» «Ледокол знаний».

Все образцы школьники и студенты исследовали по 22 показателям, включая физико-химические свойства, уровень загрязнения и состав растворённых веществ. Полученные данные были обработаны и проанализированы, а результаты оформлены в итоговую презентацию, в которой участники сравнили характеристики разных образцов и сделали выводы.

Важную роль в работе экспедиции сыграли педагоги и научные руководители, сопровождавшие исследовательскую деятельность школьников. Под их руководством участники осваивали методы проведения анализов и интерпретации полученных данных. Научное сопровождение обеспечивали специалисты ведущих российских вузов-партнёров проекта «Менделеевские классы». Среди них – профессор Вятского государственного университета Тамара Яковлевна Ашихмина и профессор Саратовского государственного технического университета им. Гагарина Ю.А. Елена Ивановна Тихомирова.

Северный маршрут. В течение шести дней «менделеевцы» активно исследовали Мурманскую область, посетив ключевые природные и промышленные объекты региона. Программа включала знакомство с арктической природой, исследование охраняемых территорий и посещение предприятий атомной отрасли.

Знакомство с природой началось с поездки в село Териберка. По пути участники узнали об особенностях северных ландшафтов, причинах низкорослости хвойных деревьев и разнообразии мхов. В Териберке ребята посетили основные достопримечательности – кладбище кораблей, песчаный пляж, самые большие ка-

чели в России и место, где установлен скелет кита. В природном парке «Териберка» они осмотрели пляж Яйца драконов, с которого открывается вид на Териберскую губу, и другие живописные участки побережья.

Особое впечатление оставил выход на лодках в открытое море, где участники наблюдали морских котиков, прибрежные скалы, маяк и небольшие водопады. Экспедиция позволила увидеть природу Арктики в её естественном виде и лучше понять особенности жизни в северных условиях.

Одним из ключевых пунктов программы стала поездка в Лапландский биосферный заповедник. Здесь участники познакомились с экосистемами заповедной территории, изучили виды растений, мхов и птиц, характерных для арктической зоны.

Помимо природных маршрутов, значительная часть программы была посвящена знакомству с объектами атомной отрасли, которые играют важную роль в развитии региона и обеспечении энергетической стабильности северных территорий.

На Кольской АЭС специалисты показали основные производственные площадки и учебный центр, рассказали о принципах работы станции и мерах экологической безопасности. Ребята узнали о современных технологиях мониторинга окружающей среды и способах минимизации воздействия на природу.

На базе ФГУП «Атомфлот» «менделеевцам» провели экскурсию по новому атомному ледоколу «Урал». Участники посетили машинное отделение, пост управления и жилые помещения, узнали о работе ледокольного флота и его роли в обеспечении судоходства в Арктике.

«Менделеевские классы» и «Менделеевская экологическая экспедиция» – практико-ориентированные образовательные проекты, направленные на формирование у молодых людей не только теоретических знаний, но и практических навыков работы в экологической сфере. Они играют важную роль в воспитании будущих специалистов для экологической отрасли, помогая школьникам и студентам развивать необходимые компетенции и готовиться к профессиональной деятельности в сфере охраны окружающей среды.

**Экологический трек в рамках VII международного Форума
«Россия и Ибероамерика в турбулентном мире:
от общих вызовов к совместным решениям»**

© 2025. Ю. С. Попова¹, к. геогр. н., с. н. с.,
А. А. Шинкаренко², к. геогр. н., с. н. с.,

¹Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
119991, Россия, г. Москва, Ленинские горы, д. 1,

²Институт Латинской Америки РАН,
115035, Россия, г. Москва, ул. Большая Ордынка, д. 21/16,
e-mail: popovays@my.msu.ru

В октябре 2025 г. в Санкт-Петербурге прошёл VII Международный форум «Россия и Ибероамерика в турбулентном мире: от общих вызовов к совместным решениям». Организаторами выступили Санкт-Петербургский государственный университет и Институт Латинской Америки РАН. Форум собрал более 900 учёных, экспертов и дипломатов из десятков стран, среди которых представители России, Кубы, Аргентины, Мексики, Бразилии, Испании, Польши и Индии. Главная цель мероприятия заключалась в анализе новейших тенденций политического и экономического развития Латинской Америки, определении ключевых вызовов и возможностей для дальнейшего укрепления партнёрства между странами-участницами. Особое внимание было уделено экологическим проблемам, ставшим центральной темой специальной секции «Экологическая повестка стран Латинской Америки: анализ климатической политики и региональных вызовов «зелёного развития». Среди обсуждавшихся вопросов выделялись климатическая политика, концепция «зелёной» и «синей» экономики, управление городскими пространствами и водными ресурсами, защита биоразнообразия и природных ландшафтов. Эксперты отметили необходимость учёта интересов коренного населения и сбалансированного подхода к развитию, обеспечивающего сохранение уникального природного наследия континента. Форум показал высокий уровень заинтересованности участников в укреплении связей и поиске совместных решений существующих проблем. Участники получили уникальную возможность обменяться мнениями и выработать рекомендации для дальнейших шагов по построению справедливого и устойчивого будущего для обоих регионов. Проведение форума подчёркнуло ключевую роль академического сообщества в формировании конструктивного диалога и междисциплинарного сотрудничества между странами в сфере охраны окружающей среды.

