

Ученые записки Казанского университета.

Серия Естественные науки
рецензируемый научный журнал

2026
Т. 168, кн. 2

УЧЕНЫЕ ЗАПИСКИ КАЗАНСКОГО УНИВЕРСИТЕТА ОСНОВАНЫ В 1834 ГОДУ

Редакционная коллегия

Главный редактор

Д.А. Таюрский – д-р физ.-мат. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

Члены редколлегии

Г.К. Зиятдинова (зам. гл. ред.) – д-р хим. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

А.Д. Калмыкова (секретарь) – Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

Н.И. Акберова – канд. биол. наук, ст. науч. сотр., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

И.С. Антипин – д-р хим. наук, проф., чл.-корр. РАН, Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

А.С. Борисов – д-р геол.-минер. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

Г.К. Будников – д-р хим. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

А.С. Бяков – д-р геол.-минер. наук, доц., чл.-корр. РАН, Северо-Восточный комплексный научно-исследовательский институт им. Н.А. Шило ДВО РАН, г. Магадан, Россия

А.А. Варнек – канд. наук, д-р теоретической химии, проф., Страсбургский университет, г. Страсбург, Франция

А.В. Голиков – канд. биол. наук, немецкий центр исследований морского биоразнообразия, Зенкенберг (морской филиал), г. Гамбург; Германия; Университет Гамбурга, г. Гамбург Германия

О.П. Ермолаев – д-р геогр. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

И.Б. Ившина – д-р биол. наук, акад. РАН, Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН, г. Пермь, Россия

С.В. Костров – д-р биол. наук, проф., чл.-корр. РАН, Институт молекулярной генетики РАН, г. Москва, Россия

Я. Лабуда – д-р наук, проф., Словацкий технологический университет в Братиславе, г. Братислава, Словацкая Республика

М. Либонати – д-р мед. наук, почетный проф., Университет Вероны, г. Верона, Италия

В.В. Малахов – д-р биол. наук, акад. РАН, Московский государственный университет, г. Москва, Россия

А.И. Мелентьев – д-р биол. наук, проф., Институт биологии УНЦ РАН, г. Уфа, Россия

Д.К. Нургалеев – д-р геол.-минер. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

А.А. Паутов – д-р биол. наук, проф., Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург, Россия

Ю.П. Переведенцев – д-р геогр. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

С.Ю. Селивановская – д-р биол. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

В.В. Силантьев – д-р геол.-минер. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

О.Г. Синяшин – д-р хим. наук, акад. РАН, Институт органической и физической химии им. А.Е. Арбузова ФИЦ КазНЦ РАН, г. Казань, Россия

Н.Ю. Степанова – д-р биол. наук, проф., Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

Р.Н. Хазитов – д-р мед. наук, Средиземноморский институт нейробиологии, г. Марсель, Франция; Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия

Ф. Хеллер – д-р наук, почетный проф., Швейцарская высшая техническая школа Цюриха, г. Цюрих, Швейцария

Редактор английского текста *А.О. Кармазина*

Учредитель и издатель: ФГАОУ ВО «Казанский (Приволжский) федеральный университет»

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций
Свидетельство о регистрации ПИИ № ФС77-41874 от 27 августа 2010 г.

Журнал реферируется/индексируется в Scopus, DOAJ, EBSCO, eLIBRARY.RU, Emerging Sources Citation Index, Google Scholar, CAB Abstracts and Global Health, CAS Source Index, GeoRef, Sherpa Romeo, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat, КиберЛенинка

Подписной индекс 19422. Цена свободная

Адрес издателя и редакции «Ученые записки Казанского университета»:

420008, Российская Федерация, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Кремлевская, д. 18

Телефон: (843) 233-73-01; e-mail: uz.ku@kpfu.ru; сайт: <https://uzakuesc.elpub.ru>

Дата выхода в свет 08.06.2026. Формат 60×84/8.

Бумага офсетная. Усл. печ. л. 23,83.

Уч.-изд. л. 15,64. Тираж 300 экз. Заказ 86/5

Отпечатано в типографии Издательства Казанского университета

420008, Российская Федерация, Республика Татарстан,

г. Казань, ул. проф. Нужина, д. 1/37

Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta.

Seriya Estestvennye Nauki

Proceedings of Kazan University. Natural Sciences Series

Peer-Reviewed Scientific Journal

2026
Vol. 168, No. 2

UCHENYE ZAPISKI KAZANSKOGO UNIVERSITETA FOUNDED IN 1834

Editorial Board

Editor-in-Chief

Dmitrii A. Tayurskii – Dr. Sci. (Physics and Mathematics), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Members of Editorial Board

Guzel K. Ziyatdinova (Deputy Editor-in-Chief) – Dr. Sci. (Chemistry), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Alena D. Kalmykova (Secretary) – Kazan Federal University, Kazan, Russia

Natalya I. Akberova – Cand. Sci. (Biology), Senior Researcher, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Igor S. Antipin – Dr. Sci. (Chemistry), Professor, Corresponding Member of Russian Academy of Sciences, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Aleksander S. Biakov – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Associate Professor, Corresponding Member of Russian Academy of Sciences, North-East Interdisciplinary Scientific Research Institute n. a. N.A. Shilo, Far East Branch, Russian Academy of Sciences, Magadan, Russia

Anatolij S. Borisov – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Herman C. Budnikov – Dr. Sci. (Chemistry), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Oleg P. Ermolaev – Dr. Sci. (Geography), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Alexey V. Golikov – Cand. Sci. (Biology), Senckenberg am Meer, German Centre for Marine Biodiversity Research, Hamburg, Germany; University of Hamburg, Hamburg, Germany

Friedrich Heller – Dr. sc. nat., Professor Emeritus, Swiss Federal Institute of Technology in Zürich, Zürich, Switzerland

Irina B. Ivshina – Dr. Sci. (Biology), Member of Russian Academy of Sciences, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch of Russian Academy of Sciences, Perm, Russia

Roustem N. Khazipov – Dr. Sci. (Medicine), Mediterranean Institute of Neurobiology, Marseille, France; Kazan Federal University, Kazan, Russia

Sergey V. Kostrov – Dr. Sci. (Biology), Professor, Corresponding Member of Russian Academy of Sciences, Institute of Molecular Genetics of Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Jan Labuda – DrSc. (Chemical Sciences), Professor, Slovak University of Technology in Bratislava, Bratislava, Slovak Republic

Massimo Libonati – Doctor of Medicine, Professor Emeritus, Verona University, Verona, Italy

Vladimir V. Malakhov – Dr. Sci. (Biology), Member of Russian Academy of Sciences, Moscow State University, Moscow, Russia

Aleksandr I. Melentiev – Dr. Sci. (Biology), Professor, Institute of Biology, Ufa Research Center of Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia

Danis K. Nurgaliev – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Anatolii A. Pautov – Dr. Sci. (Biology), Professor, Saint Petersburg State University, Saint Petersburg, Russia

Jurij P. Perevedentsev – Dr. Sci. (Geography), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Svetlana Ju. Selivanovskaya – Dr. Sci. (Biology), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Vladimir V. Silantev – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Oleg G. Sinyashin – Dr. Sci. (Chemistry), Member of Russian Academy of Sciences, Arbuzov Institute of Organic and Physical Chemistry, FRC Kazan Scientific Center of Russian Academy of Sciences, Kazan, Russia

Nadezhda Yu. Stepanova – Dr. Sci. (Biology), Professor, Kazan Federal University, Kazan, Russia

Alexandre Varnek – PhD in Physical Chemistry, Habilitation in Theoretical Chemistry, Professor, University of Strasbourg, Strasbourg, France

English Editor: *A.O. Karmazina*

Founder and Publisher: Federal State Autonomous Educational Institution of Higher Education “Kazan (Volga Region) Federal University”

The journal is registered with the Federal Service for Supervision of Communications, Information Technologies and Mass Media

Registration certificate PI No. FS77-41874 dated August 27, 2010

The journal is abstracted and/or indexed in Scopus, DOAJ, EBSCO, eLIBRARY.RU, Emerging Sources Citation Index, Google Scholar, CAB Abstracts and Global Health, CAS Source Index, GeoRef, Cyberleninka, Sherpa Romeo, Ulrich's Periodicals Directory, WorldCat

Subscription index: 19422. Free price

Contacts: Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta, ul. Kremlevskaya 18, Kazan, Republic of Tatarstan, 420008 Russia

Phone: (843) 233-73-01; e-mail: uz.ku@kpfu.ru; website: <https://uzakuesc.elpub.ru>

Date of publication: June 8, 2026. Page size: 60×84/8.
Offset printing. Conventional printing sheet: 23.83.
Publisher's signature: 15.64. Circulation: 300 copies. Order: 86/5

Printed in KFU Publishing House
ul. Prof. Nuzhina 1/37, Kazan,
Republic of Tatarstan, 420008 Russia

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Низамеев И.Р., Низамеева Г.Р., Лебедева Э.М., Миронова И.Р.</i> Электрохимическое осаждение анизотропных металлических покрытий из систем, содержащих ионы металла (Fe(II), Ni(II), Co(II)) и каликс[4]резорцин	191
<i>Haо P.M., Quoc L.P.T.</i> Ylang-ylang (<i>Cananga odorata</i>) essential oil: Physical properties, chemical composition, and bioactivities	209
<i>Кальсин Н.А., Насырова Э.С.</i> Особенности подготовки опавшей листвы для получения нефтесорбентов	220
<i>Горбунова С.Ю.</i> Кинетика потребления минеральных форм азота и фосфора при интенсивном культивировании микроводоросли <i>Chlorella vulgaris</i>	233
<i>Карамова К.О., Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю.</i> Применение биочара при компостировании	249
<i>Пьянкова А.А., Ошвинцева А.А., Шаравин Д.Ю., Плотникова Е.Г.</i> Психротолерантные бактерии-деструкторы бензойной кислоты из антропогенно загрязненной почвы Антарктиды	285
<i>Назаров А.В.</i> Диалкиловые эфиры фталевой кислоты в почвах заказника «Предуралье»	303
<i>Болгов И.А., Дорошенко В.В.</i> Влияние пирогенного фактора на сохранность лесных насаждений в особо охраняемой природной территории степной зоны (на примере национального парка «Дьяковский лес»)	319
<i>Мусин Р.Х., Галиева А.Р., Гиззатуллин И.Р., Зиннатов И.И.</i> Особенности состава снежного покрова в Республике Татарстан	331
<i>Голиков А.В., Порфирьев А.Г., Беспятых А.В., Нигматуллин Ч.М.</i> Сабиров Рушан Мирзович (1958–2025) и кафедра зоологии Казанского университета	363

CONTENTS

<i>Nizameev I.R., Nizameeva G.R., Lebedeva E.M., Mironova I.R.</i> Electrochemical deposition of anisotropic metallic coatings from systems containing metal ions (Fe(II), Ni(II), Co(II)) and calix[4]resorcinol	191
<i>Hao P.M., Quoc L.P.T.</i> Ylang-ylang (<i>Cananga odorata</i>) essential oil: Physical properties, chemical composition, and bioactivities	209
<i>Kalsin N.A., Nasyrova E.S.</i> Leaf litter processing for the production of oil sorbents.....	220
<i>Gorbunova S.Yu.</i> Mineral nitrogen and phosphorus uptake kinetics during intensive cultivation of <i>Chlorella vulgaris</i>	233
<i>Karamova K.O., Galitskaya P.Yu., Selivanovskaya S.Yu.</i> Application of biochar in composting.....	249
<i>Pyankova A.A., Oshvintseva A.A., Sharavin D.Yu., Plotnikova E.G.</i> Psychrotolerant benzoic acid-degrading bacteria from anthropogenically contaminated soil of Antarctica	285
<i>Nazarov A.V.</i> Dialkyl esters of phthalic acid in the soils of the Preduralye Nature Reserve	303
<i>Bolgov I.A., Doroshenko V.V.</i> Effects of fire disturbance on forest integrity in a protected steppe area (a study of the Dyakovsky Forest National Park)	319
<i>Musin R.Kh., Galieva A.R., Gizzatullin I.R., Zinnatov I.I.</i> Chemical composition of the snow cover in the Republic of Tatarstan.....	331
<i>Golikov A.V., Porfiriev A.G., Bespyatykh A.V., Nigmatullin Ch.M.</i> Dr. Rushan M. Sabirov (1958–2025) and the Department of Zoology at Kazan University.....	363

Оригинальная статья

УДК 54.052

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.191-208>**Электрохимическое осаждение анизотропных металлических покрытий из систем, содержащих ионы металла (Fe(II), Ni(II), Co(II)) и каликс[4]резорцин****И.Р. Низамеев^{1,2}✉, Г.Р. Низамеева³, Э.М. Лебедева^{1,3}, И.Р. Миронова¹**¹*Институт органической и физической химии им. А.Е. Арбузова – обособленное структурное подразделение ФИЦ КазНЦ РАН, г. Казань, Россия*²*Казанский национальный исследовательский технический университет им. А.Н. Туполева – КАИ, г. Казань, Россия*³*Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань, Россия*✉ inizameyev@iopcr.ru**Аннотация**

В настоящее время поиск альтернативных источников энергии, в том числе электрохимических, представляет актуальную задачу. Важным конструктивным элементом устройств выделения энергии являются функциональные электроды, которые обладают высокой удельной активной поверхностью и поперечной электропроводностью. В работе рассмотрена модификация электродов методом электрохимического осаждения из жидкой фазы для получения альтернативных источников энергии. В процессе модификации образуются ориентированные металлические сетки нанопроволок с высокоразвитой поверхностью вследствие их высокой анизотропии. Осаждение из супрамолекулярных систем, содержащих ионы металла и каликс[4]резорцин, обеспечивает высокую однородность нанесенного слоя сетки. Электрохимическая атомно-силовая микроскопия (ЭХ-АСМ) позволяет наблюдать формирование *in situ* анизотропной сетки на поверхности электрода. В работе изучен ряд комплексов ионов металлов (Fe(II), Ni(II), Co(II)) с тиофосфорилированными каликс[4]резорцинами, для каждого из которых определены электрохимические потенциалы восстановления и время осаждения. Для большинства изученных систем процесс электрохимического осаждения протекает с образованием наночастиц, которые объединяются в крупные агрегаты, после чего формируется сплошная пленка.

Ключевые слова: супрамолекулярные системы, каликсарены, металлические сети, модификация электродов, электрохимическое осаждение, атомно-силовая микроскопия, циклическая вольтамперометрия

Благодарности. Исследование выполнено в рамках гранта Министерства науки и высшего образования Российской Федерации для реализации крупных научных проектов по приоритетным направлениям развития науки и техники (075-15-2024-646).

Для цитирования: Низамеев И.Р., Низамеева Г.Р., Лебедева Э.М., Миронова И.Р. Электрохимическое осаждение анизотропных металлических покрытий из систем, содержащих ионы металла (Fe(II), Ni(II), Co(II)) и каликс[4]резорцин // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 191–208. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.191-208>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.191-208>

Electrochemical deposition of anisotropic metallic coatings from systems containing metal ions (Fe(II), Ni(II), Co(II)) and calix[4]resorcinol

I.R. Nizameev^{1,2}✉, G.R. Nizameeva³, E.M. Lebedeva^{1,3}, I.R. Mironova¹

¹*Arbuzov Institute of Organic and Physical Chemistry, FRC Kazan Scientific Center,
Russian Academy of Sciences, Kazan, Russia*

²*Kazan National Research Technical University named after A.N. Tupolev – KAI, Kazan, Russia*

³*Kazan National Research Technological University, Kazan, Russia*

✉ inizameyev@iopc.ru

Abstract

The quest for alternative energy sources, including electrochemical ones, has never been more critical. The key components in energy-releasing devices are functional electrodes, which have a large specific active surface area and high lateral electrical conductivity. This article considers the modification of electrodes by electrochemical deposition from the liquid phase as a promising strategy to obtain alternative electrochemical energy sources. The modification resulted in oriented metal nanowire networks with a developed surface area due to their high anisotropy. Using the deposition from supramolecular systems containing metal ions and calix[4]resorcinol, a high homogeneity of the applied network layer was achieved. The method of electrochemical atomic force microscopy (EC-AFM) was employed for *in situ* observation of the formation of the anisotropic network on the electrode surface. Several complexes of metal ions (Fe(II), Ni(II), Co(II)) with thiophosphorylated calix[4]resorcinols were investigated, and the electrochemical reduction potentials and deposition times were determined for each of them. For most of the studied systems, the electrochemical deposition proceeded with the formation of nanoparticles, which combined into large aggregates, producing a continuous film.

Keywords: supramolecular systems, calixarenes, metal networks, electrode modification, electrochemical deposition, atomic force microscopy, cyclic voltammetry

Acknowledgments. This study was funded by a grant from the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for large scientific projects in priority areas of scientific and technological development (no. 075-15-2024-646).

For citation: Nizameev I.R., Nizameeva G.R., Lebedeva E.M., Mironova I.R. Electrochemical deposition of anisotropic metallic coatings from systems containing metal ions (Fe(II), Ni(II), Co(II)) and calix[4]resorcinol. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 191–208. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.191-208>. (In Russian)

Введение

Получение и практическое применение наноматериалов является активно развивающимся направлением в науке и технике. Повышенное внимание к наноразмерным структурам, особенно нанопроводам, обусловлено их физико-химическими свойствами [1]. За последние десятилетия достигнут значительный прогресс в получении нанопроводов различными химическими методами. Для синтеза нанопроводов с контролируемой морфологией используют методы жестких и мягких шаблонов. В качестве жестких шаблонов хорошо зарекомендовал себя анодированный оксид алюминия (АОА) [2–5]. По такому принципу, например, синтезированы нанопровода серебра [5]. В методе мягких шаблонов в основном используют поверхностно-активные вещества, биополимеры и ионные жидкости [6–8]. Эффективным является и полиольный метод, основанный на восстановлении солей металлов в среде полиольного растворителя, обычно этиленгликоля, в присутствии блокирующего агента и восстановителя, что обеспечивает возможность контролируемого синтеза нанопроводов [9–13].

Одним из наиболее распространенных методов получения нанопроводов является электрохимическое осаждение, благодаря его доступности, высокой чистоте получаемых материалов и возможности регулирования длины наноструктур [14–16], а также экологичности процесса по сравнению с химическим методом осаждения, поскольку не требует использования агрессивных химических соединений. В работе [15] электрохимическим осаждением из водного раствора AgNO_3 с использованием шаблона АОА получены высокоупорядоченные нанопровода Ag. Контроль диаметра и толщины нанопроволок осуществляется за счет варьирования времени электроосаждения. Синтезированы нанопровода Ni с контролируемыми кристаллографическими, морфологическими и магнитными свойствами путем изменения потенциала осаждения [17]. Проведено электроосаждение нанопроводов Ni, Co, Fe с диаметром 250–300 нм на АОА матрице [18], а также нанопроволок Co на платиновой подложке с использованием раствора этиленгликоля, содержащего соли – предшественники металла [19]. Показано, что, изменяя значение плотности тока, можно управлять направлением роста нанопроводов Ni на АОА шаблоне [20]. На примере нанопроводов Co установлено, что потенциал электроосаждения оказывает влияние на кристаллографическую структуру и магнитные свойства полученного материала [21]. В работах [22, 23] показана зависимость магнитных свойств электроосажденных на АОА нанопроводов Fe от их пространственных параметров, в частности, увеличение коэрцитивной силы с ростом длины нанопроволок.

Нанопровода из магнитных металлов (Ni, Co, Fe) представляют собой ферромагнитные одномерные наноструктуры, обладающие уникальными магнитными свойствами, высоким соотношением сторон, большой площадью поверхности, повышенной проводимостью и механической гибкостью [24–26], что обуславливает возможности их потенциального применения в электронике [27, 28], магнитно-силовой микроскопии в качестве зондов [29], медицине в составе систем биомаркировки [30] и доставки лекарств [31], сенсорных системах как перспективного электродного материала [32], устройствах для хранения энергии [33, 34], а также в энергетике в качестве катализаторов [35–38].

Представляет интерес электрохимическое осаждение ориентированных сетей металлов из систем, содержащих ионы металлов и каликс[4]резорцины. Каликсарены рассматриваются как супрамолекулярные соединения, содержащие внутреннюю полость [39], что представляет интерес с точки зрения стабилизации наночастиц металлов. Показана пер-

спективность применения систем типа «наночастица–каликсарен» в катализе [40], молекулярном распознавании [41, 42], сенсорики [43] и т. д. за счет управляемой калликсаренами морфологии наночастиц. Тиофосфорилированные каликс[4]резорцины проявляют высокую комплексообразующую способность по отношению к ионам переходных металлов. В литературе представлено достаточно много примеров инкапсуляции и стабилизации наночастиц в жидкой среде [44–57], в результате чего удается синтезировать наночастицы с формами, близкими к идеальной сфере. При этом в некоторых случаях на границе раздела жидкость–твердое тело может наблюдаться самоорганизация супрамолекулярных систем в нитевидные структуры [8, 48].

Одним из востребованных направлений исследований является поиск альтернативных источников энергии, в том числе электрохимических, связанных с выделением водорода. Для этого необходимы функциональные электроды с высокой удельной активной поверхностью и поперечной электропроводностью. Для их создания следует обеспечить удельную каталитическую поверхность верхнего слоя и способность эффективного переноса заряда в поверхностном слое. С этой точки зрения интерес представляют анизотропные покрытия в виде ориентированных металлических сеток с высокоразвитой поверхностью [8, 48, 49]. В данной работе рассматривается модификация электродов методом электрохимического осаждения ориентированных металлических сеток с высокоразвитой поверхностью из жидкой фазы, содержащей комплекс иона металла с каликс[4]резорцином. Такой подход является масштабируемым и стандартизируемым способом получения модифицированных электродов. Электроосаждение осуществляли при различных потенциалах под контролем атомно-силовой микроскопии (АСМ), позволяющей наблюдать протекающие в приэлектродном пространстве процессы в высоком разрешении.

1. Материалы и методы

1.1. Объекты исследования. Для контролируемого роста ориентированных систем комплексов Co(II), Fe(II) и Ni(II) с калликсаренами использовали супрамолекулярную самосборку каликс[4]резорцинов, модифицированных тиофосфорильными группами [50, 51].

В работе использовали два типа каликс[4]резорцинов (рис. 1):

1) $01_CH_3-SPO_6-2CH_3$ с двумя гидроксильными и одной метильной группами по верхнему ободу и шестичленной тиофосфорильной группой в *n*-, *m*- или *o*-положениях по нижнему ободу ($01_CH_3-p-SPO_6-2CH_3$, $01_CH_3-m-SPO_6-2CH_3$, $01_CH_3-o-SPO_6-2CH_3$);

2) $02_CH_3-SPO_5$ с двумя гидроксильными и одной метильной группами по верхнему ободу и пятичленной тиофосфорильной группой в *n*-, *m*- или *o*-положениях по нижнему ободу ($02_CH_3-p-SPO_5$, $02_CH_3-m-SPO_5$, $02_CH_3-o-SPO_5$).

Каждый тип каликс[4]резорцинов смешивали в диметилформамиде (ДМФА) с солью металла ($Ni(BF_4)_2$, $Fe(BF_4)_2$, $CoCl_2$) в соотношении 1 : 1 для образования комплексов металл–каликс[4]резорцин ($c = 5$ мМ). Для первого типа каликс[4]резорцинов характерно образование двух конформаций: «конус» и «кресло», каждая из которых рассмотрена отдельно (табл. 1).

1.2. Циклическая вольтамперометрия (ЦВА). ЦВА-исследования проводили на потенциостате Р-45Х (Electrochemical Instruments, Россия) в стеклянной трехэлектродной ячейке. В качестве рабочего электрода использовали полированный стеклоуглеродный электрод диаметром 3 мм. Вспомогательным электродом служил платиновый электрод диаметром 1 мм, а электродом сравнения – насыщенный хлоридсеребряный электрод (Ag/AgCl).

Регистрацию циклических вольтамперограмм проводили в ДМФА на фоне 0.1 М тетрабутиламмоний тетрафторбората ($(C_4H_9)_4N^+BF_4^-$) в среде аргона при комнатной температуре и скорости развертки потенциала 50 мВ/с.

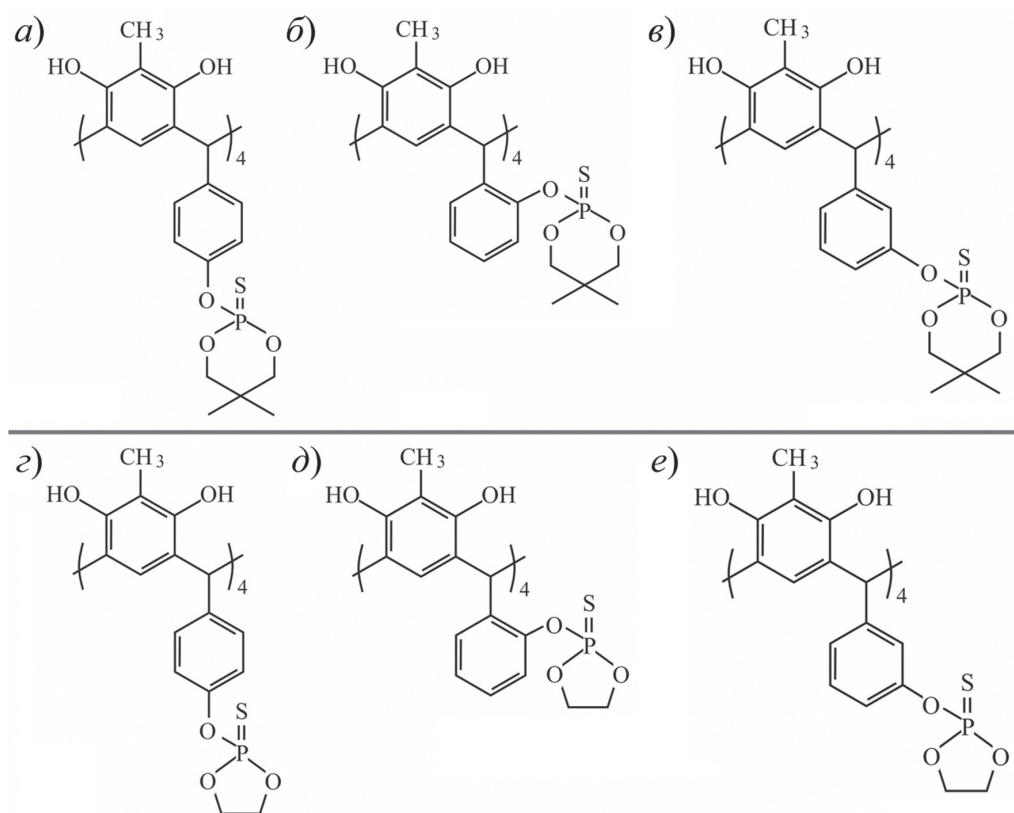


Рис. 1. Химические формулы каликс[4]резорцинов: 01_СН₃-*p*-SPO₆-2СН₃ (а); 01_СН₃-*o*-SPO₆-2СН₃ (б); 01_СН₃-*m*-SPO₆-2СН₃ (в); 02_СН₃-*p*-SPO₅ (г); 02_СН₃-*o*-SPO₅ (д); 02_СН₃-*m*-SPO₅ (е)

Fig. 1. Chemical formulas of calix[4]resorcinols: 01_СН₃-*p*-SPO₆-2СН₃ (а); 01_СН₃-*o*-SPO₆-2СН₃ (б); 01_СН₃-*m*-SPO₆-2СН₃ (в); 02_СН₃-*p*-SPO₅ (г); 02_СН₃-*o*-SPO₅ (д); 02_СН₃-*m*-SPO₅ (е); 02_СН₃-*m*-SPO₅ (ф)

Табл. 1. Краткое обозначение используемых каликс[4]резорцинов

Table 1. Abbreviations for calix[4]resorcinols used in this study

Краткое обозначение	Описание структуры каликс[4]резорцина
C1	01_СН ₃ - <i>o</i> -SPO ₆ -2СН ₃
C2	02_СН ₃ - <i>o</i> -SPO ₅
C3	02_СН ₃ - <i>p</i> -SPO ₅
C4	02_СН ₃ - <i>m</i> -SPO ₅
C5	01_СН ₃ - <i>m</i> -SPO ₆ -2СН ₃ (кресло)
C6	01_СН ₃ - <i>m</i> -SPO ₆ -2СН ₃ (конус)
C7	01_СН ₃ - <i>p</i> -SPO ₆ -2СН ₃ (конус)
C8	01_СН ₃ - <i>p</i> -SPO ₆ -2СН ₃ (кресло)

1.3. Метод электрохимической АСМ (ЭХ-АСМ) предполагает наличие совместимой с АСМ трехэлектродной электрохимической ячейки и потенциостата с аналого-цифровым преобразователем и цифровым интерфейсом управления, синхронизированного с микроскопом

с кадровой разверткой системы получения изображения. При выполнении измерений использовали сканирующий зондовый микроскоп MultiMode V (Veeco, США) с программным обеспечением “Nanoscope 7.30”, потенциостат «di NanoScope Universal Bipotentiostat» (Veeco, США), ячейку для ЭХ-АСМ (модель ММТМЕС), оптический микроскоп с увеличением 400×, подложку из высокоориентированного пирографита (ВОПГ). Схема ЭХ-АСМ ячейки представлена на рис. 2. Она сконструирована по трехэлектродной схеме: подложка, которая визуализируется методом АСМ, выступает в роли рабочего электрода; вспомогательный электрод – платиновая проволока; электрод сравнения – насыщенный хлоридсеребряный электрод (Ag/AgCl). Рабочий объем используемой электрохимической ячейки составлял 1 мл.

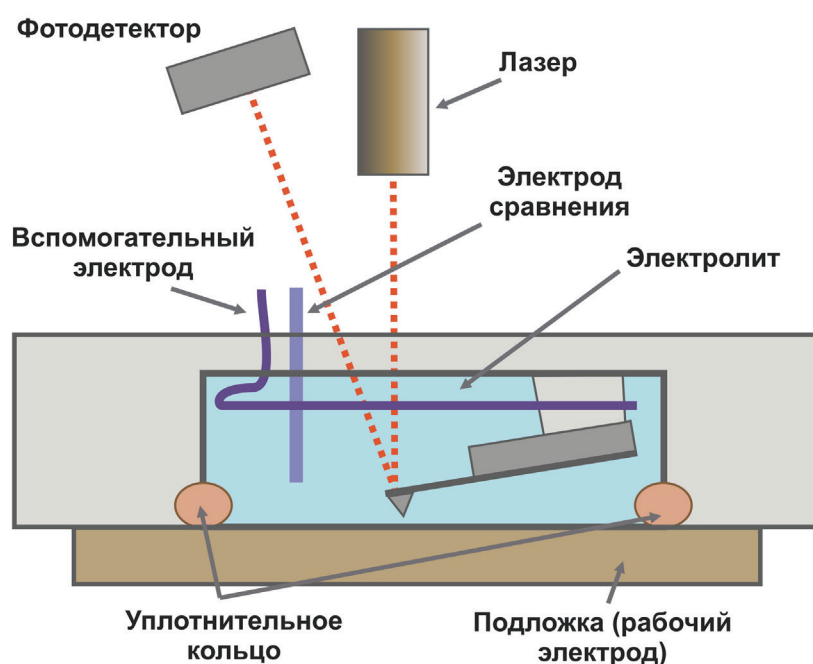


Рис. 2. Схема электрохимической ячейки для ЭХ-АСМ

Fig. 2. Schematic diagram of the EC-AFM electrochemical cell

Измерения проводили в инертной атмосфере аргона. Для этого в ячейку вносили исследуемый раствор и выдерживали в течение 20 мин до установления равновесия в системе. Затем проводили сканирование поверхности рабочего электрода в контактном режиме АСМ, после чего на рабочий электрод-подложку накладывали определенный потенциал и проводили повторное АСМ-сканирование в течение всего процесса электрохимического осаждения. Для сканирования использовались кантилеверы NP-S10 (Veeco instruments Inc., США) с номинальным коэффициентом жесткости 0.12 Н/м.

2. Результаты и их обсуждение

Электроосаждение металлов из комплексов осуществляли потенциостатически под контролем АСМ. Особенность электроосаждения нанопроводов металлов заключается в образовании поликристаллических структур при низких и высоких потенциалах электровосстановления и формировании преимущественно (или в наибольшем количестве) монокристаллов при промежуточных потенциалах (примерно -1.5 В ... -1.7 В отн. Ag/AgCl). Аналогичные результаты получены при электроосаждении нанопроводов магнитных металлов [45]. При электрохимическом синтезе структур с заданной морфологией важную

роль играет время электролиза. Малое время осаждения приводит к неравномерному и неполному заполнению целевой подложки-электрода рассматриваемыми комплексами, а при большом времени электролиза образуется сплошное покрытие без морфологической анизотропии. Поэтому для оптимизации времени электроосаждения необходим *in situ* мониторинг процесса. Для контролируемого роста ориентированных систем комплексов Co(II), Fe(II) и Ni(II) использована супрамолекулярная самосборка систем на основе тиофосфоридированных каликс[4]резорцинов. С целью установления условий формирования ориентированных металлических покрытий предварительно были зарегистрированы циклические вольтамперограммы для рассматриваемых комплексов (рис. 3).

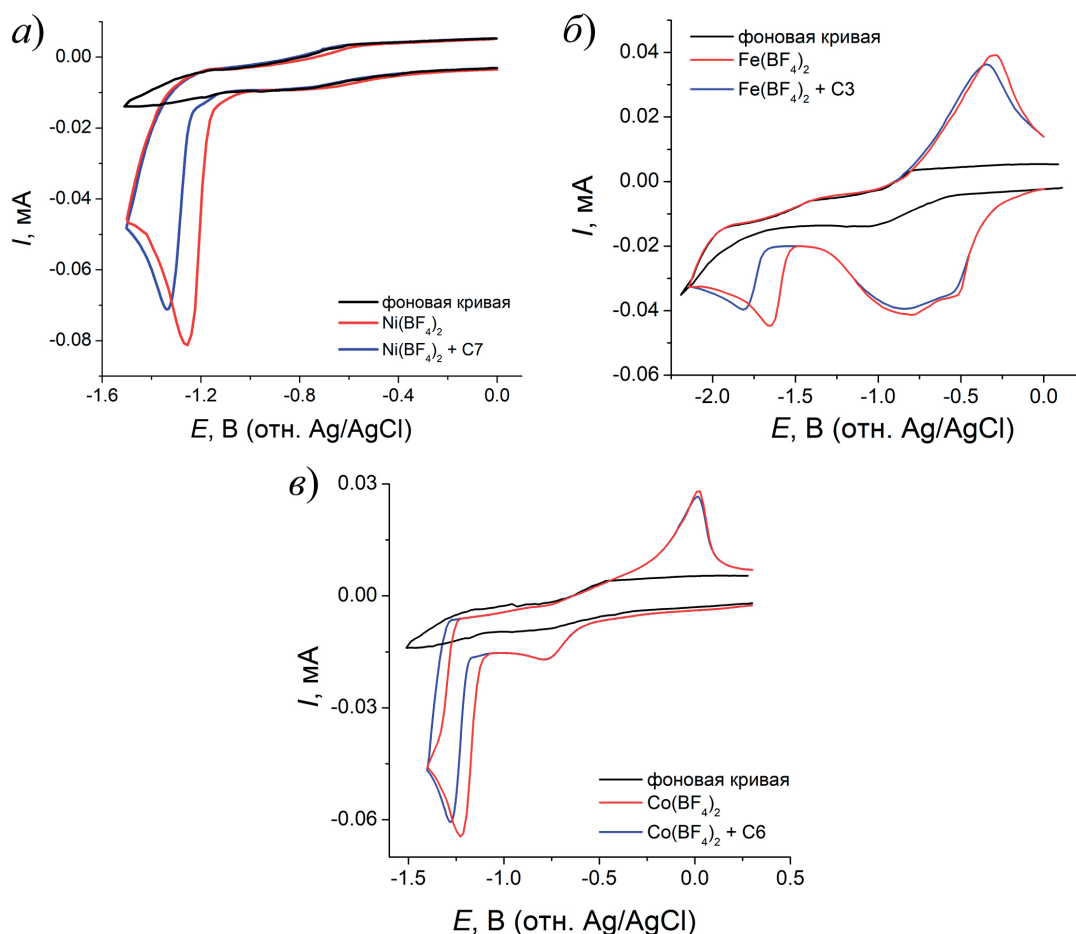


Рис. 3. Типичные циклические вольтамперограммы комплексов на примере Ni(II) + C7 (а), Fe(II) + C3 (б) и Co(II) + C6 (в) ($c = 5$ мМ) в 0.1 М $(C_4H_9)_4N^+BF_4^-$ в ДМФА, скорость сканирования потенциала 50 мВ/с

Fig. 3. Typical cyclic voltammograms of the complexes, using Ni(II) + C7 (a), Fe(II) + C3 (b), and Co(II) + C6 (c) as examples ($c = 5$ mM), in 0.1 М $(C_4H_9)_4N^+BF_4^-$ in DMF, potential scan rate 50 mV/s

На циклических вольтамперограммах $Ni(BF_4)_2$ наблюдается двухэлектронный необратимый пик восстановления $Ni^{2+} \rightarrow Ni^0$ при потенциале -1.25 В. Для комплексов Ni(II) с тиофосфорилированными каликс[4]резорцинами на вольтамперограммах наблюдается некоторое смещение потенциала пика восстановления либо в более отрицательную, либо в более положительную область в зависимости от типа каликс[4]резорцина, обусловленное образованием связи Ni^{2+} с тиофосфорилированной группой макроцикла. Например, для системы Ni(II) + C7 (рис. 3, а) пик восстановления наблюдается при потенциале -1.33 В.

Для CoCl_2 катодный пик проявляется при -1.22 В, а для комплекса $\text{Co(II)} + \text{C6}$ пик смещается до -1.27 В (рис. 3, в). Как видно из рис. 3, б, пик восстановления комплекса $\text{Fe(II)} + \text{C3}$ приходится на -1.76 В, тогда как для $\text{Fe(BF}_4)_2$ он составляет -1.65 В. Аналогичным образом установлены потенциалы восстановления для всех исследуемых комплексов.

На следующем этапе исследования проведено осаждение металлических покрытий в условиях ЭХ-АСМ и оценено влияние времени электролиза на форму образующихся агрегатов. Для визуального подтверждения образования наночастиц использована гладкая подложка-электрод из ВОПГ, поверхность которой имеет низкую шероховатость на достаточно большой площади (рис. 4). Средняя шероховатость R_a поверхности на площади 10×10 мкм² составляет всего 1.6 нм. Топографическая гистограмма поверхности ВОПГ приведена на рис. 4, б.

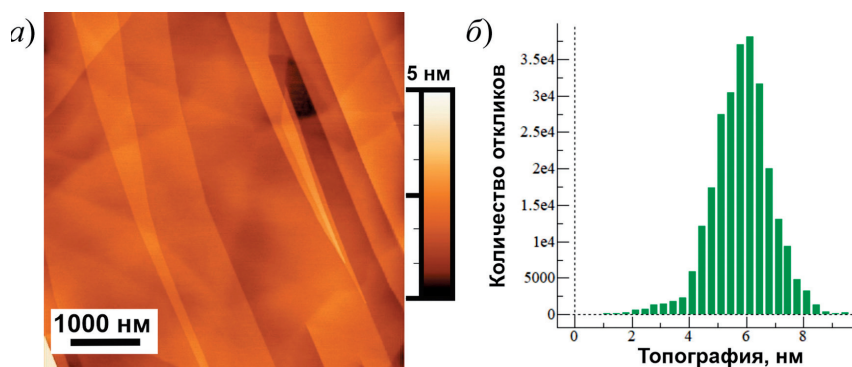


Рис. 4. АСМ изображение поверхности рабочего электрода из ВОПГ (а) и топографическая гистограмма (б)

Fig. 4. AFM image of the HOPG working electrode surface (a) and topographic histogram (b)

В результате большого числа проведенных экспериментов по электроосаждению металлов для ряда комплексов ($\text{Fe(II)} + \text{C3}$, $\text{Ni(II)} + \text{C7}$, $\text{Co(II)} + \text{C6}$, $\text{Co(II)} + \text{C3}$) удалось выявить условия, обеспечивающие направленный рост нанокластеров (рис. 5).

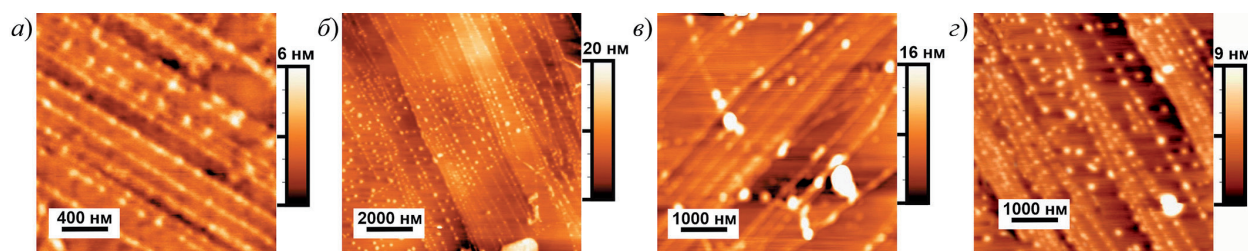


Рис. 5. АСМ изображения структур, образовавшихся на поверхности рабочего электрода ЭХ-АСМ ячейки в результате электроосаждения из комплексов $\text{Fe(II)} + \text{C3}$ (а), $\text{Ni(II)} + \text{C7}$ (б), $\text{Co(II)} + \text{C6}$ (в) и $\text{Co(II)} + \text{C3}$ (г)

Fig. 5. AFM images of structures formed on the surface of the working electrode in the EC-AFM cell by electrochemical deposition from the complexes of $\text{Fe(II)} + \text{C3}$ (a), $\text{Ni(II)} + \text{C7}$ (b), $\text{Co(II)} + \text{C6}$ (c), and $\text{Co(II)} + \text{C3}$ (d)

Для большинства изученных систем процесс электрохимического осаждения протекает по схеме «образование наночастиц – объединение наночастиц в крупные агрегаты – образование сплошной пленки». Добиться анизотропии на начальных стадиях роста наноструктур не удастся (рис. 6). Можно предположить, что это вызвано образованием на границе раздела подложка – раствор супрамолекулярных структур различной формы в зависимости

от структуры тиофосфорилированного каликс[4]резорцина (рис. 1). В ряде случаев образуются ориентированные цепочки отдельных частиц (рис. 6, а–в), а в других – добиться какой-либо анизотропии не удастся (рис. 6, г–е).

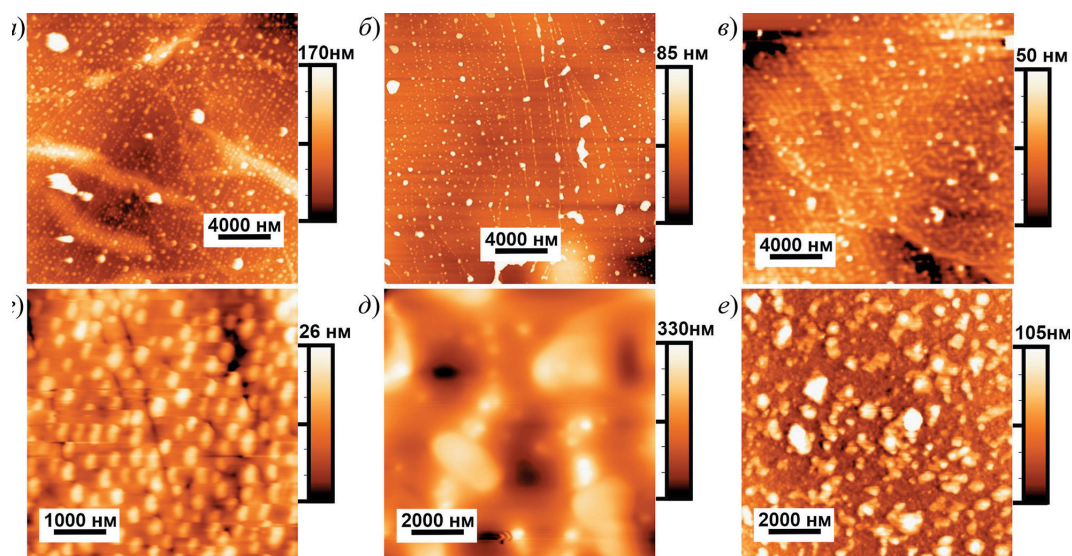


Рис. 6. АСМ изображения структур, образовавшихся на поверхности рабочего электрода ЭХ-АСМ ячейки в результате электроосаждения из комплексов Fe(II) + C5 (а), Fe(II) + C7 (б), Fe(II) + C1 (в), Fe(II) + C8 (г), Co(II) + C5 (д) и Co(II) + C1 (е)

Fig. 6. AFM images of structures formed on the surface of the working electrode in the EC-AFM cell by electrochemical deposition from the complexes of Fe(II) + C5 (a), Fe(II) + C7 (b), Fe(II) + C1 (c), Fe(II) + C8 (d), Co(II) + C5 (e), and Co(II) + C1 (f)

Структура металлорганического комплекса оказывает сильное влияние на морфологию формирующегося металлического покрытия. Условия электрохимического осаждения металлов из всех исследованных комплексов и морфология образующихся покрытий систематизированы в табл. 2, в которой НЧ – наночастицы, НП – система нанопроводов, а МКНЧ – массив крупных частиц с мультимодальным распределением, а сумма отдельных типов описывает смешанные типы морфологии.

Табл. 2. Условия электроосаждения металлов из комплексов ионов металлов с тиофосфорилированными каликс[4]резорцинами и морфология образующихся наноструктур

Table 2. Conditions for metal electrodeposition from the complexes of metal ions with thiophosphorylated calix[4]resorcinols and morphology of nanostructures that were formed

Комплекс	Потенциал электроосаждения, В (отн. Ag/AgCl)	Время электроосаждения, с	Морфология по данным ЭХ-АСМ
1	2	3	4
Ni(II) + C1	–1.31	140	НЧ
Ni(II) + C2	–1.33	150	НЧ
Ni(II) + C3	–1.36	140	НЧ + НП
Ni(II) + C4	–1.35	140	НЧ
Ni(II) + C5	–1.28	140	НЧ
Ni(II) + C6	–1.29	140	НЧ
Ni(II) + C7	–1.33	140	НЧ + НП
Ni(II) + C8	–1.3	150	НЧ

Окончание табл. 2 / End of Table 2

1	2	3	4
Ni(II)	-1.25	140	НЧ
Fe(II) + C1	-1.7	180	НЧ + НП
Fe(II) + C2	-1.71	180	НЧ
Fe(II) + C3	-1.76	180	НП
Fe(II) + C4	-1.72	180	НЧ
Fe(II) + C5	-1.63	180	НЧ + НП
Fe(II) + C6	-1.69	180	НЧ + МКНЧ + НП
Fe(II) + C7	-1.73	180	НЧ + МКНЧ + НП
Fe(II) + C8	-1.72	180	НЧ
Fe(II)	-1.65	180	НЧ
Co(II) + C1	-1.26	120	НЧ
Co(II) + C2	-1.27	120	НЧ
Co(II) + C3	-1.31	120	НП
Co(II) + C4	-1.3	120	НЧ
Co(II) + C5	-1.24	120	Пленка
Co(II) + C6	-1.27	120	НП
Co(II) + C7	-1.28	120	НЧ
Co(II) + C8	-1.27	120	НЧ
Co(II)	-1.22	120	НЧ

Заключение

В работе рассмотрено электрохимическое осаждение ориентированных металлических сеток из супрамолекулярных систем ионов металлов с тиофосфорилированными каликс[4] резорцинами. С помощью ЭХ-АСМ показана возможность реализации контролируемого роста наноструктур на электродной поверхности. Показано, что природа макроцикла и условия электроосаждения оказывают влияние на морфологию формирующихся наноструктур, которые представлены наночастицами, нанопроводами, а также системами ориентированных сеток нановолокон с включениями отдельных частиц. Полученные покрытия в зависимости от морфологии могут найти применение при решении различных задач, например, в создании гетерогенных катализаторов электрохимического выделения водорода, катализаторов реакции электровосстановления кислорода, электропроводящих прозрачных покрытий и др.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. *Shahzad A., Khan I.A., Manzoor A., Kashif M., Ahsan M., He M., Razzokov J.* Synthesis of nickel nanowires (Ni-NWs) as high ferromagnetic material by electrodeposition technique // *Heliyon*. 2023. V. 9, No 1. Art. e12576. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12576>.
2. *Arefpour M., Kashi M.A., Barzoki F.K., Noormohammadi M., Ramazani A.* Electrodeposited metal nanowires as transparent conductive electrodes: Their release conditions, electrical

- conductivity, optical transparency and chemical stability // *Mater. Des.* 2018. V. 157. P. 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2018.07.048>.
3. *Liang C., Terabe K., Tsuruoka T., Osada M., Hasegawa T., Aono M.* AgI/Ag heterojunction nanowires: Facile electrochemical synthesis, photoluminescence, and enhanced ionic conductivity // *Adv. Funct. Mater.* 2007. V. 17, No 9. P. 1466–1472. <https://doi.org/10.1002/adfm.200600590>.
 4. *Zhang C., Li C., Si X., He Z., Qi J., Feng J., Cao J.* Single-crystalline silver nanowire arrays directly synthesized onto substrates by template-assisted chemical wetting // *Materialia*. 2020. V. 9. Art. 100529. <https://doi.org/10.1016/j.mtla.2019.100529>.
 5. *Song M., Zhou X., He X., Cao H., Liu J., Qiu H., Jin Z.* Distance dependent fluorescence enhancement of silver nanowires deposited on AAO // *Opt. Mater.* 2018. V. 83. P. 241–244. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2018.06.022>.
 6. *Jones M.R., Osberg K.D., Macfarlane R.J., Langille M.R., Mirkin C.A.* Templated techniques for the synthesis and assembly of plasmonic nanostructures // *Chem. Rev.* 2011. V. 111, No 6. P. 3736–3827. <https://doi.org/10.1021/cr1004452>.
 7. *Kim T.Y., Kim W.J., Hong S.H., Kim J.E., Suh K.S.* Ionic-liquid-assisted formation of silver nanowires // *Angew. Chem., Int. Ed.* 2009. V. 48, No 21. P. 3806–3809. <https://doi.org/10.1002/anie.200806379>.
 8. *Kadirov M.K., Nizameev I.R., Zakharova L.Ya.* Platinum nanoscale lattice on a graphite surface using cetyltrimethylammonium bromide hemi- and precylindrical micelle templates // *J. Phys. Chem. C*. 2012. V. 116, No 20. P. 11326–11335. <https://doi.org/10.1021/jp211826x>.
 9. *Низамеева Г.Р., Низамеев И.Р., Кадиров М.К.* Определение типа проводимости композиционного оптически прозрачного проводящего покрытия на основе ориентированных сетей платины // *Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки*. 2023. Т. 165, кн. 1. С. 23–36. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.1.23-36>.
 10. *Nizameev I.R., Nizameeva G.R., Faizullin R.R., Kadirov M.K.* Oriented nickel nanonetworks and their submicron fibres as a basis for a transparent electrically conductive coating // *ChemPhysChem*. 2021. V. 22, No 3. P. 288–292. <https://doi.org/10.1002/cphc.202000876>.
 11. *Fiévet F., Ammar-Merah S., Brayner R., Chau F., Giraud M., Mammeri F., Peron J., Piquemal J.-Y., Sicard L., Viau G.* The polyol process: A unique method for easy access to metal nanoparticles with tailored sizes, shapes and compositions // *Chem. Soc. Rev.* 2018. V. 47, No 14. P. 5187–5233. <https://doi.org/10.1039/C7CS00777A>.
 12. *Yun H.D., Seo D.M., Lee M.Y., Kwon S.Y., Park L.S.* Effective synthesis and recovery of silver nanowires prepared by tapered continuous flow reactor for flexible and transparent conducting electrode // *Metals*. 2016. V. 6, No 1. Art. 14. <https://doi.org/10.3390/met6010014>.
 13. *Hemmati S., Harris M.T., Barkey D.P.* Polyol silver nanowire synthesis and the outlook for a green process // *J. Nanomater.* 2020. V. 2020, No 1. Art. 9341983. <https://doi.org/10.1155/2020/9341983>.
 14. *Sousa C.T., Leitao D.C., Proenca M.P., Ventura J., Pereira A.M., Araujo J.P.* Nanoporous alumina as templates for multifunctional applications // *Appl. Phys. Rev.* 2014. V. 1, No 3. Art. 031102. <https://doi.org/10.1063/1.4893546>.
 15. *Sun X.-Y., Xu F.-Q., Li Z.-M., Zhang W.-H.* Cyclic voltammetry for the fabrication of high dense silver nanowire arrays with the assistance of AAO template // *Mater. Chem. Phys.* 2005. V. 90, No 1. P. 69–72. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2004.10.007>.
 16. *Овчинникова К.В., Бобрикова И.Г., Жукова И.Ю., Куц А.А., Дегтярь Л.А.* Кинетика электроосаждения композиционного электрохимического покрытия никель-кобальт-оксид алюминия // *Электрохимия*. 2024. Т. 60, № 4. С. 253–261. <https://doi.org/10.31857/S0424857024040019>.
 17. *Proenca M.P., Sousa C.T., Ventura J., Vazquez M., Araujo J.P.* Ni growth inside ordered arrays of alumina nanopores: Enhancing the deposition rate // *Electrochim. Acta*. 2012. V. 72. P. 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2012.04.036>.