Ключевые слова: геоэкология, социальная экология, экологическая повестка, геоэкологические проблемы, Латинская Америка.

**Environmental track within the VII International Forum
“Russia and Ibero-America in a Turbulent World:
From Common Challenges to Joint Solutions”**

© 2025. Y. S. Popova¹ ORCID: 0000-0003-3864-6838^{*}
A. A. Shinkarenko² ORCID: 0000-0003-4834-3910^{*}

¹M.V.Lomonosov Moscow State University,
1, Leninskiye Gory, GSP-1, Moscow, Russia, 119991,

²Institute of Latin America of the Russian Academy of Sciences,
21/16, Bolshaya Ordynka St., Moscow, Russia, 115035,
e-mail: popovays@my.msu.ru

In October 2025, the VII International Forum “Russia and Ibero-America in a Turbulent World: From Common Challenges to Joint Solutions” was held in St. Petersburg. The organizers of the forum were St. Petersburg State University and the Institute of Latin America of the Russian Academy of Sciences. More than 900 scientists, experts, and diplomats from dozens of countries attended the event, including representatives from Russia, Cuba, Argentina, Mexico, Brazil, Spain, Poland, and India. The main purpose of the forum was to analyze recent trends in the political and economic development of Latin America and identify key challenges and opportunities for strengthening partnerships between participating countries. Environmental issues were given special attention, and a special section on the “Environmen-

tal Agenda for Latin American Countries” was organized. Among the topics discussed were climate change policy, the concepts of a “green” and “blue” economy, urban space management and water resource management, biodiversity conservation and natural landscape protection. Experts emphasized the importance of taking into account the interests of indigenous populations and adopting a balanced approach to development that preserves the continent’s unique natural heritage. The forum demonstrated a high level of engagement among participants in strengthening cooperation and finding solutions to current challenges. Participants had the opportunity to exchange ideas and develop recommendations for future steps towards building a fair and sustainable future for the regions. The event highlighted the crucial role of academic institutions in fostering constructive dialogue and promoting interdisciplinary cooperation among countries on environmental protection issues.

Keywords: geocology, social ecology, environmental issues, geocological challenges, Latin America.

На базе Санкт-Петербургского государственного университета при участии Института Латинской Америки РАН 1–3 октября 2025 г. состоялся седьмой международный форум «Россия и Иberoамерика в турбулентном мире: от общих вызовов к совместным решениям». Форум – регулярное масштабное и представительное мероприятие, которое проводится с периодичностью раз в два года. Традиционно в программе Форума дискуссии посвящены социально-политическим, экономическим процессам Латинской Америки, её истории и культуре. В 2025 г. в Форуме приняло участие порядка 900 участников, в состав которых вошли не только российские исследователи, но и учёные из других стран (Куба, Аргентина, Мексика, Бразилия, Перу, Боливия, Коста-Рика, Индия, Австрия, Испания, Польша и др.). Смешанный формат проведения мероприятия позволил развернуть экспертно-дискуссионную площадку для определения направлений развития Латинской Америки в глобализирующемся мире и перспектив российско-латиноамериканского сотрудничества.

Цели Форума были сформулированы с прицелом на широкий охват тематических направлений работы мероприятия:

- осмысление новых реалий латиноамериканских и испанских политических и социально-экономических процессов;
- анализ новых вызовов и возможностей российско-латиноамериканских отношений в текущих политических и экономических условиях;
- обсуждение российских и латиноамериканских подходов к формированию многополярного мира, межрегионального сотрудничества, решению проблем международной безопасности;
- исследование взаимодействия стран Латинской Америки с внерегиональными и внеполушарными факторами международных отношений на современном этапе;
- оценка текущего состояния гуманитарного, образовательного и научно-техни-

ческого сотрудничества России и Латинской Америки, а также перспектив российско-латиноамериканского сотрудничества в иных регионах мира.

Реализация целей воплощена в устоявшейся уникальной структуре Форума, программа которого включала ежедневные параллельно идущие мероприятия: круглые столы, магистральные конференции, тематические секции и конференцию молодых учёных.

В этом году в рамках Форума впервые в широком и самостоятельном формате состоялось секционное заседание «Экологическая повестка стран Латинской Америки: анализ климатической политики и региональных вызовов «зелёного развития». Модераторами секции были кандидат географических наук, старший научный сотрудник кафедры физической географии мира и геоэкологии географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова Ю.С. Попова и кандидат политических наук, старший научный сотрудник Института Латинской Америки РАН А.А. Шинкаренко. В секции приняло участие 18 докладчиков, из которых 5 – зарубежные исследователи из Аргентины и Индии.

Секционное заседание объединило представителей крупных образовательных и научных организаций России: МГУ имени М.В. Ломоносова, Институт экологии Российского университета дружбы народов, Финансовый университет при Правительстве РФ, Московский государственный институт международных отношений МИД РФ. Иностранные коллеги представляли центральные университеты и научно-исследовательские организации своих стран: Университет Джавахарлала Неру (Индия), Национальный университет Мар-дель-Плата, Междисциплинарный институт фундаментальных наук и факультет точных и естественных наук Национального университета Куйо (Аргентина).