18. Qin J., Nogués J., Mikhaylova M., Roig A., Muñoz J.S., Muhammed M. Differences in the magnetic properties of Co, Fe, and Ni 250–300 nm wide nanowires electrodeposited in amorphous anodized alumina templates // *Chem. Mater.* 2005. V. 17, No 7. P. 1829–1834. <https://doi.org/10.1021/cm047870q>.
19. Panzeri G., Accogli A., Gibertini E., Varotto S., Rinaldi C., Nobili L., Magagnin L. Electrodeposition of cobalt thin films and nanowires from ethylene glycol-based solution // *Electrochem. Commun.* 2019. V. 103. P. 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2019.04.012>.
20. Yu Y., Li J., Wang J., Wu X., Yu C., Xu T., Chang B., Sun H., Arandiyán H. Orientation growth and magnetic properties of electrochemical deposited nickel nanowire arrays // *Catalysts*. 2019. V. 9, No 2. Art. 152. <https://doi.org/10.3390/catal9020152>.
21. Irshad M.I., Mohamed N.M., Abdullah M.Z., Saheed M.S.M., Mumtaz A., Yasar M., Yar A., Zeeshan M.A., Sort J. Influence of the electrodeposition potential on the crystallographic structure and effective magnetic easy axis of cobalt nanowires // *RSC Adv.* 2016. V. 6, No 17. P. 14266–14272. <https://doi.org/10.1039/C6RA01311B>.
22. Elmekawy A.H.A., Iashina E., Dubitskiy I., Sotnichuk S., Bozhev I., Kozlov D., Napolskii K., Menzel D., Mistonov A. Magnetic properties of ordered arrays of iron nanowires: The impact of the length // *J. Magn. Magn. Mater.* 2021. V. 532. Art. 167951. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2021.167951>.
23. Elmekawy A.H.A., Iashina E.G., Dubitskiy I.S., Sotnichuk S.V., Bozhev I.V., Napolskii K.S., Menzel D., Mistonov A.A. Magnetic properties and FORC analysis of iron nanowire arrays // *Mater. Today Commun.* 2020. V. 25. Art. 101609. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2020.101609>.
24. Zamani Kouhpanji M.R., Stadler B.J.H. Magnetic nanowires for nanobarcoding and beyond // *Sensors*. 2021. V. 21, No 13. Art. 4573. <https://doi.org/10.3390/s21134573>.
25. Кованова М.А., Дербенева П.Д., Постнов А.С., Тихомирова Т.В., Ващурич А.С., Койфман О.И. Электрокаталитические свойства водорастворимых фталоцианинатов никеля(II) и меди(II) в реакции окисления гидроксид-ионов // *Электрохимия*. 2024. Т. 60, № 6. С. 408–414. <https://doi.org/10.31857/S0424857024060036>.
26. Li Y., Cheng H., Wang N., Zhou Y., Li T. Magnetic and microwave absorption properties of Fe/TiO₂ nanocomposites prepared by template electrodeposition // *J. Alloys Compd.* 2018. V. 763. P. 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2018.05.282>.
27. Muscas G., Jönsson P.E., Serrano I.G., Vallin Ö., Kamalakar M.V. Ultralow magnetostrictive flexible ferromagnetic nanowires // *Nanoscale*. 2021. V. 13, No 12. P. 6043–6052. <https://doi.org/10.1039/D0NR08355K>.
28. Fernández-González C., Guedeja-Marrón A., Rodilla B.L., Arché-Nuñez A., Corcuera R., Lucas I., González M.T., Varela M., de la Presa P., Aballe L., Pérez L., Ruiz-Gómez S. Electrodeposited magnetic nanowires with radial modulation of composition // *Nanomaterials*. 2022. V. 12, No 15. Art. 2565. <https://doi.org/10.3390/nano12152565>.
29. Alotaibi S., Samba J., Pokharel S., Lan Y., Uradu K., Afolabi A., Unlu I., Basnet G., Aslan K., Flanders B.N., Lisfi A., Ozturk B. Individually grown cobalt nanowires as magnetic force microscopy probes // *Appl. Phys. Lett.* 2018. V. 112, No 9. Art. 092401. <https://doi.org/10.1063/1.4997310>.
30. Zhou W., Um J., Zhang Y., Nelson A.P., Nemati Z., Modiano J., Stadler B., Franklin R. Development of a biolabeling system using ferromagnetic nanowires // *IEEE J. Electromagn., RF Microwaves Med. Biol.* 2019. V. 3, No 2. P. 134–142. <https://doi.org/10.1109/JERM.2018.2889049>.
31. Pondman K.M., Bunt N.D., Maijenburg A.W., van Wezel R.J.A., Kishore U., Abelmann L., ten Elshof J.E., ten Haken B. Magnetic drug delivery with FePd nanowires // *J. Magn. Magn. Mater.* 2015. V. 380. P. 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2014.10.101>.
32. Hussain M., Nisar A., Qian L., Karim S., Khan M., Liu Y., Sun H., Ahmad M. Ni and Co synergy in bimetallic nanowires for the electrochemical detection of hydrogen peroxide // *Nanotechnology*. 2021. V. 32, No 20. Art. 205501. <https://doi.org/10.1088/1361-6528/abe4fb>.
33. Yu K., Pan X., Zhang G., Liao X., Zhou X., Yan M., Xu L., Mai L. Nanowires in energy storage devices: Structures, synthesis, and applications // *Adv. Energy Mater.* 2018. V. 8, No 32. Art. 1802369. <https://doi.org/10.1002/aenm.201802369>.

34. Pendashteh A., Palma J., Anderson M., Marcilla R. Nanostructured porous wires of iron cobaltite: Novel positive electrode for high-performance hybrid energy storage devices // *J. Mater. Chem. A*. 2015. V. 3, No 32. P. 16849–16859. <https://doi.org/10.1039/C5TA02701B>.
35. Liu X.-J., Sun Y.-D., Yin X., Jia C., Ma M., Chen Y. Enhanced methanol electrooxidation over defect-rich Pt-M (M = Fe, Co, Ni) ultrathin nanowires // *Energy Fuels*. 2020. V. 34, No 8. P. 10078–10086. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c01850>.
36. Li K., Li X., Huang H., Luo L., Li X., Yan X., Ma C., Si R., Yang J., Zeng J. One-nanometer-thick PtNiRh trimetallic nanowires with enhanced oxygen reduction electrocatalysis in acid media: Integrating multiple advantages into one catalyst // *J. Am. Chem. Soc.* 2018. V. 140, No 47. P. 16159–16167. <https://doi.org/10.1021/jacs.8b08836>.
37. Mao J., Chen W., He D., Wan J., Pei J., Dong J., Wang Y., An P., Jin Z., Xing W., Tang H., Zhuang Z., Liang X., Huang Y., Zhou G., Wang L., Wang D., Li Y. Design of ultrathin Pt-Mo-Ni nanowire catalysts for ethanol electrooxidation // *Sci. Adv.* 2017. V. 3, No 8. Art. e1603068. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1603068>.
38. Guo S., Li D., Zhu H., Zhang S., Markovic N.M., Stamenkovic V.R., Sun S. FePt and CoPt nanowires as efficient catalysts for the oxygen reduction reaction // *Angew. Chem., Int. Ed.* 2013. V. 52, No 12. P. 3465–3468. <https://doi.org/10.1002/anie.201209871>.
39. Kongor A.R., Mehta V.A., Modi K.M., Panchal M.K., Dey S.A., Panchal U.S., Jain V.K. Calix-based nanoparticles: A review // *Top. Curr. Chem.* 2016. V. 374, No 3. Art. 28. <https://doi.org/10.1007/s41061-016-0029-z>.
40. de Silva N., Ha J.-M., Solovyov A., Nigra M.M., Ogino I., Yeh S.W., Durkin K.A., Katz A. A bioinspired approach for controlling accessibility in calix[4]arene-bound metal cluster catalysts // *Nat. Chem.* 2010. V. 2, No 12. P. 1062–1068. <https://doi.org/10.1038/nchem.860>.
41. Baghayeri M., Namadchian M., Karimi-Maleh H., Beitollahi H. Determination of nifedipine using nanostructured electrochemical sensor based on simple synthesis of Ag nanoparticles at the surface of glassy carbon electrode: Application to the analysis of some real samples // *J. Electroanal. Chem.* 2013. V. 697. P. 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2013.03.011>.
42. Guerrini L., Garcia-Ramos J.V., Domingo C., Sanchez-Cortes S. Functionalization of Ag nanoparticles with dithiocarbamate calix[4]arene as an effective supramolecular host for the surface-enhanced Raman scattering detection of polycyclic aromatic hydrocarbons // *Langmuir*. 2006. V. 22, No 26. P. 10924–10926. <https://doi.org/10.1021/la062266a>.
43. Bhatt K.D., Vyas D.J., Makwana B.A., Darjee S.M., Jain V.K. Highly stable water dispersible calix[4]pyrrole octa-hydrazide protected gold nanoparticles as colorimetric and fluorometric chemosensors for selective signaling of Co(II) ions // *Spectrochim. Acta, Part A*. 2014. V. 121. P. 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2013.10.076>.
44. Balasubramanian R., Kim B., Tripp S.L., Wang X., Lieberman M., Wei A. Dispersion and stability studies of resorcinarene-encapsulated gold nanoparticles // *Langmuir*. 2002. V. 18, No 9. P. 3676–3681. <https://doi.org/10.1021/la0156107>.
45. Wei A., Kim B., Pusztay S.V., Tripp S.L., Balasubramanian R. Resorcinarene-encapsulated nanoparticles: Building blocks for self-assembled nanostructures // *J. Inclusion Phenom. Macrocyclic Chem.* 2001. V. 41, Nos 1–4. P. 83–86. <https://doi.org/10.1023/A:1014472212238>.
46. Patel G., Menon S. Recognition of lysine, arginine and histidine by novel *p*-sulfonatocalix[4]arene thiol functionalized gold nanoparticles in aqueous solution // *Chem. Commun.* 2009. No 24. P. 3563–3565. <https://doi.org/10.1039/B905141D>.
47. Pescatori L., Boccia A., Ciesa F., Rossi F., Grillo V., Arduini A., Pochini A., Zanoni R., Secchi A. The effect of ligand denticity in size-selective synthesis of calix[n]arene-stabilized gold nanoparticles: A multitechnique approach // *Chem. – Eur. J.* 2010. V. 16, No 36. P. 11089–11099. <https://doi.org/10.1002/chem.201001039>.
48. Nizameev I.R., Kadirov M.K., Semyonov V.A., Zakharova L.Ya., Ismaev T.I., Safiullin R.A., Rizvanov I.Kh., Babaev V.M. Palladium 1D nanoscale aggregates on a graphite surface using

CTAB hemicylindrical micelle templates // Dalton Trans. 2016. V. 45, No 27. P. 11035–11041. <https://doi.org/10.1039/C6DT01234E>.

49. Nizameev I., Nizameeva G., Kadirov M. Transparent conductive layer based on oriented platinum networks // ChemistrySelect. 2019. V. 4, No 46. P. 13564–13568. <https://doi.org/10.1002/slct.201904293>.
50. Kadirov M.K., Knyazeva I.R., Nizameev I.R., Safullin R.A., Matveeva V.I., Kholin K.V., Khrizanforova V.V., Ismaev T.I., Burilov A.R., Budnikova Yu.H., Sinyashin O.G. Oxygen reduction reaction catalyzed by nickel complexes based on thiophosphorylated calix[4]resorcinols and immobilized in the membrane electrode assembly of fuel cells // Dalton Trans. 2016. V. 45, No 41. P. 16157–16161. <https://doi.org/10.1039/C6DT02881K>.
51. Khrizanforova V.V., Knyazeva I.R., Matveeva Sokolova V.I., Nizameev I.R., Gryaznova T.V., Kadirov M.K., Burilov A.R., Sinyashin O.G., Budnikova Y.H. Nickel complexes based on thiophosphorylated calix[4]resorcinols as effective catalysts for hydrogen evolution // Electrocatalysis. 2015. V. 6, No 4. P. 357–364. <https://doi.org/10.1007/s12678-015-0251-4>.

References

1. Shahzad A., Khan I.A., Manzoor A., Kashif M., Ahsan M., He M., Razzokov J. Synthesis of nickel nanowires (Ni-NWs) as high ferromagnetic material by electrodeposition technique. *Heliyon*, 2023, vol. 9, no. 1, art. e12576. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12576>.
2. Arefpour M., Kashi M.A., Barzoki F.K., Noormohammadi M., Ramazani A. Electrodeposited metal nanowires as transparent conductive electrodes: Their release conditions, electrical conductivity, optical transparency and chemical stability. *Mater. Des.*, 2018, vol. 157, pp. 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2018.07.048>.
3. Liang C., Terabe K., Tsuruoka T., Osada M., Hasegawa T., Aono M. AgI/Ag heterojunction nanowires: Facile electrochemical synthesis, photoluminescence, and enhanced ionic conductivity. *Adv. Funct. Mater.*, 2007, vol. 17, no. 9, pp. 1466–1472. <https://doi.org/10.1002/adfm.200600590>.
4. Zhang C., Li C., Si X., He Z., Qi J., Feng J., Cao J. Single-crystalline silver nanowire arrays directly synthesized onto substrates by template-assisted chemical wetting. *Materialia*, 2020, vol. 9, art. 100529. <https://doi.org/10.1016/j.mtla.2019.100529>.
5. Song M., Zhou X., He X., Cao H., Liu J., Qiu H., Jin Z. Distance dependent fluorescence enhancement of silver nanowires deposited on AAO. *Opt. Mater.*, 2018, vol. 83, pp. 241–244. <https://doi.org/10.1016/j.optmat.2018.06.022>.
6. Jones M.R., Osberg K.D., Macfarlane R.J., Langille M.R., Mirkin C.A. Templated techniques for the synthesis and assembly of plasmonic nanostructures. *Chem. Rev.*, 2011, vol. 111, no. 6, pp. 3736–3827. <https://doi.org/10.1021/cr1004452>.
7. Kim T.Y., Kim W.J., Hong S.H., Kim J.E., Suh K.S. Ionic-liquid-assisted formation of silver nanowires. *Angew. Chem., Int. Ed.*, 2009, vol. 48, no. 21, pp. 3806–3809. <https://doi.org/10.1002/anie.200806379>.
8. Kadirov M.K., Nizameev I.R., Zakharova L.Ya. Platinum nanoscale lattice on a graphite surface using cetyltrimethylammonium bromide hemi- and precylindrical micelle templates. *J. Phys. Chem. C*, 2012, vol. 116, no. 20, pp. 11326–11335. <https://doi.org/10.1021/jp211826x>.
9. Nizameeva G.R., Nizameev I.R., Kadirov M.K. Determination of a transparent conductive composite coating's conductivity type based on oriented platinum networks. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2023, vol. 165, no. 1, pp. 23–36. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.1.23-36>. (In Russian)
10. Nizameev I.R., Nizameeva G.R., Faizullin R.R., Kadirov M.K. Oriented nickel nanonetworks and their submicron fibres as a basis for a transparent electrically conductive coating. *ChemPhysChem*, 2021, vol. 22, no. 3, pp. 288–292. <https://doi.org/10.1002/cphc.202000876>.
11. Fiévet F., Ammar-Merah S., Brayner R., Chau F., Giraud M., Mammeri F., Peron J., Piquemal J.-Y., Sicard L., Viau G. The polyol process: A unique method for easy access to metal nanoparticles with tailored sizes, shapes and compositions. *Chem. Soc. Rev.*, 2018, vol. 47, no. 14, pp. 5187–5233. <https://doi.org/10.1039/C7CS00777A>.

12. Yun H.D., Seo D.M., Lee M.Y., Kwon S.Y., Park L.S. Effective synthesis and recovery of silver nanowires prepared by tapered continuous flow reactor for flexible and transparent conducting electrode. *Metals*, 2016, vol. 6, no. 1, art. 14. <https://doi.org/10.3390/met6010014>.
13. Hemmati S., Harris M.T., Barkey D.P. Polyol silver nanowire synthesis and the outlook for a green process. *J. Nanomater.*, 2020, vol. 2020, no. 1, art. 9341983. <https://doi.org/10.1155/2020/9341983>.
14. Sousa C.T., Leitao D.C., Proenca M.P., Ventura J., Pereira A.M., Araujo J.P. Nanoporous alumina as templates for multifunctional applications. *Appl. Phys. Rev.*, 2014, vol. 1, no. 3, art. 031102. <https://doi.org/10.1063/1.4893546>.
15. Sun X.-Y., Xu F.-Q., Li Z.-M., Zhang W.-H. Cyclic voltammetry for the fabrication of high dense silver nanowire arrays with the assistance of AAO template. *Mater. Chem. Phys.*, 2005, vol. 90, no. 1, pp. 69–72. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2004.10.007>.
16. Ovchinnikova K.V., Bobrikova I.G., Zhukova I.Yu., Kuts A.A., Degtyar L.A. Kinetics of electrodeposition of nickel–cobalt–alumina composite electrochemical coating. *Russ. J. Electrochem.*, 2024, vol. 60, no. 4, pp. 245–251. <https://doi.org/10.1134/S1023193524040074>.
17. Proenca M.P., Sousa C.T., Ventura J., Vazquez M., Araujo J.P. Ni growth inside ordered arrays of alumina nanopores: Enhancing the deposition rate. *Electrochim. Acta*, 2012, vol. 72, pp. 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2012.04.036>.
18. Qin J., Nogués J., Mikhaylova M., Roig A., Muñoz J.S., Muhammed M. Differences in the magnetic properties of Co, Fe, and Ni 250–300 nm wide nanowires electrodeposited in amorphous anodized alumina templates. *Chem. Mater.*, 2005, vol. 17, no. 7, pp. 1829–1834. <https://doi.org/10.1021/cm047870q>.
19. Panzeri G., Accogli A., Gibertini E., Varotto S., Rinaldi C., Nobili L., Magagnin L. Electrodeposition of cobalt thin films and nanowires from ethylene glycol-based solution. *Electrochem. Commun.*, 2019, vol. 103, pp. 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2019.04.012>.
20. Yu Y., Li J., Wang J., Wu X., Yu C., Xu T., Chang B., Sun H., Arandiyani H. Orientation growth and magnetic properties of electrochemical deposited nickel nanowire arrays. *Catalysts*, 2019, vol. 9, no. 2, art. 152. <https://doi.org/10.3390/catal9020152>.
21. Irshad M.I., Mohamed N.M., Abdullah M.Z., Saheed M.S.M., Mumtaz A., Yasar M., Yar A., Zeeshan M.A., Sort J. Influence of the electrodeposition potential on the crystallographic structure and effective magnetic easy axis of cobalt nanowires. *RSC Adv.*, 2016, vol. 6, no. 17, pp. 14266–14272. <https://doi.org/10.1039/C6RA01311B>.
22. Elmekawy A.H.A., Iashina E., Dubitskiy I., Sotnichuk S., Bozhev I., Kozlov D., Napolskii K., Menzel D., Mistonov A. Magnetic properties of ordered arrays of iron nanowires: The impact of the length. *J. Magn. Magn. Mater.*, 2021, vol. 532, art. 167951. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2021.167951>.
23. Elmekawy A.H.A., Iashina E.G., Dubitskiy I.S., Sotnichuk S.V., Bozhev I.V., Napolskii K.S., Menzel D., Mistonov A.A. Magnetic properties and FORC analysis of iron nanowire arrays. *Mater. Today Commun.*, 2020, vol. 25, art. 101609. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2020.101609>.
24. Zamani Kouhpanji M.R., Stadler B.J.H. Magnetic nanowires for nanobarcoding and beyond. *Sensors*, 2021, vol. 21, no. 13, art. 4573. <https://doi.org/10.3390/s21134573>.
25. Kovanova M.A., Derbeneva P.D., Postnov A.S., Tikhomirova T.V., Vashurin A.S., Koifman O.I. Electrocatalytic properties of water-soluble nickel(II) and copper(II) phthalocyaninates in the oxidation of hydroxide ions. *Russ. J. Electrochem.*, 2024, vol. 60, no. 6, pp. 429–434. <https://doi.org/10.1134/S1023193524700083>.
26. Li Y., Cheng H., Wang N., Zhou Y., Li T. Magnetic and microwave absorption properties of Fe/TiO₂ nanocomposites prepared by template electrodeposition. *J. Alloys Compd.*, 2018, vol. 763, pp. 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2018.05.282>.
27. Muscas G., Jönsson P.E., Serrano I.G., Vallin Ö., Kamalakar M.V. Ultralow magnetostrictive flexible ferromagnetic nanowires. *Nanoscale*, 2021, vol. 13, no. 12, pp. 6043–6052. <https://doi.org/10.1039/D0NR08355K>.

28. Fernández-González C., Guedeja-Marrón A., Rodilla B.L., Arché-Nuñez A., Corcuera R., Lucas I., González M.T., Varela M., de la Presa P., Aballe L., Pérez L., Ruiz-Gómez S. Electrodeposited magnetic nanowires with radial modulation of composition. *Nanomaterials*, 2022, vol. 12, no. 15, art. 2565. <https://doi.org/10.3390/nano12152565>.
29. Alotaibi S., Samba J., Pokharel S., Lan Y., Uradu K., Afolabi A., Unlu I., Basnet G., Aslan K., Flanders B.N., Lisfi A., Ozturk B. Individually grown cobalt nanowires as magnetic force microscopy probes. *Appl. Phys. Lett.*, 2018, vol. 112, no. 9, art. 092401. <https://doi.org/10.1063/1.4997310>.
30. Zhou W., Um J., Zhang Y., Nelson A.P., Nemati Z., Modiano J., Stadler B., Franklin R. Development of a biolabeling system using ferromagnetic nanowires. *IEEE J. Electromagn., RF Microwaves Med. Biol.*, 2019, vol. 3, no. 2, pp. 134–142. <https://doi.org/10.1109/JERM.2018.2889049>.
31. Pondman K.M., Bunt N.D., Maijenburg A.W., van Wezel R.J.A., Kishore U., Abelmann L., ten Elshof J.E., ten Haken B. Magnetic drug delivery with FePd nanowires. *J. Magn. Magn. Mater.*, 2015, vol. 380, pp. 299–306. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2014.10.101>.
32. Hussain M., Nisar A., Qian L., Karim S., Khan M., Liu Y., Sun H., Ahmad M. Ni and Co synergy in bimetallic nanowires for the electrochemical detection of hydrogen peroxide. *Nanotechnology*, 2021, vol. 32, no. 20, art. 205501. <https://doi.org/10.1088/1361-6528/abe4fb>.
33. Yu K., Pan X., Zhang G., Liao X., Zhou X., Yan M., Xu L., Mai L. Nanowires in energy storage devices: Structures, synthesis, and applications. *Adv. Energy Mater.*, 2018, vol. 8, no. 32, art. 1802369. <https://doi.org/10.1002/aenm.201802369>.
34. Pendashteh A., Palma J., Anderson M., Marcilla R. Nanostructured porous wires of iron cobaltite: Novel positive electrode for high-performance hybrid energy storage devices. *J. Mater. Chem. A*, 2015, vol. 3, no. 32, pp. 16849–16859. <https://doi.org/10.1039/C5TA02701B>.
35. Liu X.-J., Sun Y.-D., Yin X., Jia C., Ma M., Chen Y. Enhanced methanol electrooxidation over defect-rich Pt-M (M = Fe, Co, Ni) ultrathin nanowires. *Energy Fuels*, 2020, vol. 34, no. 8, pp. 10078–10086. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c01850>.
36. Li K., Li X., Huang H., Luo L., Li X., Yan X., Ma C., Si R., Yang J., Zeng J. One-nanometer-thick PtNiRh trimetallic nanowires with enhanced oxygen reduction electrocatalysis in acid media: Integrating multiple advantages into one catalyst. *J. Am. Chem. Soc.*, 2018, vol. 140, no. 47, pp. 16159–16167. <https://doi.org/10.1021/jacs.8b08836>.
37. Mao J., Chen W., He D., Wan J., Pei J., Dong J., Wang Y., An P., Jin Z., Xing W., Tang H., Zhuang Z., Liang X., Huang Y., Zhou G., Wang L., Wang D., Li Y. Design of ultrathin Pt-Mo-Ni nanowire catalysts for ethanol electrooxidation. *Sci. Adv.*, 2017, vol. 3, no. 8, art. e1603068. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1603068>.
38. Guo S., Li D., Zhu H., Zhang S., Markovic N.M., Stamenkovic V.R., Sun S. FePt and CoPt nanowires as efficient catalysts for the oxygen reduction reaction. *Angew. Chem., Int. Ed.*, 2013, vol. 52, no. 12, pp. 3465–3468. <https://doi.org/10.1002/anie.201209871>.
39. Kongor A.R., Mehta V.A., Modi K.M., Panchal M.K., Dey S.A., Panchal U.S., Jain V.K. Calix-based nanoparticles: A review. *Top. Curr. Chem.*, 2016, vol. 374, no. 3, art. 28. <https://doi.org/10.1007/s41061-016-0029-z>.
40. de Silva N., Ha J.-M., Solovyov A., Nigra M.M., Ogino I., Yeh S.W., Durkin K.A., Katz A. A bioinspired approach for controlling accessibility in calix[4]arene-bound metal cluster catalysts. *Nat. Chem.*, 2010, vol. 2, no. 12, pp. 1062–1068. <https://doi.org/10.1038/nchem.860>.
41. Baghayeri M., Namadchian M., Karimi-Maleh H., Beitollahi H. Determination of nifedipine using nanostructured electrochemical sensor based on simple synthesis of Ag nanoparticles at the surface of glassy carbon electrode: Application to the analysis of some real samples. *J. Electroanal. Chem.*, 2013, vol. 697, pp. 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2013.03.011>.
42. Guerrini L., Garcia-Ramos J.V., Domingo C., Sanchez-Cortes S. Functionalization of Ag nanoparticles with dithiocarbamate calix[4]arene as an effective supramolecular host for the surface-enhanced

- Raman scattering detection of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Langmuir*, 2006, vol. 22, no. 26, pp. 10924–10926. <https://doi.org/10.1021/la062266a>.
43. Bhatt K.D., Vyas D.J., Makwana B.A., Darjee S.M., Jain V.K. Highly stable water dispersible calix[4]pyrrole octa-hydrazide protected gold nanoparticles as colorimetric and fluorometric chemosensors for selective signaling of Co(II) ions. *Spectrochim. Acta, Part A*, 2014, vol. 121, pp. 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2013.10.076>.
44. Balasubramanian R., Kim B., Tripp S.L., Wang X., Lieberman M., Wei A. Dispersion and stability studies of resorcinarene-encapsulated gold nanoparticles. *Langmuir*, 2002, vol. 18, no. 9, pp. 3676–3681. <https://doi.org/10.1021/la0156107>.
45. Wei A., Kim B., Pusztay S.V., Tripp S.L., Balasubramanian R. Resorcinarene-encapsulated nanoparticles: Building blocks for self-assembled nanostructures. *J. Inclusion Phenom. Macrocyclic Chem.*, 2001, vol. 41, nos. 1–4, pp. 83–86. <https://doi.org/10.1023/A:1014472212238>.
46. Patel G., Menon S. Recognition of lysine, arginine and histidine by novel *p*-sulfonatocalix[4]arene thiol functionalized gold nanoparticles in aqueous solution. *Chem. Commun.*, 2009, no. 24, pp. 3563–3565. <https://doi.org/10.1039/B905141D>.
47. Pescatori L., Boccia A., Ciesa F., Rossi F., Grillo V., Arduini A., Pochini A., Zannoni R., Secchi A. The effect of ligand denticity in size-selective synthesis of calix[n]arene-stabilized gold nanoparticles: A multitechnique approach. *Chem. – Eur. J.*, 2010, vol. 16, no. 36, pp. 11089–11099. <https://doi.org/10.1002/chem.201001039>.
48. Nizameev I.R., Kadirov M.K., Semyonov V.A., Zakharova L.Ya., Ismaev T.I., Safiullin R.A., Rizvanov I.Kh., Babaev V.M. Palladium 1D nanoscale aggregates on a graphite surface using CTAB hemicylindrical micelle templates. *Dalton Trans.*, 2016, vol. 45, no. 27, pp. 11035–11041. <https://doi.org/10.1039/C6DT01234E>.
49. Nizameev I., Nizameeva G., Kadirov M. Transparent conductive layer based on oriented platinum networks. *ChemistrySelect*, 2019, vol. 4, no. 46, pp. 13564–13568. <https://doi.org/10.1002/slct.201904293>.
50. Kadirov M.K., Knyazeva I.R., Nizameev I.R., Safiullin R.A., Matveeva V.I., Kholin K.V., Khrizanforova V.V., Ismaev T.I., Burilov A.R., Budnikova Yu.H., Sinyashin O.G. Oxygen reduction reaction catalyzed by nickel complexes based on thiophosphorylated calix[4]resorcinols and immobilized in the membrane electrode assembly of fuel cells. *Dalton Trans.*, 2016, vol. 45, no. 41, pp. 16157–16161. <https://doi.org/10.1039/C6DT02881K>.
51. Khrizanforova V.V., Knyazeva I.R., Matveeva Sokolova V.I., Nizameev I.R., Gryaznova T.V., Kadirov M.K., Burilov A.R., Sinyashin O.G., Budnikova Y.H. Nickel complexes based on thiophosphorylated calix[4]resorcinols as effective catalysts for hydrogen evolution. *Electrocatalysis*, 2015, vol. 6, no. 4, pp. 357–364. <https://doi.org/10.1007/s12678-015-0251-4>.

Информация об авторах

Ирек Рашатович Низамеев, кандидат химических наук, доцент, заведующий лабораторией физико-химической экологии, Институт органической и физической химии им. А.Е. Арбузова – обособленное структурное подразделение ФИЦ КазНЦ РАН; доцент кафедры «Нанотехнологии в электронике», Казанский национальный исследовательский технический университет им. А.Н. Туполева – КАИ

E-mail: inizameyev@iopc.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5420-6181>

Гулия Ривалевна Низамеева, кандидат химических наук, доцент кафедры физики, Казанский национальный исследовательский технологический университет

E-mail: guliya.riv@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4991-0502>

Эльгина Маратовна Лебедева, младший научный сотрудник лаборатории физико-химической экологии, Институт органической и физической химии им. А.Е. Арбузова – обособленное структурное подразделение ФИЦ КазНЦ РАН

E-mail: elgina.lebed@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0095-5205>

Ирина Рафаэлевна Миронова, кандидат химических наук, старший научный сотрудник лаборатории элементоорганического синтеза, Институт органической и физической химии им. А.Е. Арбузова – обособленное структурное подразделение ФИЦ КазНЦ РАН

E-mail: iknyazeva@iopc.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0933-3405>

Author Information

Irek R. Nizameev, Cand. Sci. (Chemistry), Associate Professor, Head of Laboratory of Physical and Chemical Ecology, Arbuzov Institute of Organic and Physical Chemistry, FRC Kazan Scientific Center, Russian Academy of Sciences; Associate Professor, Department of Nanotechnologies in Electronics, Kazan National Research Technical University named after A.N. Tupolev – KAI

E-mail: inizameyev@iopc.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5420-6181>

Guliya R. Nizameeva, Cand. Sci. (Chemistry), Associate Professor, Department of Physics, Kazan National Research Technological University

E-mail: guliya.riv@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4991-0502>

Elgina M. Lebedeva, Junior Researcher, Laboratory of Physical and Chemical Ecology, Arbuzov Institute of Organic and Physical Chemistry, FRC Kazan Scientific Center, Russian Academy of Sciences

E-mail: elgina.lebed@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0095-5205>

Irina R. Mironova, Cand. Sci. (Chemistry), Senior Researcher, Laboratory of Organoelemental Synthesis, Arbuzov Institute of Organic and Physical Chemistry, FRC Kazan Scientific Center, Russian Academy of Sciences

E-mail: iknyazeva@iopc.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0933-3405>

Поступила в редакцию 05.06.2025

Принята к публикации 08.10.2025

Received June 5, 2025

Accepted October 8, 2025

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.209-219>

**Ylang-ylang (*Cananga odorata*) essential oil:
Physical properties, chemical composition, and bioactivities**

P.M. Hao, L.P.T. Quoc✉

*Institute of Biotechnology and Food Technology, Industrial University of Ho Chi Minh City,
Ho Chi Minh City, Vietnam*

✉lephamtanquoc@iuh.edu.vn

Abstract

The chemical composition, physical properties, and biological activities of *Cananga odorata* essential oil (CoEO) from fresh blossoms collected in Dong Nai (Vietnam) were studied. The gas chromatography–mass spectrometry (GC-MS) analysis revealed the dominance of benzyl acetate (13.15 %), β -linalool (19.73 %), and β -caryophyllene (8.01 %), which are all known for their pronounced antibacterial and antioxidant effects. CoEO also demonstrated favorable physical properties such as relative density (0.95 ± 0.01), absolute density (0.92 ± 0.03 g/mL), and evaporation time (up to 108 h), indicating its prolonged fragrance retention and stability. Using the DPPH $\cdot$ (2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl) test, the high antioxidant capacity of CoEO ($IC_{50} = 50 \pm 3$ mg/mL) was found. In addition, CoEO exhibited antibacterial activity against Gram-negative *Escherichia coli* and Gram-positive *Staphylococcus aureus*. Based on the obtained findings, it can be suggested that CoEO may have many valuable potential applications in the food, cosmetics, and pharmaceutical industries.

Keywords: *Cananga odorata*, ylang-ylang, chemical composition, physicochemical properties, antioxidant capacity, antibacterial activity, Vietnam

Acknowledgements. This study was supported by the Institute of Biotechnology and Food Technology, Industrial University of Ho Chi Minh City. The authors thank Lam Bach Bao Phuong, Nguyen Thi Phuong Uyen, Le Tran Ngoc Thu, and Huynh Thi Hong Yen for their helpful advice on various technical issues.

For citation: Hao P.M., Quoc L.P.T. Ylang-ylang (*Cananga odorata*) essential oil: Physical properties, chemical composition, and bioactivities. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennyye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 209–219. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.209-219>.

Оригинальная статья

УДК 665.52:577.19

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.209-219>**Эфирное масло иланг-иланга (*Cananga odorata*):
физические свойства, химический состав
и биологическая активность****Ф.М. Хао, Л.Ф.Т. Куок** ✉*Институт биотехнологий и пищевых технологий, Промышленный университет Хошимина,
г. Хошимин, Вьетнам*✉ lephamtanquoc@iuh.edu.vn**Аннотация**

В статье рассматриваются результаты исследования физико-химических свойств и биологической активности эфирного масла (ЭМ) иланг-иланга (*Cananga odorata*), полученного методом экстракции из цветков, собранных на территории провинции Донгнай (Вьетнам). Компонентный состав ЭМ определяли методом газовой хромато-масс-спектрометрии (ГХ-МС). Установлено преобладание во всех изученных образцах бензилацетата (13.15 %), β-линалоола (19.73 %) и β-кариофилена (8.01 %) с выраженными антибактериальными и антиоксидантными свойствами. Благодаря своим оптимальным физическим свойствам (относительная плотность 0.95 ± 0.01 г/мл), абсолютная плотность 0.92 ± 0.03 г/мл), время испарения (до 108 ч)), ЭМ имело стабильный и стойкий аромат. Показано, что выделенное ЭМ характеризуется высокой антиоксидантной емкостью ($IC_{50} = 50 \pm 3$ мг/мл) по реакции с ДФПГ* (2,2-дифенил-1-пикрилгидразилом), а также проявляет антибактериальную активность по отношению к *Escherichia coli* и *Staphylococcus aureus*. Полученные данные свидетельствуют о перспективности применения ЭМ иланг-иланга в пищевой, косметической и фармацевтической промышленности.

Ключевые слова: *Cananga odorata*, иланг-иланг, химический состав, физико-химические свойства, антиоксидантная емкость, антибактериальная активность, Вьетнам

Благодарности. Исследование выполнено при поддержке Института биотехнологий и пищевых технологий Промышленного университета Хошимина. Авторы выражают благодарность Лам Бак Бао Фыонг, Нгуен Тхи Фыонг Уен, Ле Чан Нгок Тху и Хюинь Тхи Хонг Йен за консультации по техническим вопросам.

Для цитирования: Hao P.M., Quoc L.P.T. Ylang-ylang (*Cananga odorata*) essential oil: Physical properties, chemical composition, and bioactivities // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 209–219. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.209-219>.

Introduction

Cananga odorata (Lam.) Hook.f. & Thomson or ylang-ylang, is a woody plant from the Annonaceae family native to Southeast Asia and the Pacific Islands [1]. Its yellow-green blossoms are valued worldwide for their distinctive, rich, and sweet scent and are extensively used in the fragrance and cosmetics industries [2].

A major commercial product derived from ylang-ylang is its essential oil (CoEO), which is extracted from fresh blossoms by steam distillation and contains a full range of volatile aromatic components [3], including monoterpenes, sesquiterpenes, oxygenated terpenes, and phenylpropanoid derivatives [4]. The composition and ratio of these compounds depend on the plant cultivar, growth conditions (soil, climate), maturity stage of blossoms at harvest, and extraction techniques [5]. Other dominant components contributing to the floral-fruity aroma are esters and alcohols such as linalool, benzyl acetate, methyl benzoate, geranyl acetate, and (*E*)-cinnamyl acetate [6].

The biological properties of CoEO are closely related to its chemical composition. For example, it exhibits strong antimicrobial activity against pathogens (*Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, and *Pseudomonas aeruginosa*) and fungi (*Candida albicans*) [5]. Other benefits involve sedative, anti-anxiety, antihypertensive, and antioxidant qualities [7]. Because of its biological potential, ylang-ylang has been used in a wide range of industries, spanning aromatherapy, cosmetics, medicine, and food preservation [8].

In Vietnam, particularly in Dong Nai, ylang-ylang is a popular ornamental plant. However, the chemical makeup and characteristics of the essential oil from blossoms collected here remain insufficiently studied.

This article examines the physicochemical properties and bioactivities of CoEO from Dong Nai in order to further explore and expand its applications.

1. Material and Methods

1.1. CoEO extraction. CoEO was extracted from fresh ylang-ylang blossoms collected in Dong Nai (Vietnam) and subjected to steam distillation at 100 °C for 3 h. The extracted oil was stored in a dark glass bottle at room temperature.

1.2. Bacterial strains. Four bacterial strains were used in the study: two Gram-negative bacteria (*Salmonella enteritidis* (ATCC 13076) and *Escherichia coli* (ATCC 25922)) and two Gram-positive bacteria (*Staphylococcus aureus* (ATCC 33591) and *Bacillus cereus* (ATCC 11778)), all provided by the Institute of Biotechnology and Food Technology, Industrial University of Ho Chi Minh City (Vietnam).

1.3. Chemicals. The following chemicals were used during the experiment: 2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl radical (DPPH[•]; Sigma-Aldrich, USA) and dimethyl sulfoxide (DMSO; China). In addition, the microbial culture media and antibacterial test agents, including Mueller–Hinton agar (HiMedia, India) and nutrient agar (HiMedia, India), as well as other chemicals, were of analytical grade.

1.4. Evaluation of the physical properties of CoEO. The physicochemical properties, such as freezing point, relative density, absolute density, acid value, ester value, and saponification value, were determined according to ISO 1041:1973 [9], ISO 279:1998 [10], ISO 1242:2023 [11], and ISO 7660:1983 [12], respectively.

1.5. Determination of the fragrance retention of CoEO. The fragrance retention capacity of CoEO was determined according to Quyen and Quoc [13] with minor modifications. CoEO was mixed with 96 % ethanol to gain 20, 40, 60, 80, and 100 % (v/v) concentrations. Each diluted sample was tested by applying no more than three drops to scent test paper and allowing them to spread evenly for a few seconds, then the time required for the fragrance to completely vanish under normal conditions was measured.

1.6. Gas chromatography–mass spectrometry (GC-MS) analysis. The samples were analyzed by gas chromatography (GC-2030; Shimadzu, Japan) coupled with mass spectrometry

(GC-MS-QP2020; Shimadzu, Japan). An Rxi-5MS capillary column (length 30 m, inner diameter 0.25 mm, film thickness 0.25 μm ; Shimadzu, Japan) was used. The column heating temperature program was adjusted to start the analysis at 50 $^{\circ}\text{C}$, remaining at this temperature for 4 min, then increased to 80 $^{\circ}\text{C}$ at 2 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$, followed by heating to 150 $^{\circ}\text{C}$ at 5 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$, to 200 $^{\circ}\text{C}$ at 10 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$, and finally to 300 $^{\circ}\text{C}$ at 20 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$, with a 3 min hold. The ion chamber temperature was 230 $^{\circ}\text{C}$. Helium was used as the carrier gas at a flow rate of 1.69 mL/min with the split ratio of 1 : 10 and a head pressure of 100 kPa.

1.7. Determination of the antioxidant properties of CoEO. The antioxidant properties of CoEO were evaluated using the DPPH $^{\bullet}$ assay, as described by Quyen and Quoc [13] with some modifications. CoEO samples at different concentrations were prepared in 96 % ethanol. For the assay, 2.7 mL of 0.1 mM DPPH $^{\bullet}$ solution was mixed with 0.3 mL of the prepared CoEO solution and stored in the dark at room temperature for 30 min. The absorbance was measured at 517 nm. Vitamin C was used as a reference antioxidant for comparison. The antioxidant capacity was expressed as IC $_{50}$ (corresponding to 50 % inhibition of DPPH $^{\bullet}$). The inhibition percentage for different CoEO concentrations was calculated by equation 1:

$$\text{DPPH}^{\bullet} \text{ Inhibition} = \frac{A_{\text{control}} - A_{\text{sample}}}{A_{\text{control}}} \times 100\%, \quad (1)$$

where A_{sample} is DPPH $^{\bullet}$ absorbance after the reaction with CoEO components, A_{control} is DPPH $^{\bullet}$ absorbance in the absence of CoEO.

1.8. Determination of the antibacterial activity of CoEO. The antibacterial activity of CoEO was determined using the paper disk diffusion method [13] with some modifications. First, 100 μL of bacterial suspension (0.5 McFarland standard concentration equivalent to 1.5×10^8 CFU/mL) was evenly spread onto the Mueller–Hinton agar medium using an inoculating loop. Sterile paper disks (6 mm in diameter) were inoculated with 5 μL of CoEO; gentamicin (10 $\mu\text{g}/\text{disc}$) and DMSO (5 % v/v) were used as positive and negative controls, respectively. The paper disks were incubated at 37 $^{\circ}\text{C}$ for 24 h. The antibacterial activity was evaluated by measuring the diameter of the inhibition zone around the paper disk.

1.9. Data analysis. Analysis of variance (ANOVA) and mean comparison were carried out in SPSS Statistics 20 software (SPSS Inc., USA). Differences between the means were calculated by the least significant difference (LSD) test at the 95 % confidence level ($p < 0.05$). The data were displayed as mean $\pm$ standard deviation.

2. Results and Discussion

2.1. Physicochemical properties of CoEO. The extracted oil was pale yellow and had a light floral aroma. Its physicochemical profile, well-suited for the luxury fragrance and cosmetic industries, is shown in Table 1.

The relative and absolute densities, determined by physical testing, were 0.95 ± 0.01 and 0.92 ± 0.03 g/mL, respectively, closely matching the values reported for CoEO samples from Madagascar (0.950) and Comoros (0.956) [14].

Another remarkable property of CoEO is its very low freezing point. No crystallization was observed during the cooling run down to -18 $^{\circ}\text{C}$, which is, for example, considerably lower than the freezing point reported for *Mentha arvensis* L. (-7.33 $^{\circ}\text{C}$) [15]. Because the freezing properties of CoEO have not been previously studied, comparisons with earlier studies are not possible.

Table 1. Physicochemical properties of CoEO

No.	Physicochemical property	CoEO concentration, %	Value
1	Freezing point, °C	100	< -18
2	Relative density	100	0.95 ± 0.01
3	Absolute density, g/mL	100	0.92 ± 0.03
4	Acid value, mg KOH/g EO	100	1.6 ± 0.2
5	Saponification value, mg KOH/g EO	100	79 ± 2
6	Ester value, mg KOH/g EO	100	77 ± 2
7	Fragrance retention, h	20	3.9 ± 0.4
		40	8 ± 2
		60	10 ± 3
		80	73 ± 3
		100	108 ± 4

The low acid value (1.6 ± 0.2 mg KOH/g) indicates that CoEO is less likely to cause skin irritation than many other essential oils, including *Ceratonia siliqua* essential oil with an acid value that is about 2.5 times higher [16].

The high ester value (up to 77 ± 2 mg KOH/g) suggests that CoEO is rich in aromatic compounds that contribute to fragrance intensity and longevity [17]. This is further supported by the results of the fragrance retention test, in which key aroma compounds such as methyl benzoate and benzyl acetate, both responsible for floral notes retained for up to 108 ± 4 h in the undiluted oil, were identified [18].

The physicochemical properties of CoEO make it attractive for luxury fragrances, skin care products, and aromatherapy. However, further research is needed to better understand how cultivation (soil, harvest time, and climate) and processing conditions affect its composition and quality.

2.2. Chemical composition of CoEO. The GC-MS analysis revealed three major categories of compounds in the CoEO samples (Table 2): monoterpenes (23.28 %), sesquiterpenes (29.32 %), and phenylpropanoid derivatives (36.07 %).

With benzyl acetate (13.15 %) as the most abundant individual compound, phenylpropanoid derivatives comprised the largest group of aroma compounds in the samples, contributing sweet and floral notes to the scent of CoEO [19].

Another major group of compounds identified in this study includes sesquiterpenes. The dominant sesquiterpene was β -caryophyllene (8.01 %) with dry woody and slightly spicy notes. Other sesquiterpenes were present in lower, but still considerable, amounts and influenced the fragrance complexity and biological activities of the oil [20].

Although monoterpenes were less abundant than sesquiterpenes and phenylpropanoid derivatives, β -linalool (19.73 %), characterized by floral and woody notes, was found to be one of the most potent odorants among the investigated compounds. It played an important role in balancing and softening the overall fragrance profile of CoEO [21].

Esters, such as geranyl benzoate and prenyl acetate introducing subtle aromatic notes, and other compounds accounted for only 11.11 % of the oil composition [22].

Table 2. Chemical composition of CoEO

No.	Retention time, min	Compound	ω , %
1	2	3	4
1	5.65	3-Methyl-3-buten-1-ol, acetate	0.04
2	7.17	Prenyl acetate	0.27
3	7.62	α -Pinene	0.12
4	10.56	β -Myrcene	0.08
5	11.51	<i>cis</i> -3-Hexenyl acetate	0.06
6	11.98	<i>n</i> -Hexyl acetate	0.07
7	12.20	<i>p</i> -Methylanisole	9.88
8	12.86	Eucalyptol	0.28
9	16.83	Methyl benzoate	5.92
10	17.56	β -Linalool	19.73
11	19.79	1,2-Dihydrolinalool	0.09
12	21.30	Benzyl acetate	13.15
13	21.62	Ethyl benzoate	0.06
14	22.61	Methyl salicylate	0.06
15	22.84	α -Terpineol	0.13
16	22.99	Estragole	1.14
17	25.40	Geraniol	1.72
18	26.01	<i>trans</i> -Citral	0.09
19	28.77	α -Cubebene	0.07
20	28.90	Eugenol	0.40
21	29.47	Ylangene	0.05
22	29.68	α -Copaene	0.56
23	29.85	Geranyl acetate	9.23
24	30.07	β -Cubebene	0.07
25	31.13	β -Elemene	0.27
26	31.02	β -Caryophyllene	8.01
27	31.75	Cinnamyl acetate	0.55
28	31.93	ϵ -Muurolene	0.17
29	32.06	α -Humulene	2.23
30	32.65	γ -Muurolene	0.85
31	32.81	Germacrene D	7.04
32	33.21	Bicyclogermacrene	0.18
33	33.30	α -Muurolene	0.63
34	33.46	<i>trans</i> - α -Farnesene	2.01
35	33.66	γ -Cadinene	0.57
36	33.98	δ -Cadinene	1.94
37	34.21	α -Cadinene	0.15
38	34.46	Elemol	0.05

End of Table 2

1	2	3	4
39	34.73	<i>trans</i> -Nerolidol	0.14
40	35.06	Spathulenol	0.11
41	35.17	Caryophyllene oxide	0.29
42	35.82	Di-epi-1,10-cubenol	0.10
43	36.04	Epicubenol	0.13
44	36.11	γ -Eudesmol	0.08
45	36.36	δ -Cadinol	0.18
46	36.51	α -Cadinol	1.20
47	37.44	<i>trans</i> -Farnesol	1.31
48	38.21	Benzyl benzoate	5.37
49	38.94	<i>trans</i> -Farnesyl acetate	1.25
50	39.39	Benzyl salicylate	1.13
51	40.18	Geranyl benzoate	0.10
Monoterpenes			23.28
Sesquiterpenes			29.32
Phenylpropanoids			36.07
Ester and other compounds			11.11
Total			99.78

In general, the extracted CoEO is a complex blend of various compounds that together create its unique fragrance with many layers. Sesquiterpenes give it spicy and woody notes. Monoterpenes add light floral accords. Phenylpropanoid derivatives enhance the sweetness. The overall fragrance formula is determined by β -linalool and benzyl acetate.

The chemical composition of the studied CoEO was significantly different from that reported from India [23]. The Indian oil contained more sesquiterpene hydrocarbons (42.3 %), while monoterpene hydrocarbons (18.1 %) and oxygenated compounds (30.7 %) were less abundant.

2.3. Antioxidant properties of CoEO. Given the importance of antioxidant properties for the commercial value and applications of CoEO, its antioxidant capacity was evaluated using the DPPH $\cdot$ assay and compared with that of Vitamin C as a reference antioxidant.

Based on the calculated IC₅₀ values, the antioxidant capacity of CoEO (IC₅₀ = 50 $\pm$ 3 mg/mL) was lower than that of Vitamin C (IC₅₀ = 33.7 $\pm$ 0.8 μ g/mL), which is known to be a powerful antioxidant. These results agree with earlier research showing the stronger antioxidant activity of Vitamin C and are comparable to the findings of Van et al. [24] on Vitamin C (IC₅₀ = 26.43 μ g/mL).

The antioxidant potential of various essential oils has been the subject of numerous investigations, with notable examples reported by Chen et al., who highlighted their strong free radical scavenging activity, lipid oxidation inhibition, and cellular oxidative stress reduction [25]. Kumar et al. also demonstrated significant antioxidant capacity in essential oils associated with their high phenolic and flavonoid contents [26]. In the current study, the antioxidant capacity was higher compared to the values for Chinese CoEO (IC₅₀ = 82.1 mg/mL) obtained by Upadhyay et al. [27], yet lower than the antioxidant activity of Madagascar CoEO (IC₅₀ = 3.5 $\pm$ 0.03 mg/mL) observed by Mrani et al. [5]. The significant antioxidant effect of CoEO was due to the dominance of

β -linalool (19.73 %), benzyl acetate (13.15 %), *p*-methylanisole (9.88 %), and β -caryophyllene (8.01 %) with strong antioxidant properties, as identified during the GC-MS analysis [28].

2.4. Antibacterial activity of CoEO. Essential oils have an extensive variety of complex antibacterial mechanisms, such as disrupting cell membranes (denaturation of proteins, increased permeability), inhibiting energy metabolism (decrease in adenosine triphosphate levels), damaging cell walls (inhibition of peptidoglycan synthesis), and affecting genetic material (inhibition of gene expression, interference with DNA repair). The presence and strength of these mechanisms are controlled by the chemical composition of essential oils. For example, terpenoids and phenolics can prevent bacteria from replicating and repairing their DNA [29].

The activity of the studied CoEO against bacterial strains, determined by measuring the inhibition zone diameters, changed in the following order: *B. cereus* < *S. enteritidis* < *S. aureus* < *E. coli* (Table 3). In all cases, the antibacterial effect of CoEO was significantly lower than that of gentamicin (positive control).

Table 3. Antibacterial activity of CoEO (letters in the same row indicate significant differences between samples at $p < 0.05$)

Strain	Inhibition zone diameter, mm	
	CoEO	Gentamicin (positive control)
<i>Bacillus cereus</i>	7.5 ± 0.6^a	21 ± 1^b
<i>Staphylococcus aureus</i>	9 ± 2^a	22.2 ± 0.8^b
<i>Salmonella enteritidis</i>	8 ± 1^a	28 ± 4^b
<i>Escherichia coli</i>	9.3 ± 0.7^a	18 ± 1^b

Similar results were described for Indonesian CoEO [30]. However, compared to our findings on *E. coli* (9.3 ± 0.7 mm) and *S. aureus* (9 ± 2 mm), the inhibition zones were much larger. The comparison with published data shows that the antibacterial properties of CoEO are significantly influenced by plant origin and environmental conditions.

Conclusions

The results of this study show that CoEO from Dong Nai is characterized by a complex chemical composition and has noticeable bioactive properties, supporting its high commercial value in food, cosmetics, and pharmaceutical industries.

Future research should focus on developing methods for large-scale optimization of extraction techniques, enhancing product stability, and investigating the observed biological effects and safety under *in vivo* conditions. Of particular interest are potential synergistic effects of CoEO with other natural compounds that may improve its functional properties and broaden its industrial applications.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

References

1. Borgonetti V., López V., Galeotti N. Ylang-ylang (*Cananga odorata* (Lam.) Hook. f. & Thomson) essential oil reduced neuropathic-pain and associated anxiety symptoms in mice. *J. Ethnopharmacol.*, 2022, vol. 294, art. 115362. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2022.115362>.

2. Na'imah M.N.R., Kurniawati A., Krisantini Comparison of morphological characters, flowering phenology and essential oils of two accessions of *Cananga* (*Cananga odorata* var. *fruticosa*). *Biodiversitas*, 2024, vol. 25, no. 2, pp. 801–810. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d250240>.
3. Manzano P., Chóez-Guaranda I., Piloza G., Orellana-Manzano A., Orellana T., Packer C., González Y. Effect of industrial steam distillation conditions on volatiles and antioxidant capacity of *Cananga odorata* essential oils. *J. Essent. Oil Res.*, 2024, vol. 36, no. 3, pp. 247–257. <https://doi.org/10.1080/10412905.2024.2332381>.
4. Brokl M., Fauconnier M.-L., Benini C., Lognay G., Du Jardin P., Focant J.-F. Improvement of ylang-ylang essential oil characterization by GC×GC-TOFMS. *Molecules*, 2013, vol. 18, no. 2, pp. 1783–1797. <https://doi.org/10.3390/molecules18021783>.
5. Mrani S.A., Zejli H., Azzouni D., Fadili D., Alanazi M.M., Hassane S.O.S., Sabbahi R., Kabra A., El Moussaoui A., Hammouti B., Taleb M. Chemical composition, antioxidant, antibacterial, and hemolytic properties of ylang-ylang (*Cananga odorata*) essential oil: Potential therapeutic applications in dermatology. *Pharmaceuticals*, 2024, vol. 17, no. 10, art. 1376. <https://doi.org/10.3390/ph17101376>.
6. Mallavarapu G.R., Gurudutt K.N., Syamasundar K.V. Chapter 99 – Ylang-ylang (*Cananga odorata*) oils. In: Preedy V.R. (Ed.) *Essential Oils in Food Preservation, Flavor and Safety*. Acad. Press, 2016, pp. 865–873. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-416641-7.00099-7>.
7. Guzmán E., Lucia A. Essential oils and their individual components in cosmetic products. *Cosmetics*, 2021, vol. 8, no. 4, art. 114. <https://doi.org/10.3390/cosmetics8040114>.
8. Srivastava P.K., Bajaj A.K. Ylang-ylang oil not an uncommon sensitizer in India. *Indian J. Dermatol.*, 2015, vol. 59, no. 2, pp. 200–201. <https://doi.org/10.4103/0019-5154.127693>.
9. ISO 1041:1973. Essential oils – determination of freezing point. Geneva, Int. Organ. Stand., 1973. 2 p.
10. ISO 279:1998. Essential oils – determination of relative density at 20 °C. Geneva, Int. Organ. Stand., 1998. 4 p.
11. ISO 1242:2023. Essential oils – determination of acid value by two titration methods, manual and automatic. Geneva, Int. Organ. Stand., 2023. 6 p.
12. ISO 7660:1983. Essential oils – determination of ester value of oils containing difficult-to-saponify esters. Geneva, Int. Organ. Stand., 1983. 2 p.
13. Quyen P.T., Quoc L.P.T. Chemical composition and biological evaluation of tea tree (*Melaleuca alternifolia* L.) leaves essential oils. *Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín*, 2024, vol. 77, no. 2, pp. 10743–10750. <https://doi.org/10.15446/rfnam.v77n2.109468>.
14. de Bontin O. Ylang-ylang oil production in Madagascar and the Comoros. *Proc. IFEAT Int. Conf.: The Industry in Sub-Saharan Africa and the Indian Ocean Islands*. Cape Town, 2006, pp. 123–135.
15. Quoc L.P.T. Physicochemical properties, chemical components, and antibacterial activity of the essential oil from *Mentha arvensis* L. leaves. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2022, vol. 164, no. 1, pp. 36–45. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2022.1.36-45>.
16. Ouis N., Hariri A. Antioxidant and antibacterial activities of the essential oils of *Ceratonia siliqua*. *Banat's J. Biotechnol.*, 2018, vol. 9, no. 17, pp. 13–23. [https://doi.org/10.7904/2068-4738-IX\(17\)-13](https://doi.org/10.7904/2068-4738-IX(17)-13).
17. Falqué E., Fernández E., Dubourdieu D. Differentiation of white wines by their aromatic index. *Talanta*, 2001, vol. 54, no. 2, pp. 271–281. [https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(00\)00641-X](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(00)00641-X).
18. Mostafiz M.M., Jhan P.K., Shim J.-K., Lee K.-Y. Methyl benzoate exhibits insecticidal and repellent activities against *Bemisia tabaci* (Gennadius) (Hemiptera: Aleyrodidae). *PLoS One*, 2018, vol. 13, no. 12, art. 0208552. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208552>.
19. Lalikoglu M., Ince E. The synthesis of benzyl acetate as a fragrance and flavoring agent with green solvents. *J. Cosmet. Sci.*, 2021, vol. 72, no. 4, pp. 362–378.