Дискуссия секционного заседания носила междисциплинарный характер. Участниками на обсуждение был вынесен широкий спектр

вопросов, объединённых общей идеей – оценка возможных путей устойчивого развития региона с учётом сохранения экосистем и социума коренных народов на фоне стремления стран Латинской Америки к экономическому росту.

Содержательная структура секции была представлена исследовательскими, аналитическими и обзорными докладами. Ключевые вопросы, обозначенные в ходе выступлений участников: климатическая политика, «зелёная» и «синяя» экономика, дизайн и природоориентированные решения в городах, проблемы экоцида и экологической культуры, реализация целей устойчивого развития. В региональном плане разнообразные аспекты экологической политики и геоэкологических проблем были проанализированы на примере бассейна Ла-Платы, Мексики, Аргентины, Бразилии и стран БРИКС.

В исследовательской части секции стоит отметить доклады О.А. Илларионовой «Роль природоориентированных решений в планах действий по климату в городах Латинской Америки», Ю.С. Поповой «Синяя экономика» стран БРИКС: меры по обеспечению экологической устойчивости в морской отрасли Бразилии», Н.Д. Савостицкого «Трансграничное водопользование в бассейне Ла-Платы: институциональные вызовы и пути устойчивого управления стран».

Аналитические доклады представили И.М. Вершинина «Зелёная экономика в Латинской Америке. Мысли «вслух», Т.Ю. Русакова «Экологическая политика как фактор национальной безопасности Мексики: вызовы изменения климата и энергетическая устойчивость», А.А. Шинкаренко «Проблемы Амазонии как вызов вопросам безопасности региона», Е.И. Некрасова «Современная

климатическая политика стран Карибского бассейна: региональные решения глобальной проблемы», Ю.А. Тимофеева «Климатическая политика Бразилии 2019–2025» и А.В. Лядова «Зелёные парадоксы» Латинской Америки».

В обзорных докладах были представлены актуальные темы исследований, например, М. Безерра «Формирование концепта «экоцида» в международных отношениях и его влияние на страны амазонского региона», И.А. Вершининой «Особенности экологической культуры стран Латинской Америки», А.И. Курбатовой «Климатические вызовы и экономическая безопасность: как Латинская Америка и Карибы могут адаптироваться к новым условиям», А.Н. Расходчиковым «Социальная экология и дизайн городской среды в современных мегаполисах».

В зарубежных исследованиях тематика представленных докладов связана с экологическими проблемами и устойчивым развитием региона Латинской Америки. Содержание сообщений включает анализ баланса экономических потребностей в соотношении с природоохранными целями, изучение взаимодействия природы и технологий, а также разработку альтернативных подходов к управлению ресурсами и территориями с целью достижения социальной справедливости и экологической устойчивости.

Доклад каждого участника секционного заседания «Экологическая повестка стран Латинской Америки: анализ климатической политики и региональных вызовов «зелёного развития» внёс вклад в понимание текущих тенденций, а также в развитие современной ибероамериканистики, обозначены перспективы сотрудничества и развития междисциплинарных научных направлений.

**Творческая деятельность министра
химической промышленности СССР Костандова Л.А.
и современные проблемы научно-технологического развития
Российской Федерации
(к 110-летию со дня рождения Л.А. Костандова)**

© 2025. В. П. Мешалкин, д. т. н., академик РАН, директор международного института логистики ресурсосбережения и технологической инноватики (НОЦ), Российский химико-технологический университет имени Д.И. Менделеева, 125047, Россия, г. Москва, Миусская пл., д. 9, e-mail: vpmeshalkin@gmail.com

**Creative activity of L.A. Kostandov – the USSR Minister
of Chemical Industry, and current issues of scientific
and technological development of the Russian Federation
(on the 110th anniversary of L.A. Kostandov)**

© 2025. V. P. Meshalkin ORCID: 0000-0001-6956-6705
D. I. Mendeleev Russian University of Chemical Technology,
9, Miusskaya Sq., Moscow, Russia, 125047,
e-mail: vpmeshalkin@gmail.com

Выдающийся советский государственный деятель Леонид Аркадьевич Костандов (27 (14) ноября 1915 г. – 5 сентября 1984 г.), внёсший огромный вклад в развитие химической промышленности СССР, успешно прошёл трудовой путь от рабочего хлопкового завода; студента Московского института химического машиностроения; инженера-механика, начальника цеха, главного механика и директора Чирчикского электромеханического комбината; Министра химической промышленности СССР до заместителя Председателя Совета Министров СССР.

За достигнутые инновационные инженерно-технологические решения для развития советской химической промышленности Л.А. Костандов удостоен в 1951 г. Государственной премии СССР (за освоение новой технологии получения аммиака из природного газа); в 1960 г. удостоен Ленинской премии за создание технологии производства тяжёлой воды, которая имела важнейшее значение для реализации атомного проекта СССР. Награждён тремя орденами Ленина, орденом Трудового Красного знамени, двумя орденами «Знак Почета», многими медалями.