20. Di Sotto A., Maffei F., Hrelia P., Castelli F., Sarpietro M.G., Mazzanti G. Genotoxicity assessment of β -caryophyllene oxide. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 2013, vol. 66, no. 3, pp. 264–268. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2013.04.006>.
21. Zeng X., Liu C., Zheng R., Cai X., Luo J., Zou J., Wang C. Emission and accumulation of monoterpene and the key terpene synthase (TPS) associated with monoterpene biosynthesis in *Osmanthus fragrans* Lour. *Front. Plant Sci.*, 2016, vol. 6, art. 1232. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.01232>.
22. Ye L., Yang C., Li W., Hao J., Sun M., Zhang J., Zhang Z. Evaluation of volatile compounds from Chinese dwarf cherry (*Cerasus humilis* (Bge.) Sok.) germplasms by headspace solid-phase micro-extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Food Chem.*, 2017, vol. 217, pp. 389–397. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.08.122>.
23. Vimaladevi K., Selladurai M., Poonkodi K., Prabhu V., Mini R., Manojkumar B. Chemical composition of essential oil of *Cananga odorata* (Lam.) Hook. F. & Thomson leaves and its biological activities. *J. Essent. Oil Bear. Plants*, 2021, vol. 24, no. 3, pp. 596–602. <https://doi.org/10.1080/0972060X.2021.1957023>.
24. Van H.T., Thang T.D., Nguyen T.H., Huynh N.T., Pham T.V., Quoc L.P.T., Trinh N.N., Le V.S., Nguyen Q.H., Le T.T., Nguyen-Phi N. Chemical profiles and biological activities of acetone extracts of *Curcuma xanthella*. *Herba Pol.*, 2022, vol. 68, no. 4, pp. 30–38. <https://doi.org/10.2478/hepo-2022-0023>.
25. Chen X., Shang S., Yan F., Jiang H., Zhao G., Tian S., Chen R., Dang Y. Antioxidant activities of essential oils and their major components in scavenging free radicals, inhibiting lipid oxidation and reducing cellular oxidative stress. *Molecules*, 2023, vol. 28, no. 11, art. 4559. <https://doi.org/10.3390/molecules28114559>.
26. Kumar V., Mathela C.S., Kumar M., Tewari G. Antioxidant potential of essential oils from some Himalayan Asteraceae and Lamiaceae species. *Med. Drug Discovery*, 2019, vol. 1, art. 100004. <https://doi.org/10.1016/j.medidd.2019.100004>.
27. Upadhyay N., Singh V.K., Dwivedy A.K., Chaudhari A.K., Dubey N.K. Assessment of nanoencapsulated *Cananga odorata* essential oil in chitosan nanopolymer as a green approach to boost the antifungal, antioxidant and *in situ* efficacy. *Int. J. Biol. Macromol.*, 2021, vol. 171, pp. 480–490. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.01.024>.
28. Amorati R., Foti M.C., Valgimigli L. Antioxidant activity of essential oils. *J. Agric. Food Chem.*, 2013, vol. 61, no. 46, pp. 10835–10847. <https://doi.org/10.1021/jf403496k>.
29. Ni Z.-J., Wang X., Shen Y., Thakur K., Han J., Zhang J.-G., Hu F., Wei Z.-J. Recent updates on the chemistry, bioactivities, mode of action, and industrial applications of plant essential oils. *Trends Food Sci. Technol.*, 2021, vol. 110, pp. 78–89. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.01.070>.
30. Tan L.T.H., Lee L.H., Yin W.F., Chan C.K., Abdul Kadir H., Chan K.G., Goh B.H. Traditional uses, phytochemistry, and bioactivities of *Cananga odorata* (ylang-ylang). *Evidence-Based Complementary Altern. Med.*, 2015, vol. 2015, no. 1, art. 896314. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/896314>.

Author Information

Pham My Hao, MS in Food Science and Technology, Lecturer, Institute of Biotechnology and Food Technology, Industrial University of Ho Chi Minh City

E-mail: phammyhao@iuh.edu.vn

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2797-3139>

Le Pham Tan Quoc, PhD in Food Science and Technology, Lecturer, Institute of Biotechnology and Food Technology, Industrial University of Ho Chi Minh City

E-mail: lephamtanquoc@iuh.edu.vn

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2309-5423>

Информация об авторах

Фам Ми Хао, магистр в области наук о продуктах питания и их производстве, преподаватель, Институт биотехнологий и пищевых технологий, Промышленный университет Хошимина

E-mail: phammyhao@iuh.edu.vn

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2797-3139>

Ле Фам Тан Куок, PhD в области наук о продуктах питания и их производстве, преподаватель, Институт биотехнологий и пищевых технологий, Промышленный университет Хошимина

E-mail: lephamtanquoc@iuh.edu.vn

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2309-5423>

Received June 12, 2025

Accepted August 30, 2025

Поступила в редакцию 12.06.2025

Принята к публикации 30.08.2025

Оригинальная статья

УДК 504:581.6

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.220-232>**Особенности подготовки опавшей листвы
для получения нефтесорбентов****Н.А. Кальсин[✉], Э.С. Насырова***Уфимский университет науки и технологий, г. Уфа, Россия*[✉]kalsin.nikita@bk.ru**Аннотация**

Древесные насаждения являются неотъемлемым природным элементом городов. В осенний период во время листопада на урбанизированной территории образуется растительный отход (опавшая листва). Жилищно-коммунальные службы производят сбор и последующий вывоз опавшей листвы на полигоны твердых коммунальных отходов. Однако в рамках постепенного перехода к экономике замкнутого цикла и подготовки национального проекта «Технологическое обеспечение биоэкономики» опавшая листва может рассматриваться как ценный ресурс для вторичного использования, например, в качестве нефтесорбентов. В работе предложен способ получения нефтесорбента из опавшей листвы урбанизированной территории с применением только механических методов модификации (сушка, измельчение, гранулирование и получение подушек). Способ апробирован на собранных в пределах урбанизированной территории г. Уфы листьях ясеня обыкновенного (*Fraxinus excelsior* L.), нефтеемкость которых ранее не изучалась. Среди исследуемых образцов нефтесорбентов (частицы листьев *Fraxinus excelsior* L. размером от 0.1 до 5 мм, гранулы и подушка из частиц размером 2 мм) наилучший результат демонстрируют частицы с размерами 1 и 2 мм, а также подушка. Для гранул получен наихудший результат.

Ключевые слова: урбанизированная территория, опавшая листва, *Fraxinus excelsior* L., отход, разлив нефти, экономика замкнутого цикла, ресурс, вторичное использование

Благодарности. Исследовательская часть работы выполнена с использованием оборудования ЦКП «Нанотех» ФГБОУ ВО УУНИТ.

Для цитирования: Кальсин Н.А., Насырова Э.С. Особенности подготовки опавшей листвы для получения нефтесорбентов // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 220–232. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.220-232>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.220-232>

Leaf litter processing for the production of oil sorbents

N.A. Kalsin✉, E.S. Nasyrova

Ufa University of Science and Technology, Ufa, Russia

✉kalsin.nikita@bk.ru

Abstract

Urban tree assemblages are an integral natural component of cities. Each autumn, during the leaf fall season, leaf waste (leaf litter) accumulates on the ground and is then collected and disposed of in municipal solid waste landfills by public services. However, as part of the gradual shift toward a circular economy and in the context of the development of the national project “Technological support of bioeconomy,” fallen leaves can be recycled into valuable resources, such as oil sorbents. This article examines the production of an oil sorbent from urban leaf litter using only mechanical modification methods (drying, grinding, pelletizing, and fabrication of oil sorbent pillows). The approach was tested on fallen leaves of common ash (*Fraxinus excelsior* L.), whose oil sorption capacity has never been studied. The leaves were collected within the urbanized area of Ufa and subsequently utilized to produce oil sorbent samples (0.1–5 mm leaf particles, along with 2 mm pellets and a pillow made from leaf particles of the same size). The highest oil sorption capacity was observed for the leaf particles sized 1 and 2 mm and the pillow. The worst results were obtained for the pellets.

Keywords: urbanized area, fallen leaves, *Fraxinus excelsior* L., waste, oil spill, circular economy, re-source, recycling

Acknowledgments. The authors are grateful to the personnel of the Research Equipment Sharing Center “Nanotech” of Ufa University of Science and Technology for their assistance with instrumental analysis.

For citation: Kalsin N.A., Nasyrova E.S. Leaf litter processing for the production of oil sorbents. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 220–232. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.220-232>. (In Russian)

Введение

У каждого живого организма и растения существуют свои фенологические фазы, которые характеризуют этап его развития в определенный период времени. Одной из наиболее выраженных фенологических фаз у древесных растений является период опада листьев и подготовки растения к зимнему периоду. Опадение листьев происходит в осенний период, который связан с изменением количества получаемого растением света и необходимостью сохранения питательных веществ на весь зимний период. В процессе старения листа дерева и его опада происходят изменения: уменьшение массы, расщепление хлорофиллов и каротиноидов, синтез антоцианов [1]. В состав листьев входят такие элементы, как азот, каль-

ций, калий, магний, фосфор, сера, марганец, цинк, железо, никель, молибден, барий, медь и т. д. [2, 3]. В период старения эти элементы ремобилизуются из листьев и их содержания могут снизиться до 10 % от первоначального (90%-ная ремобилизация) в зависимости от вида растения и элемента [3].

В пределах города опавшая листва является распространенным растительным отходом в осенний период времени. Негативные факторы, связанные с появлением опавшей листвы, включают захламление, распространение инфекций и аллергенов, повышение пожарной опасности. В целях предотвращения захламления урбанизированной территории жилищно-коммунальные службы производят сбор и последующий вывоз опавшей листвы на полигоны твердых коммунальных отходов.

В настоящее время для решения проблемы с отходами идет постепенный переход к экономике замкнутого цикла и принимаются соответствующие нормативные документы. Например, основной задачей федерального закона «Об экономике замкнутого цикла» является создание замкнутых эколого-экономических циклов с максимально полным использованием поступающего сырья в производственных процессах, минимизацией образования отходов, вовлечением накопленных отходов в хозяйственный оборот с помощью рациональных методов использования ресурсов. Также следует отметить национальный проект «Технологическое обеспечение биоэкономики». В контексте этих нормативных актов опавшая листва может рассматриваться как ресурс для вторичного использования.

Опавшая листва богата целлюлозой, что дает возможность ее применения в качестве топлива в высушенном и гранулированном виде, а также она преобразуется в удобрение при компостировании. Другое свойство опавшей листвы – рельефную поверхность, в которой присутствует множество пор, – можно использовать для получения сорбентов. Все описанные свойства позволяют рассматривать опавшую листву в качестве сырья для вторичного использования.

Цель исследования – разработка технологической схемы получения нефтесорбента из опавшей листвы с применением только механических способов модификации. Для решения этой задачи рассмотрены существующие классификации нефтесорбентов в зависимости от формы материала, а также изучены сорбционные свойства полученных из опавших листьев материалов. На основе полученных данных сделано заключение о практической применимости данного нефтесорбента.

1. Материалы и методы

В качестве исходного материала использовали опавшую листву древесного растения ясеня обыкновенного (*Fraxinus excelsior* L.). Листовой опад собран 23 сентября 2023 г. с запечатанной поверхности (асфальтированная поверхность, поверхность дорог) урбанизированной территории г. Уфы (54.744279 с. ш., 55.989056 в. д.). Температура окружающей среды в течение дня составила от 13 до 22 °С, влажность воздуха – от 62 до 95 %, последние осадки наблюдали 16 сентября вечером. Сбор производили ручным методом в пластиковые мешки при помощи граблей. Опавшую листву не промывали в целях сохранения условий сбора листьев жилищно-коммунальными службами в рамках мероприятий по уборке городских территорий.

Анализ нормативной документации в области определения влажности растительных материалов показал отсутствие документов, связанных с влажностью опавшей листвы. В качестве наиболее близких и подходящих методик выбраны ГОСТ 13056.3-86 «Семена

деревьев и кустарников. Методы определения влажности» [4] и ГОСТ 53233-2016 «Волокно хлопковое. Методы определения влажности» [5].

В соответствии с ГОСТ 13056.3-86 исследовали процесс сушки опавших листьев *Fraxinus excelsior* L. в муфельной печи в течение 1 ч. Массы навесок опавшей листвы составляли 2 г, что соответствует минимальному допустимому значению, температура подсушивания – 105 °С. Проводили параллельный анализ двух навесок листвы.

Естественную сушку листвы в помещении при комнатной температуре 22 °С с периодическим перемешиванием исследовали согласно ГОСТ 53233-2016. Нормативная масса образца составила 5 г.

Высушенную листву измельчали в электронном измельчителе в течение 20 с для получения частиц размером от 0.1 до 10 мм. Затем полученную массу разделяли на лабораторных ситах с размерами ячеек 0.1, 0.25, 0.5, 1.0, 2.0, 5.0 и 10 мм. Анализируемую массу, которая составляла 100 г, высыпали в центр сита и просеивали в течение 1 мин. Остаток листвы на ситах выражали в процентах по отношению к первоначальной навеске. Долю частиц с различными размерами определяли согласно ГОСТ 16187-70 [6].

Для получения подушки измельченную массу листвы помещали в тканевой материал, после чего свободный конец затягивали/зашивали. Масса наполнителя составляла 4 г, что соответствует минимальному весу для испытания сорбции нефтепродуктов по ГОСТ 33627-2015 [7]. Гранулы получали на пресс-грануляторе ПГ-120В (ООО «Антеспром», Россия) на кафедре безопасности производства и промышленной экологии Уфимского университета науки и технологий.

Для установления морфологии структуры листа использовали растровую электронную микроскопию на приборе JSM-649 OLV (Jeol, Япония) в ЦКП «Нанотех» Уфимского университета науки и технологий. Для улучшения проводимости на поверхность листвы напыляли платину с помощью системы напыления тонких токопроводящих покрытий JFC 1600 (Jeol, Япония).

Нефтеемкость определяли по ГОСТ 33627-2015. Исследуемые образцы минимальной массой 4 г погружали в нефть на 15 мин $\pm$ 20 с (ускоренное испытание на адсорбцию нефтепродуктов). Измеряли массу исследуемых образцов до и после испытания. На основе разности масс рассчитывали нефтеемкость. Испытания проводили 3 раза. Результаты представляли в виде среднего арифметического значения, средней квадратичной погрешности и доверительного интервала (коэффициент Стьюдента при $n = 3$ и $P = 0.95$, принимали равным 4.30) [8].

2. Результаты и их обсуждение

Сорбенты – твердые тела, которые поглощают газы, пары или растворенные вещества. В зависимости от принципа действия выделяют адсорбенты, поглощающие загрязняющие вещества за счет пористой поверхности, и абсорбенты, образующие с загрязняющим веществом единый раствор. В соответствии с ГОСТ 33627-2015 выделяют 4 типа адсорбентов (рис. 1). В настоящее время на рынке представлены различные типы нефтесорбентов. Например, сорбирующий бон БС-3/100, имеющий размеры 100×3000 мм, с наполнителем Унисорб способен поглотить до 39 кг при массе 3 кг (нефтеемкость 13 г/г) и относится к адсорбентам III типа. По степени дисперсности он относится к комбинированным адсорбентам.

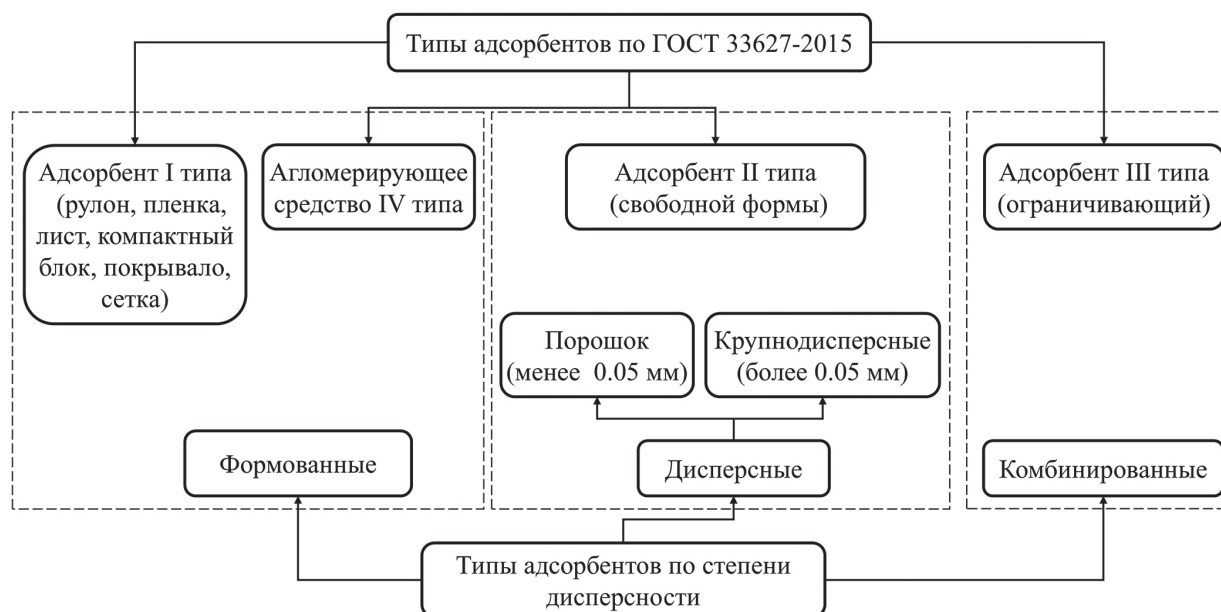


Рис. 1. Классификация адсорбентов в зависимости от формы

Fig. 1. Classification of adsorbents depending on their form

Предложена технология производства нефтесорбентов из опавшей листвы, которая включает в себя следующие этапы: сбор, сушку, измельчение, обработку (гранулирование или получение подушки) и последующее использование (рис. 2).



Рис. 2. Технологическая схема получения нефтесорбента из опавшей листвы

Fig. 2. Process flow diagram for producing oil sorbent from fallen leaves

Первый этап (сбор) подразумевает ручной или автоматический сбор опавшей листвы с твердой поверхности. Для сбора листьев используются грабли, сетки, воздуходувы, ручные или навесные пылесосы. Собранная листва помещается в мешки (обычно в пластиковые) и транспортируется на место их дальнейшего хранения.

Поскольку влажная листва, особенно помещенная в пластиковые мешки, быстро портится из-за ферментативной и микробиологической активности, для сохранения необходимых свойств опавшую листву подвергают сушке. Среди подходящих способов сушки можно выделить естественную, на солнце, в прессе, микроволновую, в печи, сублимационную, конвективную, а также сушку глицерином или силикагелем. После удаления влаги листья могут храниться в течение продолжительного периода времени. Следует отметить, что высушенная опавшая листва занимает большой объем (удельный объем может составлять 3.33–6.68 м³/т).

После завершения процесса сушки опавшую листву для уменьшения объема необходимо измельчить. Для этого используют различные виды дробилок, мельниц и измельчителей. В результате этой процедуры получается материал в виде частиц различного размера, который помещается в контейнеры для хранения и дальнейшего использования.

Следующим этапом предложенной технологии (рис. 2) является модификация измельченного материала путем формирования подушки или гранулирования. Модификация материала зависит от условий применения продукта (твердая или водная поверхность разлива нефти или нефтепродуктов). В процессе формирования подушки необходимо подобрать материал оболочки, поскольку она также способна сорбировать нефть/нефтепродукты. Хлопковые материалы обладают лучшей сорбционной способностью, однако имеют более высокую стоимость, синтетические материалы являются более экономичными, но их сорбционная способность ниже [9]. Гранулирование производят с помощью грануляторов, получая на выходе гранулы, представляющие собой спрессованный материал цилиндрической формы. В зависимости от объемов производства может использоваться как более компактное, так и более производительное оборудование.

Следует отметить, что в представленной схеме применяется только механическая модификация сырья без известных методов физико-химической модификации ацелированием [10], мерсеризацией [11], этерификацией [12] и др., поскольку в результате этого повышается стоимость производства продукта, а также появляется необходимость в его дополнительной очистке и подготовке.

Предложенная технология апробирована на опавшей листве *Fraxinus excelsior* L.

1 этап – сбор. После сбора опавшей листвы для описания общей формы и структуры листьев отобраны пять лучших образцов. В процессе опадания и нахождения на поверхности земли листья *Fraxinus excelsior* L. отделяются от стебля, к которому были присоединены черешком, и находятся отдельно от него. Опавшие листья обладают ярко выраженным рыжим оттенком. Длина листьев варьируется от 6.8 до 12 см, а ширина – от 2.8 см до 6.5 см. Листья имеют продолговатую форму с черешками размером от 1.8 до 0.2 см. Ярко выражена крупная головная жилка, от которой исходят более мелкие жилки, формирующие поверхность листа. Средняя длина листа равна 8.6 см, ширина – 4.7, длина черешка – 0.9 см, масса листа – 0.17 г.

Снимки растровой электронной микроскопии листьев *Fraxinus excelsior* L. приведены на рис. 3. Листья имеют рельефную структуру со множеством пор, полостей, фиссур и неровностей. Благодаря такой неоднородной и непостоянной структуре происходит сорбция загрязняющих веществ, в частности, нефти и нефтепродуктов. Белые частицы представляют собой частицы пыли, на которые не попало напыление и поэтому они заряжались быстрее листьев.

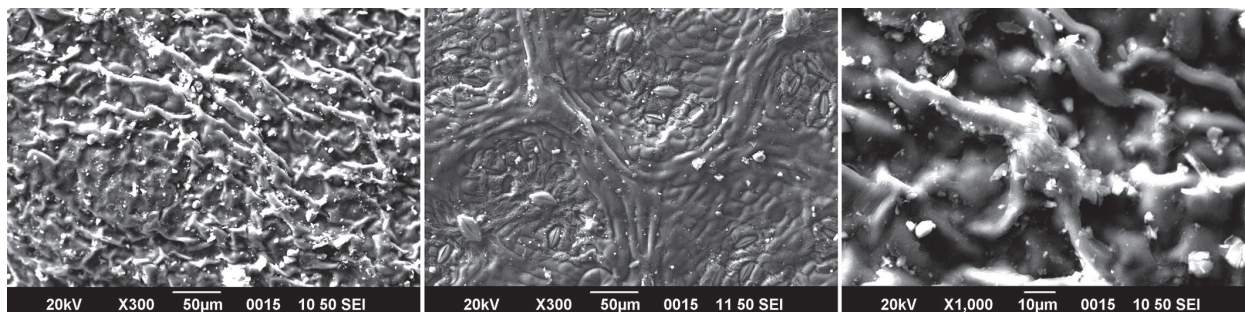


Рис. 3. Поверхность листьев *Fraxinus excelsior* L. по данным растровой электронной микроскопии

Fig. 3. Surface of *Fraxinus excelsior* L. leaves based on the scanning electron microscopy data

2 этап – сушка. Для оценки эффективности различных способов сушки проведено сравнение сушки листьев в муфельной печи и естественной сушки при комнатной температуре.

Масса двух образцов листьев *Fraxinus excelsior* L. после первого часа сушки в муфельной печи составила 1.55 г и 1.54 г соответственно. При этом изменение массы относительно исходного веса (2 г) составило 22.5 и 23.0 % для первого и второго образцов соответственно. После второго часа сушки в муфельной печи масса образцов не изменилась, следовательно, влажность листьев *Fraxinus excelsior* составила 22.8 %. Расхождение результатов между двумя образцами не превышает допустимые 0.5 %.

В процессе естественной сушки два параллельных опыта показали, что уменьшение массы прекращается на 4 день сушки при комнатной температуре. Расхождение между двумя значениями также не превышает допустимые 0.5 %. При сушке в муфельной печи можно достичь более быстрой сушки, при этом объем высушиваемой массы ограничен вместительностью печи, что снижает производительность процесса сушки сырья. Поэтому в качестве менее энергозатратного и более экономичного способа предлагается естественная сушка.

3 этап – измельчение. В целях объединения процессов измельчения и сортировки частиц по размерам разработан измельчитель опавшей листвы, на который получен патент [13]. В результате измельчения распределение частиц по размерам оказалось неравномерным: 10 мм – 0.50 %, 5 мм – 25.03 %; 2 мм – 41.54 %; 1 мм – 22.47 %; 0.5 мм – 6.91 %; 0.25 мм – 2.54 %; 0.1 мм – 1.01 %. Наибольшую часть составили частицы с размерами 1, 2 и 5 мм.

Согласно рис. 1 все полученные частицы опавшей листвы являются крупнодисперсными. В зависимости от размера частиц выделены три группы: крупные (≥ 5.0), средние (1.0–2.0 мм) и мелкие (0.1–0.5 мм). Следует отметить, что частицы малоприменимы для ликвидации аварийных разливов нефти с локализацией на поверхности грунта в условиях ветра, так как они легкие и могут распространяться под воздействием ветра по поверхности нефтяного разлива, поэтому для их применения необходима дополнительная модификация. В целях минимизации этого фактора, а также снижения расходов на транспортировку [14] полученное сырье гранулируется или помещается в ткань для формирования подушки.

4 этап – получение гранул и подушки. В качестве сырья использованы частицы размером 2 мм, поскольку они наиболее многочисленные. Сформированная подушка приведена на рис. 4, а, ее насыпная плотность составила 0.07 г/см². На предлагаемый способ получения гранулированного нефтесорбента из листового опада получен патент на изобретение [15]. Для гранулирования также использованы частицы размером 2 мм, поскольку оптимальными при гранулировании растительного сырья считаются размеры частиц от 1 до 3 мм [16]. На выходе получены гранулы коричневатого цвета (рис. 4, б), которые остывали при комнатной температуре.



Рис. 4. Внешний вид нефтесорбента в виде подушки (а) и в виде гранул (б)

Fig. 4. Oil sorbent as a pillow (a) and pellets (b)

Таким образом, получено три вида нефтесорбента: измельченные частицы в виде порошка и хлопьев, подушка и гранулы. В целях практической реализации полученных нефтесорбентов из опавшей листвы проведено исследование их сорбционной способности по величине нефтеемкости. Результаты краткосрочных испытаний образцов на адсорбцию сырой нефти представлены на рис. 5.

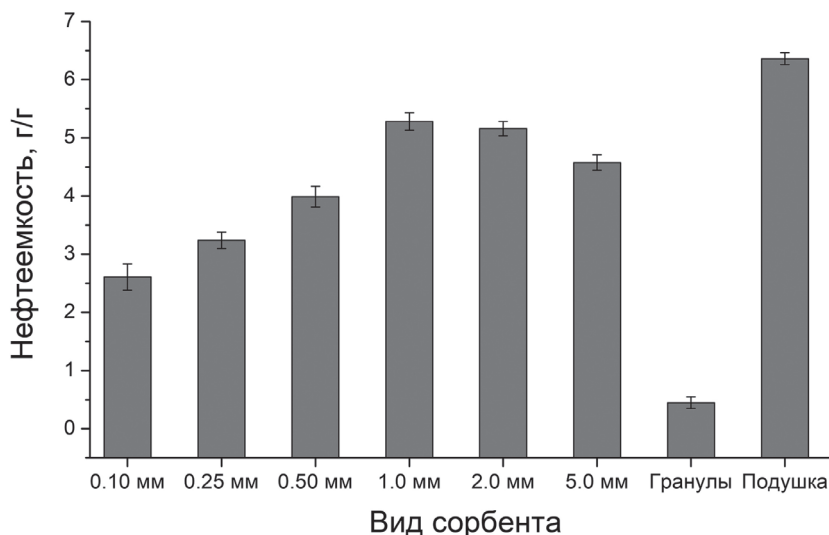


Рис. 5. Нефтеемкость анализируемых нефтесорбентов

Fig. 5. Oil sorption capacity of the tested oil sorbents

Среди исследуемых образцов нефтесорбентов наилучший результат демонстрируют частицы с размерами 1 и 2 мм, а также подушка, заполненная частицами размером 2 мм. В соответствии с классификацией сорбентов по сорбционной способности, полученный нефтесорбент обладает средней нефтеемкостью (5–15 г/г). Гранулы показали наихудший результат среди всех исследуемых образцов, что, возможно, обусловлено закупориванием пор вследствие сжатия и уменьшения площади поверхности и доступности пор для сорбата [16].

Опавшая листва является распространенным растительным отходом урбанизированных территорий не только в Российской Федерации, но и в других странах. Поэтому существует множество работ по применению таких отходов в качестве сырья для производства новых продуктов, в частности, сорбентов. Однако каждая страна рассматривает опавшую листву деревьев, характерных для своей территории.

Анализ зарубежных исследований по применению листьев в качестве нефтесорбентов представлен в работе [17]. Для очистки водной среды от нефти изучен порошок (размер частиц 355–500 мкм) из листьев маслиничной пальмы, модифицированных лауриновой кислотой, сорбционная емкость которого составила 1.2 г/г [18]. В работе [19] для этих же целей рассмотрены измельченные листья манго. При использовании 0.15 г адсорбента в течение 3 мин максимальная сорбционная способность достигла 6.66 г/г. Показана возможность очистки водной среды от нефти с помощью листьев *Musa parasidiaca* L., причем в зависимости от концентрации нефти, температуры водно-нефтяной среды, дозировки сорбента и размера частиц сорбента сорбционная способность варьируется в диапазоне 2.48–14.04 г/г [20].

Отечественные исследователи также рассматривают применение сорбентов из опавшей листвы для ликвидации аварийных разливов нефтепродуктов и нефти различной

вязкости [21], возникающих на технологических этапах добычи и переработки нефти [22]. Так, предложена схема производства сорбционного материала [23], включающая ленточный конвейер, просеиватель вибрационный, сушильную камеру, измельчитель-шредер и высокочастотный плазменный генератор. В соответствии со схемой смешанный лиственный опад обрабатывается плазмой в атмосфере смеси газов аргон–пропан. Нефтеемкость березового опада составляет 3.94–7.24 г/г, тополиного опада – 4.89–8.89 г/г, дубового опада – 3.25–5.45 г/г, смешанного опада – 6.01–10.64 г/г. Рассмотрена возможность применения для очистки сточных вод целлюлозосодержащих отходов, в том числе опавшей листвы, с различными вариантами модификаций процесса, включающими обработку сырья раствором серной кислоты, обработку плодовых оболочек злаковых культур в потоке высокочастотной емкостной низкотемпературной плазмы в среде пропана с бутаном, а также обработку при температуре 150 °С в присутствии кислорода (нефтеемкость березового опада равна 7.24 г/г, тополиного опада – 8.89 г/г, дубового опада – 5.44 г/г, смешанного листового опада – 10.56 г/г) [24].

Предложенная в настоящей работе технология отличается от рассмотренных отечественных работ использованием исключительно механической модификации листового опада без применения плазменной или химической обработки. При этом следует отметить, что исследования по сорбции нефти и нефтепродуктов листьями *Fraxinus excelsior* L. отсутствуют, а в работах [25, 26] рассматривают только древесные опилки.

Заключение

Предложен и апробирован на листьях *Fraxinus excelsior* L. способ получения нефтесорбента из опавшей листвы урбанизированной территории, основанный на механической модификации. Сравнительный анализ с имеющимися литературными данными по нефтесорбентам из растительных материалов показал, что листья *Fraxinus excelsior* L. характеризуются конкурентной сорбционной способностью. Механическая модификация опавшей листвы путем гранулирования приводит к уменьшению сорбционной способности относительно негранулированных частиц, что может быть обусловлено снижением удельной площади поверхности и перекрытием пор. Для получения качественных гранул при обработке растительного сырья можно добавлять пористые связующие, что требует проведения более детальных исследований.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. Keskitalo J., Bergquist G., Gardeström P., Jansson S. A cellular timetable of autumn senescence // Plant Physiol. 2005. V. 139, No 4. P. 1635–1648. <https://doi.org/10.1104/pp.105.066845>.
2. Ali Smith Y.R. Determination of chemical composition of *Senna-siamea* (Cassia leaves) // Pak. J. Nutr. 2009. V. 8, No 2. P. 119–121. <https://doi.org/10.3923/pjn.2009.119.121>.
3. Maillard A., Diquélou S., Billard V., Laine P., Garnica M., Prudent M., Garcia-Mina J.-M., Yvin J.-C., Ourry A. Leaf mineral nutrient remobilization during leaf senescence and modulation by nutrient deficiency // Front. Plant Sci. 2015. V. 6. Art. 317. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00317>.
4. ГОСТ 13056.3-86. Семена деревьев и кустарников. Методы определения влажности. М.: Изд-во стандартов, 1986. 15 с.

5. ГОСТ Р 53233-2016. Волокно хлопковое. Методы определения влажности. М.: Стандартинформ, 2016. 7 с.
6. ГОСТ 16187-70. Сорбенты. Методы определения фракционного состава. М.: Изд-во стандартов, 1970. 4 с.
7. ГОСТ 33627-2015. Уголь активированный. Стандартный метод определения сорбционных характеристик адсорбентов. М.: Стандартинформ, 2016. 15 с.
8. Джонсон Н., Лион Ф. Статистика и планирование эксперимента в технике и науке. Методы обработки данных. М.: Мир, 1980. 610 с.
9. Филина Н.А. Исследование сорбционных свойств древесных отходов для сбора нефтепродуктов с последующей утилизацией их в виде топливных брикетов: дис. ... канд. техн. наук. Пенза, 2011. 173 с.
10. Obi A.I., Ajiwe V.I., Okonkwo C.P. Equilibrium and kinetic studies of crude oil sorption on unmodified and modified Napier grass // *Makara J. Sci.* 2023. V. 27, No 2. P. 115–128. <https://doi.org/10.7454/mss.v27i2.1458>.
11. Gong L., Sun W., Kong L. Adsorption of methylene blue by NaOH-modified dead leaves of plane trees // *Comput. Water, Energy, Environ. Eng.* 2013. V. 2, No 2B. P. 13–19. <https://doi.org/10.4236/cweee.2013.22B003>.
12. Cheu S.C., Kong H., Song S.T., Saman N., Johari K., Mat H. High removal performance of dissolved oil from aqueous solution by sorption process using fatty acid esterified pineapple leaf as novel sorbents // *RSC Adv.* 2016. V. 6, No 17. P. 13710–13722. <https://doi.org/10.1039/C5RA22929D>.
13. Кальсин Н.А., Насырова Э.С., Елизарьев А.Н. Измельчитель опавшей листвы // Патент РФ на полезную модель № 225257. 2024. Бюл. ФИПС № 11.
14. Mudryk K., Jewiarz M., Wróbel M., Niemiec M., Dyjakon A. Evaluation of urban tree leaf biomass-potential, physico-mechanical and chemical parameters of raw material and solid biofuel // *Energies.* 2021. V. 14, No 4. Art. 818. <https://doi.org/10.3390/en14040818>.
15. Насырова Э.С., Кальсин Н.А., Елизарьев А.Н. Способ получения гранулированного нефтесорбента из листового опада // Патент РФ на изобретение № 2826205. 2024. Бюл. ФИПС № 25.
16. Брагинец С.В., Бахчевников О.Н., Деев К.А. Влияние различных параметров на процесс гранулирования растительного сырья и качество гранул (обзор) // *Аграрная наука Евро-Северо-Востока.* 2023. Т. 24, № 1. С. 30–45. <https://doi.org/10.30766/2072-9081.2023.24.1.30-45>.
17. Кальсин Н. А., Насырова Э. С., Бондарь К. Е., Нафикова Э. В. Природные нефтесорбенты растительного происхождения и их эффективность (обзор зарубежных работ) // *Вестник Евразийской науки.* 2024. Т. 16, № 2. Статья 61.
18. Sidik S.M., Jalil A.A., Triwahyono S., Adam S.H., Satar M.A.H., Hameed B.H. Modified oil palm leaves adsorbent with enhanced hydrophobicity for crude oil removal // *Chem. Eng. J.* 2012. V. 203. P. 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.132>.
19. Abutaleb A. Kinetics, isotherm, and thermodynamics of oil spill removal from seawater onto mango leaves // *Desalin. Water Treat.* 2022. V. 278. P. 311–318. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.29090>.
20. Eboibi B.E., Ogbue M.C., Udochukwu E.C., Umukoro J.E., Okan L.O., Agarry S.E., Aworanti O.A., Ogunkunle O., Laseinde O.T. Bio-sorptive remediation of crude oil polluted sea water using plantain (*Musa parasidiaca*) leaves as bio-based sorbent: Parametric optimization by Taguchi technique, equilibrium isotherm and kinetic modelling studies // *Heliyon.* 2023. V. 9, No 11. Art. e21413. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21413>.
21. Rasulov S.R., Kelbaliyev G.I., Karimli V.I., Abdullayeva N.A. Formation of structures in media containing oil // *SIIT.* 2025. V. 7, No 2 (21). P. 103–108. <https://doi.org/10.54708/2658-5014-SIIT-2025-no2-p107>.
22. Kelbaliyev G.I., Rasulov S.R., Manafov M.R., Shikhieva F.R., Abdullayeva N.A. Study of modern methods of removing deposits formed in oil equipment and pipes // *SIIT.* 2025. V. 7, No 4 (23). P. 29–37. <https://doi.org/10.54708/2658-5014-SIIT-2025-no4-p29>.

23. Алексеева А.А., Степанова С.В. Применение листового опада в качестве основы сорбционного материала при ликвидации аварийных разливов нефти с поверхности воды. Казань: Изд-во КНИТУ, 2019. 132 с.
24. Степанова С.В. Теория, методы и принципы получения полифункциональных сорбционных материалов на основе целлюлозосодержащих отходов для очистки воды от нефти и ионов металлов: дис. ... д-ра. техн. наук, Казань, 2023. 232 с.
25. Sippel I.Ya., Akhmetgaleeva G.A., Magdin K.A. Application of modified ash-tree sawdust for oil removal from water surfaces // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2021. V. 699. Art. 012031. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/699/1/012031>.
26. Денисова Т.Р., Шайхиев И.Г., Суннель И.Я. Увеличение нефтеемкости опилок ясеня обработкой растворами кислот // Вестник Казанского технологического университета. 2015. Т. 18, № 17. С. 233–236.

References

1. Keskitalo J., Bergquist G., Gardeström P., Jansson S. A cellular timetable of autumn senescence. *Plant Physiol.*, 2005, vol. 139, no. 4, pp. 1635–1648. <https://doi.org/10.1104/pp.105.066845>.
2. Ali Smith Y.R. Determination of chemical composition of *Senna-siamea* (Cassia leaves). *Pak. J. Nutr.*, 2009, vol. 8, no. 2, pp. 119–121. <https://doi.org/10.3923/pjn.2009.119.121>.
3. Maillard A., Diquélou S., Billard V., Laîné P., Garnica M., Prudent M., Garcia-Mina J.-M., Yvin J.-C., Ourry A. Leaf mineral nutrient remobilization during leaf senescence and modulation by nutrient deficiency. *Front. Plant Sci.*, 2015, vol. 6, art. 317. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00317>.
4. State Standard 13056.3-86. Seeds of trees and shrubs. Methods for determination of moisture. Moscow, Izd. Standartov, 1986. 15 p. (In Russian)
5. State Standard R 53233-2016. Cotton fiber. Methods of moisture determination. Moscow, Standartinform, 2016. 7 p. (In Russian)
6. State Standard 16187-70. Sorbents. Method for determination of granular composition Moscow, Izd. Standartov, 1970. 4 p. (In Russian)
7. State Standard 33627-2015. Activated carbon. Standard test method for determination of sorbent performance of adsorbents. Moscow, Standartinform, 2016. 15 p. (In Russian)
8. Johnson N., Leone F. *Statistika i planirovanie eksperimenta v tekhnike i nauke. Metody obrabotki dannykh* [Statistics and Experimental Design in Engineering and the Physical Sciences. Data Processing Methods]. Moscow, Mir, 1980. 610 p. (In Russian)
9. Filina N.A. Sorption properties of wood waste for the recovery of petroleum products with subsequent disposal as fuel briquettes. *Cand. Sci. (Engineering) Diss.* Penza, 2011. 173 p. (In Russian)
10. Obi A.I., Ajiwe V.I., Okonkwo C.P. Equilibrium and kinetic studies of crude oil sorption on unmodified and modified Napier grass. *Makara J. Sci.*, 2023, vol. 27, no. 2, pp. 115–128. <https://doi.org/10.7454/mss.v27i2.1458>.
11. Gong L., Sun W., Kong L. Adsorption of methylene blue by NaOH-modified dead leaves of plane trees. *Comput. Water, Energy, Environ. Eng.*, 2013, vol. 2, no. 2B, pp. 13–19. <https://doi.org/10.4236/cweee.2013.22B003>.
12. Cheu S.C., Kong H., Song S.T., Saman N., Johari K., Mat H. High removal performance of dissolved oil from aqueous solution by sorption process using fatty acid esterified pineapple leaf as novel sorbents. *RSC Adv.*, 2016, vol. 6, no. 17, pp. 13710–13722. <https://doi.org/10.1039/C5RA22929D>.
13. Kalsin N.A., Nasyrova E.S., Elizarev A.N. Fallen leaf shredder. Patent RF no. 225257. *Byull. FIPS*, 2024, no. 11. (In Russian)
14. Mudryk K., Jewiarz M., Wróbel M., Niemiec M., Dyjakon A. Evaluation of urban tree leaf biomass-potential, physico-mechanical and chemical parameters of raw material and solid biofuel. *Energies*, 2021, vol. 14, no. 4, art. 818. <https://doi.org/10.3390/en14040818>.

15. Nasyrova E.S., Kalsin N.A., Elizarev A.N. Method of producing granulated oil sorbent from leaf litter. Patent RF no. 2826205. *Byull. FIPS*, 2024, no. 25. (In Russian)
16. Braginets S.V., Bakhchevnikov O.N., Deev K.A. Influence of various parameters on the vegetable raw material pelleting process and pellets quality (review). *Agric. Sci. Euro-North-East*, 2023, vol. 24, no. 1, pp. 30–45. <https://doi.org/10.30766/2072-9081.2023.24.1.30-45>. (In Russian)
17. Kalsin N.A., Nasyrova E.S., Bondar K.E., Nafikova E.V. Natural plant oil sorbents of plant origin and their effectiveness (review of foreign works). *Eurasian Sci. J.*, 2024, vol. 16, no. 2, art. 61. (In Russian)
18. Sidik S.M., Jalil A.A., Triwahyono S., Adam S.H., Satar M.A.H., Hameed B.H. Modified oil palm leaves adsorbent with enhanced hydrophobicity for crude oil removal. *Chem. Eng. J.*, 2012, vol. 203, pp. 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.132>.
19. Abutaleb A. Kinetics, isotherm, and thermodynamics of oil spill removal from seawater onto mango leaves. *Desalin. Water Treat.*, 2022, vol. 278, pp. 311–318. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.29090>.
20. Eboibi B.E., Ogbue M.C., Udochukwu E.C., Umukoro J.E., Okan L.O., Agarry S.E., Aworanti O.A., Ogunkunle O., Laseinde O.T. Bio-sorptive remediation of crude oil polluted sea water using plantain (*Musa parasidiaca*) leaves as bio-based sorbent: Parametric optimization by Taguchi technique, equilibrium isotherm and kinetic modelling studies. *Heliyon*, 2023, vol. 9, no. 11, art. e21413. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21413>.
21. Rasulov S.R., Kelbaliyev G.I., Karimli V.I., Abdullayeva N.A. Formation of structures in media containing oil. *SIIT*, 2025, vol. 7, no. 2 (21), pp. 103–108. <https://doi.org/10.54708/2658-5014-SIIT-2025-no2-p107>.
22. Kelbaliyev G.I., Rasulov S.R., Manafov M.R., Shikhieva F.R., Abdullayeva N.A. Study of modern methods of removing deposits formed in oil equipment and pipes. *SIIT*, 2025, vol. 7, no. 4 (23), pp. 29–37. <https://doi.org/10.54708/2658-5014-SIIT-2025-no4-p29>.
23. Alekseeva A.A., Stepanova S.V. *Primenenie listovogo opada v kachestve osnovy sorbtionnogo materiala pri likvidatsii avariinykh razlivov nefi s poverkhnosti vody* [Using Leaf Litter as a Sorption Substrate for Emergency Clean Up of Oil Spills from the Water Surface]. Kazan, Izd. KNITU, 2019. 132 p. (In Russian)
24. Stepanova S.V. Theory, methods, and principles of producing polyfunctional sorption materials based on cellulose-containing waste for water purification from oil and metal ions. *Dr. Sci. (Engineering) Diss.* Kazan, 2023. 232 p. (In Russian)
25. Sippel I.Ya., Akhmetgaleeva G.A., Magdin K.A. Application of modified ash-tree sawdust for oil removal from water surfaces. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 2021, vol. 699, art. 012031. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/699/1/012031>.
26. Denisova T.R., Shaikhiev I.G., Sippel I.Ya. Increasing the oil absorption capacity of ash sawdust by treating it with acid solutions. *Vestnik Kazanskogo Tekhnologicheskogo Universiteta*, 2015, vol. 18, no. 17, pp. 233–236. (In Russian)

Информация об авторах

Никита Александрович Кальсин, аспирант кафедры безопасности производства и промышленной экологии, Уфимский университет науки и технологий

E-mail: kalsin.nikita@bk.ru

ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-9745-0069>

Элина Сагитовна Насырова, кандидат технических наук, доцент, доцент кафедры безопасности производства и промышленной экологии, Уфимский университет науки и технологий

E-mail: ElinaSagitovna@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7642-4286>

Author Information

Nikita A. Kalsin, Postgraduate Student, Department of Production Safety and Industrial Ecology, Ufa University of Science and Technology

E-mail: *kalsin.nikita@bk.ru*

ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-9745-0069>

Elina S. Nasyrova, Cand. Sci. (Engineering), Associate Professor, Department of Production Safety and Industrial Ecology, Ufa University of Science and Technology

E-mail: *ElinaSagitovna@yandex.ru*

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7642-4286>

Поступила в редакцию 18.06.2025

Принята к публикации 11.08.2025

Received June 18, 2025

Accepted August 11, 2025

Оригинальная статья

УДК 551.464.09:582.232

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.233-248>**Кинетика потребления минеральных форм азота и фосфора
при интенсивном культивировании микроводоросли
*Chlorella vulgaris*****С.Ю. Горбунова**✉*Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН, г. Севастополь, Россия*✉ svetlana_8423@mail.ru**Аннотация**

В исследовании проанализирована кинетика потребления минеральных форм азота и фосфора микроводорослью *Chlorella vulgaris* при интенсивном фототрофном культивировании на среде Тамия. Установлены основные параметры роста накопительной культуры: максимальная концентрация биомассы (2.3 ± 0.1 г/л), удельная скорость роста (0.46 1/сут) и максимальная продуктивность (0.27 г/(л×сут)). Определены потребности *C. vulgaris* в фосфоре (13.4 ± 0.5 мг Р/г сухого веса (СВ)) и азоте (86 ± 4 мг N/г СВ), а также удельные скорости их потребления (1.12 ± 0.05 мг Р/(г СВ×сут) и 7.1 ± 0.4 мг N/(г СВ×сут)). Выявлено, что при соотношении N : Р около 6.4 : 1 обеспечивается сбалансированное усвоение макроэлементов. Показано, что при отсутствии дополнительной подачи CO_2 эффективность извлечения фосфора и азота составляет лишь 15 и 32 % соответственно, что обусловлено углеродным лимитированием. Рассчитанное содержание белка в биомассе (56 %) подтверждает высокий протеиногенный потенциал исследуемого штамма. Полученные результаты имеют значение для оптимизации биотехнологических процессов культивирования микроводорослей и разработки систем биологической очистки сточных вод.

Ключевые слова: микроводоросли, азот, фосфор, кинетика потребления, продуктивность, углеродное лимитирование

Благодарности. Работа выполнена в рамках государственной темы № 124022400152-1 «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов».

Для цитирования: Горбунова С.Ю. Кинетика потребления минеральных форм азота и фосфора при интенсивном культивировании микроводоросли *Chlorella vulgaris* // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 233–248. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.233-248>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.233-248>

Mineral nitrogen and phosphorus uptake kinetics during intensive cultivation of *Chlorella vulgaris*

S.Yu. Gorbunova✉

A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Russian Academy of Sciences,
Sevastopol, Russia

✉svetlana_8423@mail.ru

Abstract

The kinetics of mineral nitrogen and phosphorus uptake by *Chlorella vulgaris* during its intensive phototrophic cultivation in Tamiya medium were examined. The main growth parameters of the batch culture were established: maximum biomass concentration (2.3 ± 0.1 g/L), specific growth rate (0.46 1/day), and maximum productivity (0.27 g/(L×day)). The requirements of *C. vulgaris* for phosphorus (13.4 ± 0.5 mg P/g of dry weight (DW)) and nitrogen (86 ± 4 mg N/g DW), as well as their specific uptake rates (1.12 ± 0.05 mg P/(g DW×day) and 7.1 ± 0.4 mg N/(g DW×day), respectively), were determined. At a N : P ratio of about 6.4 : 1, the assimilation of these essential macronutrients was balanced. Without additional CO₂ supply, the extraction efficiencies of phosphorus and nitrogen were only 15 and 32 %, respectively, due to carbon limitation. The protein content in the biomass (56 %) was calculated, indicating a strong proteinogenic potential of the studied strain. The results are helpful for further optimization of biotechnological processes in microalgae cultivation and for the development of biological wastewater treatment systems.

Keywords: microalgae, nitrogen, phosphorus, uptake kinetics, productivity, carbon limitation

Acknowledgments. This study was performed as part of the state assignment (topic “Comprehensive study of the mechanisms of functioning of marine biotechnological systems aimed at obtaining biologically active substances from aquatic organisms”, no. 124022400152-1).

For citation: Gorbunova S.Yu. Mineral nitrogen and phosphorus uptake kinetics during intensive cultivation of *Chlorella vulgaris*. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 233–248. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.233-248>. (In Russian)

Введение

Одним из ключевых факторов, определяющих рост и биосинтетическую активность микроводорослей, является не только доступность макро- и микроэлементов, но и сбалансированный состав питательной среды [1]. Выбор *Chlorella vulgaris* в качестве одного из объектов исследования обусловлен ее биохимической универсальностью, метаболической гибкостью, а также способностью эффективно ассимилировать биогенные элементы, в частности соединения азота и фосфора, что обеспечивает высокую продуктивность при различных режимах питания – от авто- до миксотрофного. Кроме того, этот вид широко

используется в лабораторной и промышленной практике, что делает его удобной модельной системой для изучения кинетики потребления ключевых макроэлементов, таких как азот и фосфор. Указанные свойства *C. vulgaris* представляют собой важную основу для оптимизации состава питательных сред и повышения эффективности биотехнологических процессов, направленных на получение высококачественной биомассы. Совокупность этих характеристик определяет значимость данного вида в системах биологической очистки сточных вод, для которых одновременное удаление биогенных элементов и накопление ценной биомассы обеспечивает экологическую и экономическую эффективность применяемых технологий. Однако литературные данные о потребностях *Chlorella* в биогенных элементах зачастую противоречивы, что обусловлено высокой адаптивностью этого микроорганизма к условиям окружающей среды [2].

Особую роль в метаболизме *Chlorella* играет азот – элемент, необходимый для синтеза белков, нуклеиновых кислот и, опосредованно, липидов. Дефицит азота приводит к снижению темпов клеточного деления, уменьшению продуктивности и изменению метаболического профиля клеток в сторону накопления резервных веществ [3]. В условиях лабораторного и промышленного выращивания наибольшую эффективность в качестве источников азота демонстрируют нитраты натрия и калия. Эти соединения обеспечивают стабильный рост и высокую продуктивность биомассы без проявления токсических эффектов, характерных для избыточных концентраций аммонийных солей [4–7].

Выбор между NaNO_3 и KNO_3 определяется не только доступностью и стоимостью реагентов, но и потребностями микроорганизмов в соответствующих катионах. Калий (K^+) играет важную физиологическую роль, участвуя в регуляции осмотического давления и активации ферментов, а натрий (Na^+) не является обязательным элементом метаболизма водорослей и может накапливаться в среде, вызывая стрессовые реакции. В работе [8] показано, что у *Chlorella vulgaris* даже при умеренных концентрациях Na^+ (0–200 мМ) наблюдается снижение содержания хлорофиллов, угнетение фотосинтетической активности и уменьшение общей биомассы. Эти эффекты согласуются с нарушением ионного гомеостаза: добавление NaCl приводит к накоплению Na^+ и снижению усвоения K^+ , что свидетельствует о конкуренции между ионами Na^+ и K^+ за мембранные транспортеры и указывает на ухудшение физиологического состояния культуры [9].

Высокие концентрации Na^+ препятствуют поглощению K^+ , что нарушает работу ферментативных систем и осмотическое равновесие клетки, поскольку K^+ участвует в активации ферментов и поддержании мембранного потенциала. В исследованиях с *Chlorella* spp. и *Dunaliella* показано, что увеличение внешней натриевой нагрузки приводит к снижению внутриклеточного соотношения K^+/Na^+ – важного маркера ионного стресса у микроводорослей [10].

Учитывая вышесказанное, предпочтение при формировании состава среды следует отдавать KNO_3 , использование которого обеспечивает поступление физиологически необходимого K^+ и исключает избыточное накопление Na^+ , снижая вероятность ионного стресса, сохраняя фотосинтетическую активность и способствуя росту биомассы. Таким образом, выбор KNO_3 в качестве источника нитратного азота в среде Тамия является обоснованным с точки зрения физиологии *C. vulgaris* и условий ее стабильного культивирования.

Оптимальная концентрация нитратов в среде варьируется в зависимости от условий культивирования – типа культуры (периодическая или непрерывная), освещенности, ста-

дии роста и состава других компонентов среды. Согласно ряду исследований, наилучший прирост биомассы наблюдается при концентрации NaNO_3 или KNO_3 в диапазоне от 1.5 до 5 г/л, что соответствует примерно 17.6–58.8 мМ нитрат-ионов и 14.8–49.5 мМ K^+ (в случае использования KNO_3) [4, 7, 11]. Такая концентрация обеспечивает не только активный рост клеток, но и способствует накоплению белков, что важно при использовании рассматриваемой микроводоросли в пищевой и кормовой промышленности.

Таким образом, высокая толерантность *Chlorella* к изменению концентрации азотных соединений указывает на ее значительный биотехнологический потенциал, особенно в условиях масштабного производства, для которого стабильность продуктивности и устойчивость к стрессам имеют решающее значение.