В XXI веке отчётливо виден портрет министра химической промышленности Костандова

Леонида Аркадьевича, выдающегося компетентного специалиста и организатора промышленности, деятельность которого с огромным уважением особо отметил на открытии форума «Будущие технологии» (01.02.2025 г.) Президент Российской Федерации В.В. Путин. На заседаниях форума «Будущие технологии» были обсуждены актуальные проблемы реализации целей и задач национального проекта технологического лидерства «Новые материалы и химия». В выполнении основных научно-исследовательских (НИР) и научно-исследовательских опытно-конструкторских (НИОКР) работ этого проекта важнейшая роль принадлежит учёному Отделению химии и наук о материалах РАН.

Л.А. Костандов – блестящий государственный деятель и талантливый высококвалифицированный компетентный широко эрудированный руководитель химической промышленности, в котором сочетались глубокие знания инженера-механика и учёного химика-технолога; талантливого администратора и управляющего, экономиста и организатора. Многие экономические прорывы, совершившиеся в СССР после Великой Отечественной войны, – от создания ракетно-

космического комплекса и атомного морского флота до появления синтетических материалов для одежды, – определённым образом связаны с творческой деятельностью Л.А. Костандова.

Костандов Л.А. совершил в отрасли настоящий научно-технологический переворот, превратив её в крупнейший в мире производственно-научно-технический комплекс, в деятельности которого тесно взаимосвязаны научные исследования, научно-технические результаты, организация поставок природного сырья, производство и сбыт химической продукции, т. е. созданы устойчивые логистически управляемые цепи поставок высококачественной химической продукции.

Конкретный результат организационно-управленческой деятельности министра-государственника Л.А. Костандова: 400 новых заводов и промышленных гигантов; созданы до того времени невиданные высокоэффективные аппараты и машины, принципиально новые крупнотоннажные производства, использованы новые виды сырья; в промышленности реализованы передовые энергоэффективные экологически безопасные химические технологии. В настоящее время некоторая часть химической продукции производится на крупнотоннажных химических установках, созданных по инициативе Л.А. Костандова. Леонид Аркадьевич Костандов уделял огромное внимание, кроме широкого развития производства полимеров, проблемам глубокой переработки нефти и попутного нефтяного газа, хотя нефтяная и нефтехимическая промышленности находились в ведении других министерств. Именно Леонид Аркадьевич инициировал решение вопроса о строительстве уникальных заводов «КазаньОргСинтез» и «Нижнекамскнефтехим» в 1960-х гг. в Татарстане. Татарстан в этот период времени вышел на первое место в стране по добыче нефти. Экспорт сырой нефти Костандов считал недопустимым. В этом вопросе деятельность министра Л.А. Костандова тесно совпадала с деятельностью Председателя совета министров А.Н. Косыгина, который способствовал развитию нефтедобычи в регионах Сибири. Л.А. Костандов любил повторять: «Если одна тонна нефти стоит около 100 долларов, то продукты переработки этой же тонны нефти стоят уже десятки тысяч долларов».

Многие общественные деятели, учёные химики и инженеры химии-технологи считают, что, если бы прожил Л.А. Костандов ещё десяток лет, возможно, по уровню развития отечественная химическая промышленность

уверенно находилась бы на уровне технологического лидерства.

Л.А. Костандов заботился о росте экономического могущества СССР на основе активного использования результатов научных исследований НИИ Академии наук СССР и Отраслевых НИИ по теоретическим основам химической технологии и химическому машиностроению, промышленной экологии, а также достижений современного научно-технического прогресса для решения важнейших проблем повышения энергоэффективности, экологической безопасности и надёжности отечественных химических производств и предприятий. Все эти указанные проблемы являются также весьма актуальными для обеспечения технологического лидерства химической промышленности Российской Федерации.

С позиций современной стратегии научно-технического развития Российской Федерации (Указ Президента Российской Федерации от 28.02.2024 г., № 145), принятая в СССР государственная программа «Большая химия», или «Химизация всей страны», утверждённая решениями Майского Пленума ЦК КПСС 1958 г., реализация которой успешно осуществлялась под руководством министра Л.А. Костандова, соответствует одной из современных программ Российской Федерации программе ответов на «Большие Вызовы» – национальному проекту технологического лидерства «Новые материалы и химия».

Прозорливость и широкий научно-технический кругозор Л.А. Костандова – министра химической промышленности СССР (октябрь 1965 г. – ноябрь 1980 г.) поражает научно-техническое сообщество и в настоящее время, о чём свидетельствует цитата из выступления Л.А. Костандова – заместителя Председателя Совета Министров СССР (с ноября 1980 г.) на XII Менделеевском съезде (г. Баку, сентябрь 1981 г.): «Известно, что в последние годы во всём мире ощущаются трудности с энергетическим обеспечением. Нашей страны это пока коснулось мало, потому что мы обладаем огромными ресурсами топлива – жидкого, газообразного, твёрдого. Тем не менее важнейшей задачей нашего развития будет снижение энергозатрат. Общей для всех становится борьба за экономию всех материальных и энергетических ресурсов, борьба за экономию сырья, материалов, снижение расходных норм. И мы должны сделать всё, чтобы расходы энергии и материалов на единицу продукции продолжали снижаться».

Пока что в этом разделе нашей работы есть немало претензий к научным институтам. Возьмите, например, проблему катализаторов, позволяющих вести химический процесс селективно, в нужном направлении, увеличивая выход продукции. В целом мы не удовлетворены работой в этой области ни институтов Академии наук, ни вузов, ни отраслевых институтов. Между тем здесь скрыты огромные возможности – ведь это самый дешёвый путь использования резервов. И этот путь следует сделать широко доступным в народном хозяйстве.

Мы собираемся и впредь развивать химическую промышленность в интересах сельского хозяйства: по-прежнему примерно половина отпускаемых нам средств направляется именно на это. Мы строим очень крупные агрегаты для производства аммиака, азотной кислоты, карбамида, серной, фосфорной кислот. Значительно большее внимание будет уделено производству химических средств защиты растений».

Указанные направления научно-технологического прогресса в химической промышленности, изложенные Л.А. Костандовым, практически полностью остаются актуальными для обеспечения реального перехода российской химической промышленности к устойчивому энергоресурсоэффективному развитию.

Неоднократно Костандов Л.А. выступал перед членами президиума ВХО имени Д.И. Менделеева, также перед членами учёного совета МХТИ им. Д.И. Менделеева с публичными лекциями о проблемах развития «Большой химии» в СССР. Весьма интересно следующее высказывание в публичных лекциях Л.А. Костандова, которое можно рассматривать как мудрый совет и наставление из прошлого в будущее современным предпринимателям-руководителям и производителям в различных отраслях экономики России: «Не убегайте от проблемы, от трудности, идите ей навстречу, решайте её. Будете убежать, она вас догонит и свалит, не бойтесь решать её...».

Эти глубокие интересные высказывания Л.А. Костандова в настоящее время несомненно должны быть учтены при выполнении Национального проекта «Новые материалы и химия», включающего НИР по цифровому материаловедению, применению инструментов искусственного интеллекта, в том числе методы искусственных нейронных сетей с глубоким обучением в химии и химической технологии.

Для разработки проектов и управления эксплуатацией энергоресурсоэффективных экологически безопасных химических производств как важнейшего фактора обеспечения технологического суверенитета и технологического лидерства России необходимо широко использовать методы теории цифровизированного инжиниринга и логистики энергоресурсоэффективных высоконадёжных химико-технологических систем, теории организации цифровых производств, методы интенсификации химико-технологических процессов, принципы «Зелёной химии» и «круговой экономики», а также современные инструменты Промышленной революции «Индустрия 4.0»: промышленный Интернет; Интернет вещей; обработка больших массивов данных; киберфизические системы и роботы, являющиеся основой организации цифровых промышленных производств.

Важным разделом национального проекта «Новые материалы и химия» могут являться НИР и НИОКР по научному направлению: «Научные основы цифровизации энергоресурсосберегающих экологически безопасных химико-технологических систем и цифрового нейро-сетевого инжиниринга текстуры новых композиционных материалов», включающие следующие проекты:

1. «Цифровизированный инжиниринг оптимальных энергоресурсоэффективных экологически безопасных химико-технологических систем».
2. «Цифровизированные системы мониторинга и оценки воздействия химических загрязнений на окружающую среду».
3. «Цифровизированный инжиниринг текстуры новых композиционных материалов».
4. «Цифровизированное адаптивное управление энергоресурсоэффективными химико-технологическими системами переработки рудных отходов горно-обогатительных комбинатов».
5. «Цифровизированный инжиниринг химико-фармацевтических технологий и интеллектуально-вычислительные инструменты разработки новых химико-фармацевтических препаратов».
6. «Цифровизированные системы управления энергоресурсосбережением и экологической безопасностью химических производств и распределённых цепей поставок с применением диагностических беспилотных аппаратов».
7. «Цифровизированный инжиниринг технологий переработки промышленных от-

ходов и производств высококачественных продуктов».

8. «Научные основы физико-химического инжиниринга и организации цифровизированных производств специальных полимер-неорганических композитов».

9. «Научные основы физической химии и технологии применения специальных агрессивных устойчивых гидрогелей для закачки в обеднённые нефтяные пласты с целью повышения степени нефтедобычи».

В условиях «круговой экономики» необходимо особое внимание уделять инжинирингу энергоресурсоэффективных технологий переработки отходов.

27 мая 2021 г. в СПбГТИ (ТУ) состоялось открытие нового структурного подразделения – Лаборатории мирового уровня «Энергоресурсоэффективные технологии переработки отходов III–V классов опасности», созданной по гранту Российского научного фонда № 21-79-30029 «Разработка комплекса технологий переработки отходов 3–5 классов опасности с получением полезных продуктов» (научный организатор – руководитель лаборатории – академик РАН В.П. Мешалкин, научный руководитель лаборатории – профессор, д.т.н. Т.Б. Чистякова).

Министр химической промышленности Л.А. Костандов неоднократно подчёркивал, что важнейшим фактором эффективного развития химической промышленности СССР являются фундаментальные и прикладные научные исследования в области химии, химической технологии, химического машиностроения, автоматизации химических производств, в области кибернетики химико-технологических процессов. По инициативе Л.А. Костандова каждая из 18 подотраслей химической промышленности имела свой научно-исследовательский институт и проектно-конструкторский институт.