Наряду с азотом, важнейшим макроэлементом для роста микроводорослей является фосфор. Он необходим для синтеза нуклеотидов, нуклеиновых кислот, фосфолипидов и молекул энергии (аденозинтрифосфат (АТФ), никотинамидадениндинуклеотидфосфат (НАДФ) и др.). Недостаток фосфора, аналогично азоту, приводит к снижению темпов роста, нарушению деления клеток и угнетению метаболических процессов. В питательные среды фосфор обычно вносится в форме ортофосфатов (например, KH_2PO_4 , NaH_2PO_4), а оптимальная концентрация фосфорных соединений должна превышать 1 % на литр среды, особенно в условиях интенсивного культивирования [4].

С учетом изложенного, в работе проведена оценка динамики потребления минеральных форм азота и фосфора в культуральной среде в условиях интенсивного роста *C. vulgaris*.

1. Материалы и методы

В эксперименте использовали альгологически чистую культуру *Chlorella vulgaris*, штамм IBSS-19 из Коллекции гидробионтов Мирового океана Научно-образовательного центра коллективного пользования Института биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН.

Микроводоросли культивировали в лабораторной установке, включавшей фотобиореакторы, узел подачи воздуха, систему термостабилизации (кондиционирование) и осветительный модуль. В системе аэрации фотобиореакторов использовали антибактериальные фильтры, исключающие микробиологическую контаминацию воздуха. Подачу воздуха осуществляли с помощью аквариумного компрессора через стерильный воздушный фильтр (поры 0.22 мкм), установленный на входе воздушной линии. Таким образом, в культивационную систему поступал очищенный от микроорганизмов воздух, что позволяло поддерживать альгологическую чистоту культуры на протяжении всего эксперимента. Каждый фотобиореактор представлял собой стеклянный плоскостельный сосуд с толщиной светового пути 3 см [12]. Аэрацию (барботажа) проводили воздухом через стеклянную трубку с внутренним диаметром 4 мм с использованием аквариумного компрессора Hailea ASCO-308 (КНР) со скоростью около 1 л/мин на 1 л культуры. Температурный режим в культиваторах стабилизировали в диапазоне +26...+28 °С. Для компенсации потерь воды вследствие испарения ежедневно перед началом измерений в каждый реактор добавляли дистиллированную воду до исходного объема, равного 2 л. Средний объем восполнения составлял около 40 мл в сутки. Источником излучения служила решетка из 18-ваттных люминесцентных ламп. Средняя круглосуточная освещенность на поверхности фотобиореактора, которую измеряли люксметром Ю-116 (ООО ТМК «Эталон», Россия), составляла 8 000 лк. Относительная погрешность измерения составляла $\leq 5\%$. Значения pH находились в пределах

6.7–9.0 ед. Предварительное наращивание инокулята осуществляли при тех же уровнях поверхностной освещенности, в той же питательной среде и в идентичных фотобиореакторах, что обеспечивало адаптацию микроводорослей к экспериментальным условиям.

Микроводоросли выращивали на питательной среде Тамия для пресноводных водорослей следующего состава (г/л): KNO_3 – 5.0; $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ – 2.5; KH_2PO_4 – 1.25; Na_2EDTA – 0.037; $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.003; H_3BO_3 – 0.00286; $\text{MnCl}_2 \times 4\text{H}_2\text{O}$ – 0.00181; $\text{ZnSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.00222; MoO_3 – 0.0001764; NH_4VO_3 – 0.0001764. Среду готовили на дистиллированной воде.

Плотность культуры по биомассе измеряли фотометрически на спектрофотометре Unico 2100 (United Products & Instruments, США) в кюветах длиной 5 мм. Абсолютная погрешность измерений не превышала 1.0 %. Чистоту культуры подтверждали ежедневным микроскопическим контролем с использованием светового микроскопа Carl Zeiss AxioStar Plus (Германия). Концентрацию нитратов в растворе определяли с помощью ионоселективного электрода на иономере И-160М (ООО «Антех», Беларусь), концентрацию фосфора – методом Морфи-Райли [13].

Статистическую обработку данных проводили с использованием *t*-критерия Стьюдента. Биологические и аналитические образцы использовали в трех экземплярах. С помощью программного обеспечения Libre Office и Scidavis рассчитывали среднее арифметическое значение, стандартное отклонение и доверительный интервал для среднего значения при уровне значимости $\alpha = 0.05$.

3. Результаты исследования

Начальная концентрация предварительно адаптированной к питательной среде культуры микроводорослей составляла 0.08 г/л по сухому веществу.

Рост культуры *C. vulgaris* в условиях фототрофного культивирования на минеральной питательной среде Тамия характеризуется динамикой, соответствующей смене метаболических состояний, которые отражают физиологические адаптации микроводоросли на различных стадиях развития (рис. 1).

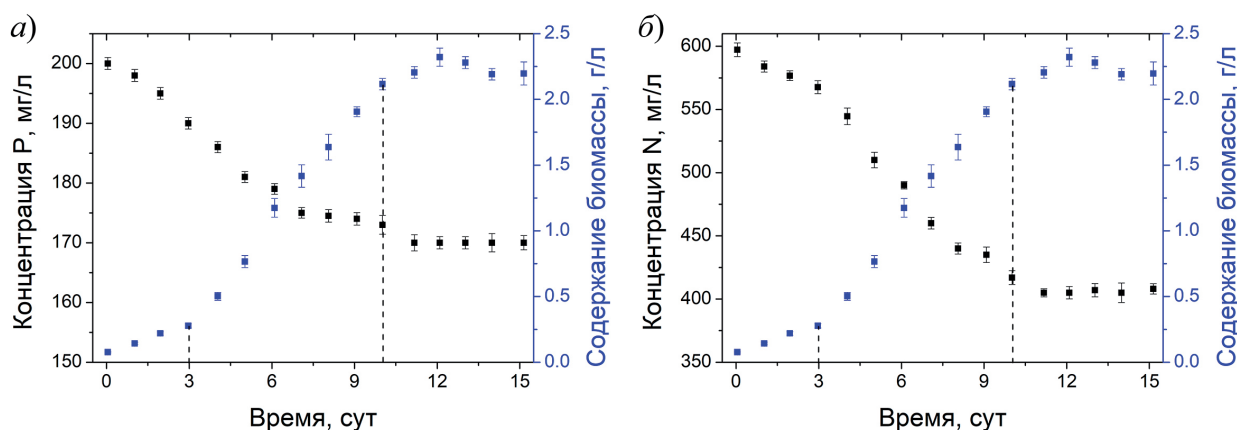


Рис. 1. Динамика биомассы *C. vulgaris*, концентрации P (а) и N (б) в питательной среде, пунктирные линии – условные границы фаз роста

Fig. 1. Dynamics of the *C. vulgaris* biomass, P (a) and N (b) concentrations in the culture medium, dashed lines indicate the approximate boundaries of growth phases

Исходные концентрации общего минерального фосфора и азота составляли 200 и 597 мг/л соответственно. Для 0–3 сут выращивания *C. vulgaris* наблюдается экспоненциальное увеличение биомассы. Для этого периода характерна высокая и стабильная удельная скорость

роста, установленная на основе аппроксимации кривой роста биомассы с использованием уравнения 1

$$\mu = \frac{\ln B_2 - \ln B_1}{t_2 - t_1}, \quad (1)$$

где $\ln B_1$ и $\ln B_2$ – натуральный логарифм концентрации биомассы в начале и конце экспоненциальной фазы роста, t_1 и t_2 – время в начале и конце экспоненциальной фазы роста [14].

Все рассчитанные кинетические характеристики роста накопительной культуры *C. vulgaris* представлены в табл. 1.

Табл. 1. Параметры роста накопительной культуры *C. vulgaris*

Table 1. Growth parameters of the batch culture of *C. vulgaris*

Показатель	Условное обозначение	Значение
Максимальная концентрация биомассы, г/л	$B_{\max}$	2.3 ± 0.1
Урожай (за 12 сут), г/л	H	2.2 ± 0.1
Максимальная продуктивность, г/(л×сут)	P_m	$0.27 (R^2 = 0.99)$
Удельная скорость роста, 1/сут	μ	$0.46 (R^2 = 0.92)$
Потребность в Р, мг Р/г СВ	Y_P	13.4 ± 0.5
Потребность в N, мг N/г СВ	Y_N	86 ± 4
Удельное потребление Р, мг Р/(г СВ×сут)	q_P	1.12 ± 0.05
Удельное потребление N, мг N/(г СВ×сут)	q_N	7.1 ± 0.4
Теоретическое содержание белка в биомассе, % от СВ	<i>Белок</i>	56
Удельный выход биомасс по Р, мг СВ/мг Р	$Y_{X/P}$	12.0 ± 0.7
Удельный выход биомасс по N, мг СВ/мг N	$Y_{X/N}$	75 ± 4

На протяжении эксперимента наблюдается снижение концентраций как азота, так и фосфора в среде, что обусловлено их поступлением в состав клеточной биомассы и частичной абсорбцией на поверхности клеток. Начиная с 3 сут эксперимента, отмечается линейное увеличение биомассы до значений ≈ 2.0 мг/л. В этот период фотосинтетическая активность максимальна, что подтверждается интенсивным потреблением минерального азота и фосфора (рис. 1) и указывает на отсутствие ограничений по питательным веществам.

Максимальная продуктивность культуры (P_m) определена путем аппроксимации участка кривой роста, соответствующего линейной фазе, согласно уравнению 2

$$P_m = \frac{B_2 - B_1}{t_2 - t_1}, \quad (2)$$

где B_1 и B_2 – концентрация биомассы в начале и конце фазы линейного роста [15].

После 10 сут выращивания потребление фосфора культурой практически прекращается. Это согласуется с известными данными о преимущественном усвоении фосфатов на ранних стадиях роста микроводорослей, когда интенсивный клеточный метаболизм требует повышенного поступления фосфорсодержащих соединений для синтеза нуклеиновых кислот, АТФ и фосфолипидов. К 10-м сут эксперимента снижение концентрации азота замедляется, а после 12 сут практически прекращается, что свидетельствует о снижении метаболической активности клеток и переходе культуры в фазу отмирания. Важно отме-

титель, что, несмотря на высокие остаточные концентрации фосфора и азота (170 и 405 мг/л соответственно), их потребление микроводорослями прекращается, а скорость прироста биомассы существенно снижается. Это указывает на отсутствие азотного и фосфорного лимитирования в рассматриваемый период. При этом эффективность извлечения фосфора и азота составила ≈ 15 и 32% соответственно. Следует подчеркнуть, что питательная среда Тамия предназначена для фототрофного культивирования микроводорослей. При этом основным доступным источником углерода для клеток служит углекислый газ, поступающий из воздуха. Отсутствие подачи дополнительного источника CO_2 и использование только атмосферного воздуха привели к снижению доступности неорганического углерода для фотосинтеза.

Известно, что на поздних стадиях накопительного культивирования фототрофных микроводорослей, таких как *C. vulgaris*, при ограниченном поступлении углерода происходят существенные метаболические перестройки, сопровождающиеся уменьшением общей биомассы. Ключевым лимитирующим фактором в данном случае выступает дефицит углекислого газа – единственного источника углерода в условиях фототрофного роста. Недостаточное содержание CO_2 снижает эффективность фотосинтетической фиксации углерода, что, в свою очередь, ограничивает синтез органических веществ, необходимых для клеточного деления и роста. В условиях углеродного голодания также снижается выработка АТФ и восстановительных эквивалентов (НАДФН), что отрицательно сказывается на энергетическом обеспечении биосинтетических процессов [16]. В результате клетки переходят в состояние метаболической стагнации, то есть прекращается митотическая активность, снижается уровень фотосинтетических пигментов, возможно разрушение хлоропластов и активация механизмов деградации, направленных на перераспределение внутриклеточных ресурсов [16, 17]. Эти процессы сопровождаются запуском программы клеточной гибели и аутофагии, что приводит к снижению жизнеспособности популяции и, как следствие, уменьшению массы клеточной суспензии [17].

Кроме того, при углеродном дефиците в клетках микроводорослей нарушаются фотохимические реакции, что способствует накоплению активных форм кислорода. Эти молекулы вызывают окислительное повреждение клеточных структур, усиливая процессы деградации и клеточного лизиса [18]. Таким образом, на поздних стадиях выращивания культура микроводорослей, вероятно, находится в условиях углеродного лимитирования, обусловленного отсутствием дополнительной подачи CO_2 и использованием только атмосферного воздуха, что ограничивает синтез биомассы и, в свою очередь, снижает эффективность потребления питательных веществ. Начиная с 12-х сут, культура вступила в фазу отмирания, минуя стадию стационарного роста, достигнув пикового значения – 2.3 ± 0.1 г/л. К 15-м сут концентрация биомассы снизилась до 2.20 ± 0.09 г/л.

На основе экспериментально определенных кинетических параметров роста культуры *C. vulgaris*, а также методики, описанной в работе [15], рассчитаны потребности данного вида в фосфоре и азоте согласно уравнению 3

$$Y = \frac{aP_m - 2bB_l}{P_m^2}, \quad (3)$$

где a и b – обобщенные коэффициенты.

Для комплексной оценки физиологического состояния микроводорослей в динамике и возможности последующей оптимизации условий культивирования в ходе фундаментальных

исследований и при решении прикладных биотехнологических задачах, рассчитана средняя удельная скорость потребления (q) фосфора и азота микроводорослями (уравнение 4)

$$q = \frac{\Delta S}{H \times \Delta t} = \frac{S_{\max} - S_{\min}}{B_{\max} - B_0}, \quad (4)$$

где $S_{\max}$ и $S_{\min}$ – максимальные и минимальные концентрации азота или фосфора (мг/л), ΔS – изменение концентрации азота или фосфора (мг/л), Δt – длительность периода (сут). Средняя удельная скорость потребления фосфора и азота составляет 1.12 ± 0.05 мг P/(г СВ×сут) и 7.1 ± 0.4 мг N/(г СВ×сут) соответственно. Соотношение N : P составило 6.4, что свидетельствует о сбалансированном усвоении макроэлементов. Полученные результаты согласуются с данными ранее проведенных, в том числе собственных, исследований [11, 19–21], в которых показано, что при соотношении N : P в диапазоне от 5 : 1 до 8 : 1 обеспечивается эффективное удаление как азота, так и фосфора.

Поскольку азот и фосфор играют ключевую роль в клеточном метаболизме микроводорослей и входят в число основных компонентов питательной среды, особую ценность представляют данные об удельном выходе биомассы по этим макроэлементам (уравнения 5 и 6 соответственно):

$$Y_{X/P} = \frac{B_{\max} - B_0}{P_{\max} - P_{\min}} = \frac{2320 - 80}{200 - 170} = \frac{2240}{30} \approx 75 \text{ мг СВ/мг P}, \quad (5)$$

$$Y_{X/N} = \frac{B_{\max} - B_0}{P_{\max} - P_{\min}} = \frac{2320 - 80}{597 - 405} = \frac{2240}{192} \approx 12 \text{ мг СВ/мг N}. \quad (6)$$

Полученные показатели отражают массу микроводоросли, которая формируется на каждый миллиграмм потребленного элемента, и в представленных условиях свидетельствуют о высокой биологической эффективности использования фосфора в процессе культивирования *C. vulgaris*. Это позволяет не только количественно оценить эффективность усвоения питательных веществ, но и служит основой для корректировки технологических параметров с целью повышения продуктивности биомассы и рационального использования ресурсов.

Учитывая биотехнологический потенциал *C. vulgaris* как источника функционального белка, а также важность данного показателя для оценки питательной ценности микроводорослей, технологической применимости и экономической эффективности в производстве белковых ингредиентов, проведен расчет содержания белка в биомассе.

Согласно литературным данным [22, 23], массовая доля азота в белках микроводорослей в среднем составляет около 16 % от их общей массы. Этот показатель служит основой для широко применяемого метода расчета белкового содержания в биологических образцах, основанного на определении общего азота. На основе этого подхода проведен расчет общего теоретического содержания белка в биомассе *C. vulgaris* (уравнение 7).

$$\text{Белок} = \frac{N_{\max} - N_{\min}}{\omega_{\text{N в белке}} \times H} \times 100 \% = \frac{597 - 400}{0.16 \times 2200} = 56 \%. \quad (7)$$

3. Обсуждение результатов

Проведенное исследование позволяет охарактеризовать динамику накопления биомассы культуры *C. vulgaris* и оценить эффективность использования макроэлементов в условиях фототрофного культивирования на минеральной среде Тамия.

Анализ кривой роста *C. vulgaris* выявил четкую последовательность метаболических состояний, характерных для накопительного культивирования: экспоненциальную фазу (0–3 сут), линейную фазу (3–10 сут) и фазу отмирания (после 12 сут). Удельная скорость роста в экспоненциальной фазе составила 0.46 1/сут, что соответствует времени удвоения биомассы около 36 ч и согласуется с литературными данными для *C. vulgaris* [21]. Особого внимания заслуживает отсутствие выраженной стационарной фазы роста и относительно быстрый переход культуры к фазе отмирания, несмотря на значительные остаточные концентрации азота и фосфора в среде (405 и 170 мг/л соответственно). Это наблюдение подтверждает гипотезу о лимитировании роста культуры не минеральными элементами, а углеродом. Как известно [16], недостаток CO_2 существенно ограничивает фотосинтетическую активность и, следовательно, биосинтетический потенциал микроводорослей. В настоящем эксперименте отсутствие дополнительной подачи углекислого газа и использование только атмосферного воздуха привели к углеродному голоданию, что подтверждается снижением концентрации биомассы после 12 сут культивирования.

Представляет интерес факт максимальной продуктивности культуры (0.27 г/(л×сут)) на линейной фазе роста, когда клетки активно потребляют минеральные элементы. Этот период характеризуется также ростом рН среды до 9 ед., то есть свидетельствует о сдвиге кислотно-щелочного баланса, что служит косвенным индикатором интенсивного фотосинтеза и активной ассимиляции углекислого газа микроводорослями. Во время фотосинтеза *Chlorella* использует поступающий из атмосферного воздуха CO_2 в качестве основного источника неорганического углерода для биосинтеза органических соединений. В условиях проведенного эксперимента дополнительную подачу CO_2 в культуральную среду не использовали. Однако микроводорослям доступен CO_2 , присутствующий в воде в результате естественного растворения и газообмена на границе фаз. Известно, что CO_2 в водной среде находится в равновесии с другими формами неорганического углерода – в виде угольной кислоты (H_2CO_3), бикарбоната (HCO_3^-) и карбоната (CO_3^{2-}). Когда микроводоросли активно поглощают CO_2 и HCO_3^- , происходит смещение равновесия в сторону образования новых ионов HCO_3^- и CO_3^{2-} из угольной кислоты. Несмотря на низкую концентрацию CO_2 в воздухе (около 0.04 %), его поглощение микроводорослями при активном метаболизме приводит к щелочному сдвигу рН среды за счет снижения концентрации ионов H^+ . Это отражает высокую фотосинтетическую активность культуры. Однако по мере роста плотности культуры доступность CO_2 становится ограничивающим фактором, что приводит к метаболическим перестройкам, описанным в работе [17].

Анализ потребления макроэлементов показал, что эффективность извлечения фосфора и азота значительно ниже теоретически возможных значений. Это также подтверждает гипотезу о лимитировании роста культуры наличием углерода, а не минеральных элементов. Рассчитанные значения удельного выхода биомассы по фосфору и азоту представляют особый интерес для оптимизации состава питательных сред. Они позволяют количественно оценить эффективность конверсии минеральных элементов в биомассу и могут служить основой для разработки сбалансированных питательных сред с учетом потребностей конкретного штамма.

Известно, что микроводоросль *C. vulgaris* является перспективным источником полноценного растительного белка, способного служить альтернативой традиционным белковым продуктам (мясо, яйца и соя). Это обусловлено тем, что в ее белковом составе при-

сутствует полный набор незаменимых аминокислот, необходимых для питания человека и животных [24]. В зависимости от условий культивирования содержание белка в сухой биомассе *C. vulgaris* варьируется в широком диапазоне (от 43 до 61 % [22, 25, 26]), что делает ее одним из наиболее богатых белком представителей микроводорослей.

Высокая концентрация протеина в сочетании с благоприятным аминокислотным профилем определяет значительный потенциал *C. vulgaris* в пищевой, кормовой и фармацевтической промышленности. Однако при оценке питательной ценности биомассы важным фактором является не только общее содержание белка, но и его усвояемость. Степень перевариваемости белка *C. vulgaris* составляет от 80 до 90 % [26, 27], что сопоставимо с его традиционными источниками. Тем не менее биодоступность белков может быть существенно ограничена из-за наличия прочной клеточной стенки, богатой целлюлозой. Такая структура препятствует эффективному высвобождению нутриентов в процессе пищеварения, снижая их доступность для ферментативного расщепления. Для преодоления этого барьера применяются различные методы деструкции клеточных оболочек. Наиболее эффективными считаются механические способы, включая ультразвуковую обработку, гомогенизацию под высоким давлением и измельчение с применением стеклянных шариков [27–29]. Эти технологии позволяют увеличить проницаемость клеточной стенки, улучшая доступ ферментов к внутриклеточным белкам и, как следствие, повышая степень их усвоения.

Полученное содержание белка (56 %) для культивированной *C. vulgaris* подтверждает высокую белковую продуктивность данного вида микроводорослей и соответствуют ранее опубликованным данным (массовая доля белка составляет от 50 до 65 % в зависимости от вариативности штаммов, параметров и режима культивирования, применяемых методов постобработки) [30–33], что свидетельствует о достоверности примененной методики и потенциале *C. vulgaris* как стабильного источника растительного белка для разработки функциональных пищевых продуктов, кормовых добавок для животных, а также агробиологических препаратов, используемых в сельском хозяйстве, включая внекорневую обработку и полив сельскохозяйственных культур.

Заключение

Полученные результаты имеют как фундаментальное значение для понимания физиологии микроводорослей, так и практическую ценность для оптимизации биотехнологических процессов. Установлено, что в условиях фототрофного культивирования на минеральной среде Тамия отмечается низкая эффективность извлечения фосфора и азота микроводорослью *C. vulgaris*, несмотря на их высокие исходные концентрации. Основной причиной этого является ограниченное поступление углерода, вызванное отсутствием дополнительной подачи CO_2 , что снижает интенсивность фотосинтетической активности и ограничивает рост культуры. Для обеспечения стабильной продуктивности и предотвращения преждевременного перехода культуры в фазу отмирания рекомендуется внедрение системы подачи дополнительного CO_2 в аэрационную смесь на уровне 0.5–2 %, что обеспечит достаточное поступление неорганического углерода, а также использование автоматизированных систем контроля параметров среды, включая pH, концентрацию растворенного CO_2 , интенсивность освещения и мониторинг роста микроводорослей.

Устранение углеродного лимитирования приведет к увеличению биомассы, что, в свою очередь, усилит потребление азота и фосфора и повысит эффективность их удаления из

культуральной среды. С точки зрения минерального питания, предпочтительно использование калиевых форм удобрений (KNO_3 и KH_2PO_4), поскольку калий выполняет важные осморегуляторные и ферментативные функции, в отличие от натрия, способного вызывать стрессовые реакции при накоплении. Кроме того, необходимо поддерживать оптимальное соотношение азота и фосфора (N : P) в диапазоне 6 : 1–8 : 1, что соответствует физиологическим потребностям *C. vulgaris* и обеспечивает сбалансированное усвоение макроэлементов.

Таким образом, учет потребностей микроводорослей в основных элементах питания является необходимым условием для эффективного управления процессами культивирования в лабораторных и промышленных масштабах. Кроме того, поскольку коэффициенты ассимиляции азотсодержащих и фосфорных соединений являются одними из ключевых параметров при проектировании систем доочистки сточных вод с использованием микроводорослей [34, 35], количественные характеристики потребления этих макроэлементов позволят не только оценивать потенциал роста микроводорослевой биомассы, но и с высокой степенью достоверности прогнозировать эффективность, продолжительность и степень удаления остаточных биогенных веществ из сточных вод.

Конфликт интересов. Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The author declares that there is no conflict of interest.

Литература

1. Zhuang L.-L., Yu D., Zhang J., Liu F.-f., Wu Y.-H., Zhang T.-Y., Dao G.-H., Hu H.-Y. The characteristics and influencing factors of the attached microalgae cultivation: A review // Renewable Sustainable Energy Rev. 2018. V. 94. P. 1110–1119. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.006>.
2. Coronado-Reyes J.A., Salazar-Torres J.A., Juárez-Campos B., González-Hernández J.C. *Chlorella vulgaris*, a microalgae important to be used in biotechnology: A review // Food Sci. Technol. 2022. V. 42. Art. e37320. <https://doi.org/10.1590/fst.37320>.
3. Chen H., Zheng Y., Zhan J., He C., Wang Q. Comparative metabolic profiling of the lipid-producing green microalga *Chlorella* reveals that nitrogen and carbon metabolic pathways contribute to lipid metabolism // Biotechnol. Biofuels. 2017. V. 10, No 1. Art. 153. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0839-4>.
4. Grobbelaar J.U. Algal nutrition – mineral nutrition // Richmond A. (Ed.) Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology. Oxford, UK: Blackwell Publ., 2003. P. 95–115. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch6>.
5. Widjaja A., Chien C.-C., Ju Y.-H. Study of increasing lipid production from fresh water microalgae *Chlorella vulgaris* // J. Taiwan Inst. Chem. Eng. 2009. V. 40, No 1. P. 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2008.07.007>.
6. Heredia-Arroyo T., Wei W., Hu B. Oil accumulation via heterotrophic/mixotrophic *Chlorella protothecoides* // Appl. Biochem. Biotechnol. 2011. V. 162, No 7. P. 1978–1995. <https://doi.org/10.1007/s12010-010-8974-4>.
7. Wu J., Jia R., Li B., Liu C. Study on the correlation of N, P nutrients and *Chlorella* growth // Appl. Mech. Mater. 2014. V. 641–642. P. 1183–1186. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.641-642.1183>.
8. Yadav N., Gupta N., Singh D.P. Ameliorating effect of bicarbonate on salinity induced changes in the growth, nutrient status, cell constituents and photosynthetic attributes of microalga *Chlorella vulgaris* // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2022. V. 108, No 3. P. 491–499. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03135-5>.