Л.А. Костандов с особым вниманием относился к творческому сотрудничеству с выдающимися учёными – научными руководителями крупных всемирно известных научных коллективов в области химии и химической технологии, среди которых академики АН СССР: Семенов Н.Н., Несмеянов А.Н., Александров А.П., Волфькович С.И., Жаворонков Н.М., Боресков Г.К., Петрянов-Соколов И.В., Девярых Г.Г., Фрумкин А.Н., Кафаров В.В., Шульц М.М., Шпак В.С., член-корр. АН СССР Романков П.Г., член-корр. АН СССР Ягодин Г.А.

По инициативе Л.А. Костандова в составе Военной академии химической защиты (ВАХЗ) был создан специальный инженерный факультет по подготовке химиков-технологов для работы в оборонно-промышленном комплексе. Леонид Аркадьевич тесно сотрудничал с руководителями и ведущими учёными ВАХЗ: генералом Д.В. Горбовским, академиками АН СССР И.Л. Кнунянцем и А.В. Фокиным, д.т.н. профессором В.А. Гусевым.

Постоянное внимание Костандов Л.А. уделял деятельности прикладных отраслевых научно-исследовательских институтов: Государственный институт азотной промышленности, Научно-исследовательский физико-химический институт им. Карпова Л.Я., Научно-исследовательский институт удобрений и инсектофунгицидов, Государственный научно-исследовательский и Проектный институт хлорной промышленности (ГосНИИхлорпроект), ОКБ «Химавтоматика», Центральный научно-исследовательский институт комплексной автоматизации (ЦНИИКА), Институт химических реактивов и особо чистых веществ.

В структуре министерства химической промышленности СССР активно работали научно-технические советы (НТС), председателями которых являлись члены Академии наук СССР. Данные НТС разрабатывали научно-технические рекомендации для повышения энергоресурсоэффективности химических производств и эффективного развития химической промышленности страны.

В 1970-тые гг. по инициативе Костандова Л.А. были созданы и активно развивались: центр комплексной автоматизации химических производств, центр автоматизированного проектирования химических производств, центр автоматизации научных исследований.

В начале 1980-х гг. активно работал НТС по системному анализу и кибернетике химико-технологических процессов, председателем которого был академик АН СССР Кафаров В.В., учёным секретарём НТС был профессор, д.т.н. Мешалкин В.П. На заседаниях НТС обсуждались все важнейшие научно-методологические проблемы организации научно-исследовательской, конструкторской и проектной деятельности Центра автоматизированного проектирования химических производств в ГИАПе, Центра автоматизации научных исследований в ГОСНИИхлорпроекте, Центра математического моделирования и оптимизации химико-технологических про-

цессов Научно-исследовательского физико-химического института им. Л.Я. Карпова, Центра инжиниринга гибких автоматизированных производственных систем в области малотоннажной многоассортиментной химической продукции в ИРЕА. Особое внимание указанный НТС уделял обсуждению научно-прикладных проблем теории автоматизированного инжиниринга энергоресурсосберегающих экологически безопасных высоконадёжных химико-технологических систем, которыми являлись проектируемые и вновь построенные в СССР крупнотоннажные производства аммиака, серной кислоты, карбамида, минеральных удобрений и других производств.

Многие новаторские идеи Л.А. Костандова в области организации и управления химической промышленностью СССР, а также в области советской системы высшего образования инженеров химиков-технологов и конструкторов химического оборудования должны быть, в настоящее время, внимательно проанализированы и активно использованы при разработке научно-обоснованной новой российской модели высшего образования по подготовке компетентных кадров инженеров химиков-технологов и конструкторов химического оборудования, а также творческих высококвалифицированных кадров кан-

дидатов и докторов наук в области химии, химической технологии и материаловедения, которые должны успешно обеспечивать достижение технологического суверенитета и технологического лидерства Российской Федерации при инжиниринге, проектировании, строительстве и логистическом управлении эксплуатацией энергоресурсоэффективных экологически безопасных производств и цепей поставок химического и нефтегазохимического комплекса в условиях «круговой и цифровой экономики».

References

1. Meshalkin V.P. A talented and effective leader of the chemical industry of a great state // *Istoricheskiy vestnik RKhTU im. D.I. Mendeleeva*. 2015. No. 46 (2). P. 14–15 (in Russian).
2. Meshalkin V.P. *Fundamentals of intensification and resource and energy efficiency of chemical-technological systems*. Smolensk: Printekspress, 2021. 442 p. (in Russian).
3. Meshalkin V.P., Belyakov A.V., Butusov O.B., Burukhina T.F., Khodchenko S.M., Garabadzhiu A.V., Dovi V.G., Bobkov V.I. State of the art and research development prospects of energy and resource-efficient environmentally safe chemical process systems engineering // *Mendeleev Communications*. 2021. V. 31. No. 5. P. 593–604. doi: 10.1016/j.mencom.2021.09.003

VII Всероссийский научно-практический форум: итоги работы

© 2025. Т. Я. Ашихмина^{1,2}, д. т. н., г. н. с., зав. лабораторией,
М. Л. Сазанова², к. б. н., н. с.,

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

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения
Российской академии наук,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: ecolab2@gmail.com

The VII All-Russian scientific and practical forum: outcomes

© 2025. T. Ya. Ashikhmina^{1,2} ORCID: 0000-0003-4919-0047
M. L. Sazanova² ORCID: 0000-0003-3492-8395

¹Vyatka State University,
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,

²Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch
of the Russian Academy of Sciences,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: ecolab2@gmail.com

Проблема утилизации отходов производства и потребления становится всё более актуальной в последние годы; решение этой проблемы проводится в нашей стране в рамках реализации национального проекта «Экологическое благополучие», а также в рамках двух входящих в данный нацпроект федеральных проектов: «Экономика замкнутого цикла» и «Генеральная уборка». О реализации данных проектов шёл предметный разговор на VII Всероссийском научно-практическом форуме «Утилизация отходов производства и потребления: инновационные подходы и технологии», который проходил 17–19 ноября 2025 г в г. Кирове. Программа Форума по данной теме включала проведение двух Всероссийских научно-практических конференций по темам: «Утилизация отходов производства и потребления: инновационные подходы и технологии» и «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем». Кроме того, в рамках Форума проведены тематическая интеллектуальная игра для студентов, молодёжный конкурс научно-исследовательских работ, мастер-класс, экскурсия в региональный экоцентр АО «Куприт».

Форум проходил при партнёрском участии Федерального экологического оператора Госкорпорации Росатом, Федерального научно-образовательного Консорциума «Передовые Экотехнологии», РХТУ им. Д.И. Менделеева, Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Вятского государственного университета, Акционерного общества «Куприт», КОГБУК «Музей К.Э. Циолковского, авиации и космонавтики», Информационного центра по атомной энергии г. Кирова.

Участниками Форума являлись научные сотрудники исследовательских институтов под эгидой РАН, учёные, аспиранты, преподаватели, студенты вузов из 75 организаций 31 города Российской Федерации, Республики Беларусь и Республики Узбекистан. В мероприятиях Форума приняли участие более 360 человек. От ФГУП «ФЭО» участвовали в Форуме директор по коммуникациям М. И. Николаева, начальник отдела по коммуникациям Е. М. Карунская, руководитель пресс-службы А. Н. Громова, директор филиала Экотехнопарк «Мирный» С. М. Чалов.

17 ноября Форум начал свою работу с открытия молодёжного конкурса научно-

исследовательских работ «Защита окружающей среды от загрязнения, рециклинг и рациональная утилизация отходов». На конкурс было представлено 47 проектов, с презентациями выступило 25 участников. Доклады отличались широким спектром тематики, исследовательским подходом и разнообразием объектов и методов исследований. Всем участникам конкурса выданы сертификаты участия в молодежном конкурсе; победители награждены дипломами Вятского государственного университета, Вятской торгово-промышленной палаты, Общественной Палаты Кировской области, Министерства охраны окружающей среды, Акционерного общества «Куприт» и памятными призами.

В этот же день состоялось открытие XXIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем» (см. цв. вкладку VIII). На пленарном заседании с глубокими научными докладами по методам, подходам и технологиям диагностики загрязнённых территорий, мониторингу природных и природно-техногенных систем выступили учёные: Н. А. Политаева из г. Санкт-Петербурга, А. И. Сафонов из г. Донецка, А. А. Фомина из г. Саратова, С. В. Загирова, И. А. Лиханова и Е. М. Перминова из г. Сыктывкара, а также А. А. Широких, Е. В. Дабах и Н. А. Боков из г. Кирова.

Весьма насыщенным был второй день Форума, который начался с работы секций: экологический мониторинг природных и природно-техногенных систем; методы и технологии переработки отходов с получением новой продукции; химия и экология почв; экология микроорганизмов и их значение в оценке состояния окружающей среды; экология растений; экология животных и их значение в оценке состояния окружающей среды; системы обеспечения экологической безопасности техногенных территорий, организационно-правовые и социальные аспекты обращения с отходами; технологии переработки и рециклинг органических отходов; технологии переработки и рециклинг неорганических отходов. На девяти секциях было представлено 65 докладов, представителей из 24 регионов. Параллельно с работой секций в Региональном экоцентре АО «Куприт» проходила Интеллектуальная игра «ZeroWaste». В ней приняли участие шесть команд из вузов-участников консорциума «Передовые ЭкоТехнологии» – это студенты из Иркутского национального исследовательского технического университета,

Национального исследовательского Нижегородского государственного университета, Курганского филиала РАНХиГС, Саратовского государственного технического университета имени Гагарина Ю. А., Удмуртского государственного университета и Вятского государственного университета. Ход игры при представлении презентаций домашнего задания свидетельствовал о том, что её участники – это молодёжь с инженерным мышлением, способная предлагать реальные решения и подходы в реализации сложных экологических проблем. Удивляли членов жюри ответы на непростые вопросы экологической викторины, практически 90–95%, а в ряде случаев и 100% были правильными от всех команд ответы на поставленные вопросы викторины. Такие форматы встречи молодёжи разных вузов помогают студентам и университетам взаимодействовать друг с другом, расширяют профессиональные контакты и связи, формируют понимание того, насколько важны для создаваемых современных Экотехнопарков в сфере утилизации и переработки отходов разрабатываемые ими научные проекты. Именно эта студенческая молодёжь завтра будет развивать отрасль обращения с отходами и обеспечивать при этом безопасность окружающей природной среды.

После окончания данного мероприятия и работы секций в актовом зале Детского космического центра имени Виктора Савиных состоялось открытие пленарной сессии VII Всероссийской научно-практической конференции «Технологии переработки отходов с получением новой продукции». Пленарную сессию конференции приветствием открыл заместитель председателя Правительства Кировской области Ю. И. Терешков. С приветствиями к участникам научной конференции выступили министр охраны окружающей среды Кировской области Т. Э. Абашев, президент Вятского государственного университета В. Т. Юнгблюд, директор Института биологии Коми НЦ УрО РАН И. Ф. Чадин, вице-президент Союза «Вятская торгово-промышленная палата» Л. И. Перминов, советник директора АО «Куприт» В. П. Пересторонин.

Пленарная сессия проходила в течение двух дней. Докладом «Опыт Федерального экологического оператора в реализации проектов в сфере экологии» начала работу пленарной сессии М. И. Николаева, директор по коммуникациям ФГУП «ФЭО». С научными пленарными докладами выступили ведущие учёные из НИИ и вузов: И. В. Буторина (г. Санкт-Петербург), А. И. Сафонов (г. До-

нецк), Н. Г. Базарнова (г. Барнаул), О. В. Тупицына (г. Самара), Л. В. Рудакова, И. С. Глушанкова (г. Пермь), И. Л. Бухарина, М. А. Шумилова (г. Ижевск), В. А. Бродский, И. В. Еремин (г. Москва), А. И. Кононов (г. Липецк), Ю. И. Рябков, Е. Д. Лодыгин, Е. В. Шамрикова (г. Сыктывкар), В. А. Лиханов, М. А. Фалевская, С. М. Воронин и Т. Я. Ашихмина (все – г. Киров). Доклады всех участников пленарной сессии были представлены на высоком научно-теоретическом уровне, но самое главное, в каждом из них были включены подходы и технологии внедрения полученных результатов в практику.

В рамках пленарной сессии состоялась дискуссия по утилизации и переработке промышленных отходов в создаваемых Эко-технопарках. В докладе М. И. Николаевой было отмечено, что в г. Щучье Курганской области и г. Михайловский Саратовской области такие Эко-технопарки уже созданы и находятся на стадии опытно-промышленных испытаний. Эко-технопарки в пгт. Мирный в Кировской области и г. Камбарка Республика Удмуртия в настоящее время создаются и в декабре 2026 г. планируется выход их на опытно-промышленные испытания, а в 2027 г. на полную мощность. Были подняты вопросы и по безопасности технологий, которые проектируются на данных объектах. Директор филиала Эко-технопарка «Мирный» С. М. Чалов отметил, что на всех создаваемых объектах проектной документацией предусмотрены и внедряются две линии – высокотемпературная обработка и физико-химическое обезвреживание и переработка отходов. Предусмотрены по каждой линии замкнутые циклы без сброса сточных вод в канализационные системы, многостадийная обработка отходящих газов – выбросов в атмосферный воздух и организация и проведение производственного экологического контроля и мониторинга на территории санитарно-защитных зон Эко-технопарков.

Достаточно интересная дискуссия состоялась и по проблемам использования древесных отходов. И в докладах, и в дискуссии звучало с глубоким убеждением, что это не

отход, а ценное сырьё для многих отраслей промышленности. К примеру, кородревесные отходы предложено использовать для получения биоугля, сорбентов, органических удобрений, использовать в фармацевтике и как альтернативное топливо для предприятий чёрной металлургии, в то время как сотнями и тысячами тонн эти отходы оставались в лесах, накапливались и разлагались на площадках деревообрабатывающих предприятий.

19 ноября участниками Форума были подведены итоги реализации программ двух конференций и всех проводимых мероприятий. В первую очередь была отмечена широкая география участников Форума, а также выполнение в полном объёме всех заявленных к выступлению докладов, тематика и содержание которых в большинстве своём имеют важное практическое значение, а представленные разработки по переработке отходов могут стать основой для получения новых видов продукции. Наряду с этим участники конференций поблагодарили организаторов Форума за то, что в этом году все мероприятия Форума проходили в разных учреждениях и залах г. Кирова. Они познакомились с достопримечательностями и экспонатами музея К. Э. Циолковского и Детского космического центра имени Виктора Савиных. Оставили очень хорошее впечатление кабинеты и актовый зал корпуса Инженериум ВятГУ, удивил своим творческим и практическим мастерством Региональный экоцентр АО «Куприт», где организована информационная работа со всеми категориями населения по разделному сбору мусора, проводятся открытые уроки, мастер-классы, конкурсы и многие другие мероприятия. В дни Форума здесь была проведена Интеллектуальная игра «ZeroWaste» студенческих команд вузов, мастер-класс с ними и экскурсия. Кроме этого, здесь было проведено продолжение пленарной сессии конференции и подведение итогов Форума.

Материалы докладов участников научно-практических конференций будут опубликованы в сборнике и размещены на сайте.

XXIII Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем»



VII Всероссийская научно-практическая конференция «Технологии переработки отходов с получением новой продукции»



Индекс ПС248



ISSN 1995-4301



9 771995 430004