9. Singh R.P., Yadav P., Kumar A., Hashem A., Avila-Quezada G.D., Abd_Allah E.F., Gupta R.K. Salinity-induced physiochemical alterations to enhance lipid content in oleaginous microalgae *Scenedesmus* sp. BHU1 via two-stage cultivation for biodiesel feedstock // *Microorganisms*. 2023. V. 11, No 8. Art. 2064. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11082064>.
10. Talebi A.F., Tabatabaei M., Mohtashami S.K., Tohidfar M., Moradi F. Comparative salt stress study on intracellular ion concentration in marine and salt-adapted freshwater strains of microalgae // *Not. Sci. Biol.* 2013. V. 5, No 3. P. 309–315. <https://doi.org/10.15835/nsb539114>.
11. Tavares L., Nudi M.H., Arroyo P.A., Godoy R.F.B., Trevisan E. Effect of different concentrations of phosphorus and nitrogen on the growth of the microalgae *Chlorella vulgaris* // *Int. J. Energy Environ. Eng.* 2023. V. 14, No 4. P. 563–572. <https://doi.org/10.1007/s40095-022-00535-z>.
12. Тренкениш П.П., Лелеков А.С., Боровков А.Б., Новикова Т.М. Унифицированная установка для лабораторных исследований микроводорослей // *Вопросы современной альгологии*. 2017. № 1(13). 11 с. URL: <http://algology.ru/1097>.
13. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М.: Изд-во ВНИРО, 1988. 25 с.
14. Тренкениш П.П. Расчет удельной скорости роста микроводорослей // *Морской биологический журнал*. 2019. Т. 4, № 1. С. 100–108. <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.1.09>.
15. Тренкениш П.П. Простейшие модели роста микроводорослей. 1. Периодическая культура // *Экология моря*. 2005. Вып. 67. С. 89–97.
16. Giordano M., Beardall J., Raven J.A. CO₂ concentrating mechanisms in algae: Mechanisms, environmental modulation, and evolution // *Annu. Rev. Plant Biol.* 2005. V. 56. P. 99–131. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144052>.
17. Pérez-Pérez M.E., Lemaire S.D., Crespo J.L. Reactive oxygen species and autophagy in plants and algae // *Plant Physiol.* 2012. V. 160, No 1. P. 156–164. <https://doi.org/10.1104/pp.112.199992>.
18. Foyer C.H., Noctor G. Redox homeostasis and antioxidant signaling: A metabolic interface between stress perception and physiological responses // *Plant Cell*. 2005. V. 17, No 7. P. 1866–1875. <https://doi.org/10.1105/tpc.105.033589>.
19. Hernandez J.-P., de-Bashan L.E., Bashan Y. Starvation enhances phosphorus removal from wastewater by the microalga *Chlorella* spp. co-immobilized with *Azospirillum brasilense* // *Enzyme Microb. Technol.* 2006. V. 38, Nos 1–2. P. 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.enzmtec.2005.06.005>.
20. Xin L., Hong-ying H., Ke G., Ying-xue S. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. // *Bioresour. Technol.* 2010. V. 101, No 14. P. 5494–5500. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.016>.
21. Горбунова С.Ю., Боровков А.Б., Тренкениш П.П. Продуктивность культуры *Arthrospira platensis* (Nordst.) Geitl. (Cyanoprocarota) при различной обеспеченности минеральным фосфором // *Альгология*. 2011. Т. 21, № 3. С. 374–384.
22. Becker E.W. Micro-algae as a source of protein // *Biotechnol. Adv.* 2007. V. 25, No 2. P. 207–210. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.11.002>.
23. Safi C., Charton M., Pignolet O., Silvestre F., Vaca-Garcia C., Pontalier P.-Y. Influence of microalgae cell wall characteristics on protein extractability and determination of nitrogen-to-protein conversion factors // *J. Appl. Phycol.* 2013. V. 25, No 2. P. 523–529. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9886-1>.
24. Gouveia L., Batista A.P., Sousa I., Raymundo A., Bandarrra N.M. Microalgae in novel food products // Papadopoulos K.N. (Ed.) *Food Chemistry Research Developments*. New York, NY: Nova Sci. Publ., 2008. P. 75–112.
25. Mendes A.R., Spínola M.P., Lordelo M., Prates J.A.M. Chemical compounds, bioactivities, and applications of *Chlorella vulgaris* in food, feed and medicine // *Appl. Sci.* 2024. V. 14, No 23. Art. 10810. <https://doi.org/10.3390/app142310810>.

26. Alattar O., Fayed H., Farag A.E.N. SDS-PAGE electrophoresis and solubility characteristics of casein–*Chlorella vulgaris* protein isolate co-precipitate mixtures // J. Prod. Dev. 2022. V. 27, No 2. P. 263–279. <https://doi.org/10.21608/jpd.2022.251625>.
27. Panahi Y., Darvishi B., Jowzi N., Beiraghdar F., Sahebkar A. *Chlorella vulgaris*: A multifunctional dietary supplement with diverse medicinal properties // Curr. Pharm. Des. 2016. V. 22, No 2. P. 164–173. <http://dx.doi.org/10.2174/1381612822666151112145226>.
28. Spínola M.P., Costa M.M., Prates J.A.M. Effect of selected mechanical/physical pre-treatments on *Chlorella vulgaris* protein solubility // Agriculture. 2023. V. 13. No 7. Art. 1309. <https://doi.org/10.3390/agriculture13071309>.
29. Costa M.M., Spínola M.P., Alves V.D., Prates J.A.M. Improving protein extraction and peptide production from *Chlorella vulgaris* using combined mechanical/physical and enzymatic pre-treatments // Heliyon. 2024. V. 10, No 12. Art. e32704. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32704>.
30. Yaghoubzadeh Z., Safari R. Extraction of bioactive peptides from *Chlorella vulgaris* using enzymatic hydrolysis: A green natural antioxidant // Int. J. Pept. Res. Ther. 2025. V. 31, No 2. Art. 33. <https://doi.org/10.1007/s10989-025-10692-4>.
31. Hemalatha M., Mohan S.V. Amino acids rich biomass cultivation: Trophic mode influence on *Chlorella* Growth Factor (CGF) production // Algal Res. 2024. V. 80. Art. 103449. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103449>.
32. Čmiková N., Kowalczewski P.L., Kmieciak D., Klimowicz P., Drożdżyńska A., Ślachciński M., Królak J., Matić S., Marković T., Popović S., Baskić D., Kačanić M. Comparative analysis of nutritional composition and bioactive properties of *Chlorella vulgaris* and *Arthrospira platensis*: Implications for functional foods and dietary supplements // Open Chem. 2025. V. 23, No 1. Art. 20250150. <https://doi.org/10.1515/chem-2025-0150>.
33. Canelli G., Tarnutzer C., Carpine R., Neutsch L., Bolten C.J., Dionisi F., Mathys A. Biochemical and nutritional evaluation of *Chlorella* and *Auxenochlorella* biomasses relevant for food application // Front. Nutr. 2020. V. 7. Art. 565996. <https://doi.org/10.3389/fnut.2020.565996>.
34. Горбунова С.Ю., Жондарева Я.Д. Использование сточных вод птицефабрик для увеличения продуктивности *Arthrospira platensis* (Nordst.) Geitler // Вестник СПбГУ. Сер.3. Биология. 2015. Вып. 1. С. 70–77.
35. Горбунова С.Ю. Культивирование *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitler на минерально-органической питательной среде // Бюллетень ГНБС. 2013. № 109. С. 8–13.

References

1. Zhuang L.-L., Yu D., Zhang J., Liu F.-f., Wu Y.-H., Zhang T.-Y., Dao G.-H., Hu H.-Y. The characteristics and influencing factors of the attached microalgae cultivation: A review. *Renewable Sustainable Energy Rev.*, 2018, vol. 94, pp. 1110–1119. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.006>.
2. Coronado-Reyes J.A., Salazar-Torres J.A., Juárez-Campos B., González-Hernández J.C. *Chlorella vulgaris*, a microalgae important to be used in biotechnology: A review. *Food Sci. Technol.*, 2022, vol. 42, art. e37320. <https://doi.org/10.1590/fst.37320>.
3. Chen H., Zheng Y., Zhan J., He C., Wang Q. Comparative metabolic profiling of the lipid-producing green microalga *Chlorella* reveals that nitrogen and carbon metabolic pathways contribute to lipid metabolism. *Biotechnol. Biofuels*, 2017, vol. 10, no. 1, art. 153. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0839-4>.
4. Grobbelaar J.U. Algal nutrition – mineral nutrition. In: Richmond A. (Ed.) *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology*. Oxford, UK, Blackwell Publ., 2003, pp. 95–115. <https://doi.org/10.1002/9780470995280.ch6>.

5. Widjaja A., Chien C.-C., Ju Y.-H. Study of increasing lipid production from fresh water microalgae *Chlorella vulgaris*. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 2009, vol. 40, no. 1, pp. 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2008.07.007>.
6. Heredia-Arroyo T., Wei W., Hu B. Oil accumulation via heterotrophic/mixotrophic *Chlorella protothecoides*. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, 2011, vol. 162, no. 7, pp. 1978–1995. <https://doi.org/10.1007/s12010-010-8974-4>.
7. Wu J., Jia R., Li B., Liu C. Study on the correlation of N, P nutrients and *Chlorella* growth. *Appl. Mech. Mater.*, 2014, vols. 641–642, pp. 1183–1186. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.641-642.1183>.
8. Yadav N., Gupta N., Singh D.P. Ameliorating effect of bicarbonate on salinity induced changes in the growth, nutrient status, cell constituents and photosynthetic attributes of microalga *Chlorella vulgaris*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2022, vol. 108, no. 3, pp. 491–499. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03135-5>.
9. Singh R.P., Yadav P., Kumar A., Hashem A., Avila-Quezada G.D., Abd_Allah E.F., Gupta R.K. Salinity-induced physiochemical alterations to enhance lipid content in oleaginous microalgae *Scenedesmus* sp. BHU1 via two-stage cultivation for biodiesel feedstock. *Microorganisms*, 2023, vol. 11, no. 8, art. 2064. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11082064>.
10. Talebi A.F., Tabatabaei M., Mohtashami S.K., Tohidfar M., Moradi F. Comparative salt stress study on intracellular ion concentration in marine and salt-adapted freshwater strains of microalgae. *Not. Sci. Biol.*, 2013, vol. 5, no. 3, pp. 309–315. <https://doi.org/10.15835/nsb539114>.
11. Tavares L., Nudi M.H., Arroyo P.A., Godoy R.F.B., Trevisan E. Effect of different concentrations of phosphorus and nitrogen on the growth of the microalgae *Chlorella vulgaris*. *Int. J. Energy Environ. Eng.*, 2023, vol. 14, no. 4, pp. 563–572. <https://doi.org/10.1007/s40095-022-00535-z>.
12. Trenkenshu R.P., Lelekov A.S., Borovkov A.B., Novikova T.M. Unified installation for microalgae laboratory studies. *Vopr. Sovrem. Al'gol.*, 2017, no. 1(13). 11 p. URL: <http://algology.ru/1097>. (In Russian)
13. *Metody gidrokhimicheskikh issledovaniy osnovnykh biogennykh elementov* [Methods of Hydrochemical Studies of Key Biogenic Elements]. Moscow, Izd. VNIRO, 1988. 25 p. (In Russian)
14. Trenkenshu R.P. Calculation of the specific growth rate of microalgae. *Mar. Biol. J.*, 2019, vol. 4, no. 1, pp. 100–108. <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.1.09>. (In Russian)
15. Trenkenshu R.P. Simplest models of microalgae growth. 1. Batch culture. *Ekol. Morya*, 2005, no. 67, pp. 89–97. (In Russian)
16. Giordano M., Beardall J., Raven J.A. CO₂ concentrating mechanisms in algae: Mechanisms, environmental modulation, and evolution. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 2005, vol. 56, pp. 99–131. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144052>.
17. Pérez-Pérez M.E., Lemaire S.D., Crespo J.L. Reactive oxygen species and autophagy in plants and algae. *Plant Physiol.*, 2012, vol. 160, no. 1, pp. 156–164. <https://doi.org/10.1104/pp.112.199992>.
18. Foyer C.H., Noctor G. Redox homeostasis and antioxidant signaling: A metabolic interface between stress perception and physiological responses. *Plant Cell*, 2005, vol. 17, no. 7, pp. 1866–1875. <https://doi.org/10.1105/tpc.105.033589>.
19. Hernandez J.-P., de-Bashan L.E., Bashan Y. Starvation enhances phosphorus removal from wastewater by the microalga *Chlorella* spp. co-immobilized with *Azospirillum brasilense*. *Enzyme Microb. Technol.*, 2006, vol. 38, nos. 1–2, pp. 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2005.06.005>.
20. Xin L., Hong-ying H., Ke G., Ying-xue S. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. *Biore-sour. Technol.*, 2010, vol. 101, no. 14, pp. 5494–5500. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.02.016>.

21. Gorbunova S.Yu., Borovkov A.V., Trenkenshu R.P. Productivity of *Arthrospira platensis* (Nordst.) Geitler (*Cyanoprokaryota*) culture at different concentrations of mineral phosphorus. *Int. J. Algae*, 2011, vol. 13, no. 4, pp. 352–362. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v13.i4.40>.
22. Becker E.W. Micro-algae as a source of protein. *Biotechnol. Adv.*, 2007, vol. 25, no. 2, pp. 207–210. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.11.002>.
23. Safi C., Charton M., Pignolet O., Silvestre F., Vaca-Garcia C., Pontalier P.-Y. Influence of microalgae cell wall characteristics on protein extractability and determination of nitrogen-to-protein conversion factors. *J. Appl. Phycol.*, 2013, vol. 25, no. 2, pp. 523–529. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9886-1>.
24. Gouveia L., Batista A.P., Sousa I., Raymundo A., Bandarra N.M. Microalgae in novel food products. In: Papadopoulos K.N. (Ed.) *Food Chemistry Research Developments*. New York, NY, Nova Sci. Publ., 2008. pp. 75–112.
25. Mendes A.R., Spínola M.P., Lordelo M., Prates J.A.M. Chemical compounds, bioactivities, and applications of *Chlorella vulgaris* in food, feed and medicine. *Appl. Sci.*, 2024, vol. 14, no. 23, art. 10810. <https://doi.org/10.3390/app142310810>.
26. Alattar O., Fayed H., Farag A.E.N. SDS-PAGE electrophoresis and solubility characteristics of casein–*Chlorella vulgaris* protein isolate co-precipitate mixtures. *J. Prod. Dev.*, 2022, vol. 27, no. 2, pp. 263–279. <https://doi.org/10.21608/jpd.2022.251625>.
27. Panahi Y., Darvishi B., Jowzi N., Beiraghdar F., Sahebkar A. *Chlorella vulgaris*: A multifunctional dietary supplement with diverse medicinal properties. *Curr. Pharm. Des.*, 2016, vol. 22, no. 2, pp. 164–173. <http://dx.doi.org/10.2174/1381612822666151112145226>.
28. Spínola M.P., Costa M.M., Prates J.A.M. Effect of selected mechanical/physical pre-treatments on *Chlorella vulgaris* protein solubility. *Agriculture*, 2023, vol. 13, no. 7, art. 1309. <https://doi.org/10.3390/agriculture13071309>.
29. Costa M.M., Spínola M.P., Alves V.D., Prates J.A.M. Improving protein extraction and peptide production from *Chlorella vulgaris* using combined mechanical/physical and enzymatic pre-treatments. *Heliyon*, 2024, vol. 10, no. 12, art. e32704. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32704>.
30. Yaghoubzadeh Z., Safari R. Extraction of bioactive peptides from *Chlorella vulgaris* using enzymatic hydrolysis: A green natural antioxidant. *Int. J. Pept. Res. Ther.*, 2025, vol. 31, no. 2, art. 33. <https://doi.org/10.1007/s10989-025-10692-4>.
31. Hemalatha M., Mohan S.V. Amino acids rich biomass cultivation: Trophic mode influence on *Chlorella* Growth Factor (CGF) production. *Algal Res.*, 2024, vol. 80, art. 103449. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2024.103449>.
32. Čmíková N., Kowalczewski P.Ł., Kmieć D., Klimowicz P., Drożdżyńska A., Ślachciński M., Królak J., Matić S., Marković T., Popović S., Baskić D., Kačanić M. Comparative analysis of nutritional composition and bioactive properties of *Chlorella vulgaris* and *Arthrospira platensis*: Implications for functional foods and dietary supplements. *Open Chem.*, 2025, vol. 23, no. 1, art. 20250150. <https://doi.org/10.1515/chem-2025-0150>.
33. Canelli G., Tarnutzer C., Carpine R., Neutsch L., Bolten C.J., Dionisi F., Mathys A. Biochemical and nutritional evaluation of *Chlorella* and *Auxenochlorella* biomasses relevant for food application. *Front. Nutr.*, 2020, vol. 7, art. 565996. <https://doi.org/10.3389/fnut.2020.565996>.
34. Gorbunova S.Yu., Zhondareva Ya.D. Using poultry farms wastewater to increase *Arthrospira platensis* (Nordst.) Geitler productivity. *Vestn. S.-Peterb. Univ., Ser. 3: Biol.*, 2015, no. 1, pp. 70–77. (In Russian)
35. Gorbunova S.Yu. *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitler cultivation on mineral-organic nutrient media. *Bull. State Nikita Bot. Gard.*, 2013, no. 109, pp. 8–13. (In Russian)

Информация об авторах

Светлана Юрьевна Горбунова, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник отдела биотехнологий и фиторесурсов, Институт Биологии Южных морей им. А.О. Ковалевского РАН

E-mail: svetlana_8423@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2770-1221>

Author Information

Svetlana Yu. Gorbunova, Cand. Sci. (Biology), Senior Researcher, Department of Biotechnology and Phytoresources, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Russian Academy of Sciences

E-mail: svetlana_8423@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2770-1221>

Поступила в редакцию 24.06.2025

Принята к публикации 14.09.2025

Received June 24, 2025

Accepted September 14, 2025

Обзорная статья

УДК 579.64

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.249-284>**Применение биочара при компостировании****К.О. Карамова[✉], П.Ю. Галицкая, С.Ю. Селивановская***Казанский федеральный университет, г. Казань, Россия*[✉]*cool.kama-160692@yandex.ru***Аннотация**

В обзорной статье рассмотрен актуальный и быстро развивающийся подход к управлению органическими отходами – использование биочара в качестве добавки при компостировании. Биочар, получаемый в результате пиролиза органического сырья, обладает высокопористой структурой, большой удельной поверхностью и емкостью катионного обмена. Эти свойства делают его эффективным компонентом для улучшения структурных характеристик компостной массы, а также стабилизации физико-химических параметров в процессе компостирования. Проведен детальный анализ влияния биочара на ключевые параметры компостов: температуру, влажность, аэрацию, pH, соотношение C/N, а также на содержание токсикантов, антибиотиков, структуру микробных сообществ компостов и присутствие в них патогенных видов. Особое внимание уделено влиянию биочара на гены устойчивости к антибиотикам у микроорганизмов компоста, в частности потенциальным механизмам, приводящим к снижению количества таких генов в присутствии биочара.

Ключевые слова: биочар, компостирование, пиролиз, гены устойчивости к антибиотикам, микробные сообщества компостов, физико-химические параметры компостирования

Благодарности. Работа выполнена за счет средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету для выполнения государственного задания в сфере научной деятельности (проект № FZSM-2024-0004).

Для цитирования: Карамова К.О., Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю. Применение биочара при компостировании // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 249–284. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.249-284>.

Review article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.249-284>

Application of biochar in composting

K.O. Karamova✉, P.Yu. Galitskaya, S.Yu. Selivanovskaya

Kazan Federal University, Kazan, Russia

✉ cool.kama-160692@yandex.ru

Abstract

This article outlines a new and rapidly developing method of managing organic waste by using biochar as an additive in composting. Biochar, produced through pyrolysis of organic biomass, has a highly porous structure, a large specific surface area, and a high cation exchange capacity. These properties make it effective for improving compost structure and maintaining stable physicochemical parameters during composting. Here, a detailed analysis was performed on the effects of biochar on key composting parameters, including temperature, moisture, aeration, pH, and carbon-to-nitrogen ratio (C/N), as well as on the levels of toxicants and antibiotics, the structure of the microbial community, and the presence of pathogenic species in compost. Special attention was given to the role of biochar in shaping antibiotic resistance genes (ARGs) of compost microorganisms, particularly the mechanisms that may reduce their abundance.

Keywords: biochar, composting, pyrolysis, antibiotic resistance genes, compost microbial communities, physicochemical parameters of composting

Acknowledgments. This study was supported by the subsidy allocated to Kazan Federal University for the state assignment in the sphere of scientific activities (project no. FZSM-2024-0004).

For citation: Karamova K.O., Galitskaya P.Yu., Selivanovskaya S.Yu. Application of biochar in composting. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 249–284. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.249-284>. (In Russian)

1. Биочар и его характеристики

Биочар – это твердый продукт пиролиза биомассы в условиях ограниченного доступа кислорода [1]. Помимо биочара, при пиролизе образуются газообразные и жидкие продукты с высокой теплотворной способностью [2]. Биочар имеет пористую структуру и, соответственно, высокую площадь поверхности (до 200–250 м²/г, а в ряде случаев – до 530 м²/г), содержит много углерода и других биогенных элементов, способен сорбировать токсиканты, формировать локальные благоприятные условия для микрофлоры при внесении в водную среду или почву [3]. Сырьем для пиролиза может быть любой органический субстрат. Чаще всего для получения биочара используют органические отходы, древесные остатки, помет птиц и навоз животных [4]. Свойства биочара зависят от вида сырья, использованного для его получения, а также от температуры и длительности пиролиза [5]. Так, удельная площадь поверхности биочара, полученного из семян хлопка (4.7 м²/г) или стеблей

кукурузы ($0.8 \text{ м}^2/\text{г}$), ниже, чем из навоза животных и помета птиц ($13\text{--}17 \text{ м}^2/\text{г}$) или древесины ($221 \text{ м}^2/\text{г}$) [6–8]. Наибольшие значения емкости катионного обмена отмечены у биочара из водорослей (57.5 смоль/кг) и птичьего помета ($81.4\text{--}48.4 \text{ смоль/кг}$), наименьшие – у биочара из апельсинового жмыха (29.9 смоль/кг) [9]. Производство биочара возможно с помощью быстрого (высокая скорость подъема температуры ($300\text{--}12\,000 \text{ }^\circ\text{C}/\text{мин}$) с краткосрочным временем (до 30 мин) удержания пиковых температур) и медленного пиролиза (низкая скорость подъема температуры ($\leq 60 \text{ }^\circ\text{C}/\text{мин}$) с длительным (от 1 ч) удержанием пиковых температур) [10]. Быстрый пиролиз приводит преимущественно к получению жидкого продукта, который составляет до $70\text{--}80 \%$ от массы сухой биомассы. В зависимости от исходного субстрата в состав такого продукта входят кислоты, фенолы, кетоны, альдегиды, спирты, фурановые соединения, ангидросахара, азотсодержащие соединения, а также вода [11–13]. Увеличение температуры пиролиза приводит к линейному увеличению pH, зольности биочара, удельной площади поверхности, содержания калия, фосфора, кальция и снижению содержания летучих веществ, азота, кислорода и водорода [14, 15].

В зависимости от свойств биочар может быть использован в различных сферах промышленности и сельского хозяйства. В научной литературе представлено порядка 50 способов его применения [16–18]. Так, биочар применяют в строительстве (изоляция и регулирование влажности, компонент цементных смесей, обеззараживание фундаментов, защита от электромагнитного излучения и т. д.), производстве биогаза (обработка навозной жижи, добавка к биомассе для производства газа), в очистке сточных вод (использование в фильтрах, при компостировании осадков сточных вод), питьевой воды (фильтры) [19–21]. В растениеводстве биочар применяют как углеродсодержащее удобрение, заменитель торфа в теплицах и питомниках, для защиты растений и стимулирования их иммунной системы. Внесение полученного из древесины биочара в сильно эродированные тропические почвы (песчано-глинистый суглинок) в течение 1 года в дозе 4% по массе приводит к снижению объемной плотности почвы на 5% и увеличению пористости на 5% [22]. Биочар из куриного помета при его внесении в сельскохозяйственные почвы в количестве 30 т/га (1%) способствует увеличению урожайности ячменя и пшеницы на 46 и 41% соответственно [23]. Внесение в почву предварительно обогащенного йодом биочара приводит к повышению содержанию йода в почвах (на 81%), а также в биомассе растений (на 56%) по сравнению с контрольным опытом [24]. В животноводстве биочар может быть использован в виде кормовой добавки, а также как агент для обработки навозной жижи при ее компостировании. В последнем случае биочар может значительно интенсифицировать процесс и улучшить характеристики конечного продукта.

2. Использование биочара как добавки при компостировании органических отходов

Компостирование – процесс аэробного разложения биомассы и последующего формирования сложных смесей органических соединений, обладающих удобрительными свойствами (компостов). Процесс компостирования можно разделить на четыре стадии: мезофильную ($\sim 20\text{--}40 \text{ }^\circ\text{C}$), термофильную ($\sim 45\text{--}60 \text{ }^\circ\text{C}$ и выше), охлаждение ($\sim 30\text{--}40 \text{ }^\circ\text{C}$) и созревание (до разницы с температурой окружающей среды не более $10 \text{ }^\circ\text{C}$) [25]. При использовании в качестве сырья для компостирования органических отходов (коммунальные, сельскохозяйственные) может возникать ряд сложностей, замедляющих или полностью останавливающих процесс. Эти сложности связаны с наличием токсичных элементов и соединений,

например, антибиотиков, в сырье или продуктах его полуразложения, несбалансированным содержанием биогенных элементов в сырье, недостаточным аэрированием или избыточным содержанием влаги в компостной смеси [26]. Для снижения влияния этих факторов можно использовать различные приемы, например, внесение добавок в компостные смеси [27–29].

Наиболее часто применяемыми добавками при компостировании являются древесные опилки, солома, торф, минералы (перлит, цеолиты) и биочар. Опилки и солома улучшают аэрацию и снижают влажность компостов, однако могут усиливать потери азота в результате образования и улетучивания аммиака, а также способствовать распространению семян сорных растений. Торф эффективно удерживает влагу в компостных смесях, но его добыча приводит к негативным экологическим последствиям [30]. Минеральные добавки, такие как перлит и цеолиты, повышают пористость и способствуют удержанию влаги, а также улучшают ионообменные свойства компостов, уменьшают эмиссию аммиака. Однако стоимость таких добавок высока. Кроме того, они могут изменять pH в процессе компостирования, приводя к замедлению разложения и дальнейшего синтеза органических соединений [31].

Биочар относится ко все более часто используемым добавкам к компостам, поскольку он обладает устойчивой пористой структурой и способностью создавать благоприятную среду для микроорганизмов. Сокомпостирование с биочаром обеспечивает улучшение деградации органических соединений, сохранение азота и снижение выбросов парниковых газов (N_2O и CH_4) по сравнению с обычным компостированием. Биочар способствует ускоренному достижению термофильной фазы и улучшает структуру компоста [32, 33]. Количество вносимого биочара может варьироваться от 0.5 до 30 % [28].

2.1. Изменение основных физико-химических параметров компостирования при внесении биочара. Температура компостной смеси и содержание органического углерода в ней являются основными физико-химическими параметрами компостирования, являющимся следствием комплекса проходящих процессов разложения и синтеза органического вещества. Интенсивность процесса разложения зависит от характеристик компостной смеси, в частности содержания основных биогенных элементов и их соотношения, влажности, доступа кислорода, pH, структуры смеси и размера ее частиц. При внесении биочара эти характеристики можно оптимизировать, и, как следствие, контролировать качество получаемого компоста.

2.1.1. Повышение пиковых температур компостов при внесении биочара. Температура является важным фактором, определяющим эффективность компостирования. С одной стороны, она определяет состав микробного сообщества компостной смеси, скорость гумификации, а с другой – влияет на стерилизацию компостной смеси. Чтобы на термофильной стадии произошла гибель патогенных организмов и семян сорных растений, необходимо достижение и удерживание температуры выше $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение более трех суток или кратковременный саморазогрев компостной смеси до $65\text{--}70\text{ }^{\circ}$ [34, 35].

Внесение биочара в компостную смесь уменьшает на 6–7 дней время достижения термофильной стадии и продлевает ее на 1–6 дней [36–39]. Такое влияние на температуру, вероятно, связано с заполнением биочаром пространства между частицами компостируемого сырья, что снижает потери тепла. Кроме того, биочар обладает высокой пористостью и улучшает аэрацию компостной смеси, что увеличивает численность и активность микроорганизмов, которые разлагают органическое вещество, что, в свою очередь, сопровождается выделением тепла [37, 40]. Так, внесение биочара в компостную смесь из свиного навоза и пшеничной соломы в количестве 5 и 15 % (масс.) приводит к увеличению пиковой тем-

пературы на 2,4 и 9 °С соответственно [41]. В исследовании [42] показано, что добавление высоких доз биочара (8–18 %) позволяет удерживать термофильную стадию более 2 недель, в то время как в образце без внесения биочара температура не достигала 50 °С. Внесение биочара из рисовой шелухи в компостную смесь из куриного помета приводит к увеличению температуры термофильной стадии до 66,5–69,5 °С и ускорению ее наступления на сутки по сравнению с контрольным экспериментом, для которого максимальная температура термофильной стадии составила 60,5 °С. Выявлена зависимость между дозой вносимого биочара и температурой компостных смесей [43].

2.1.2. Улучшение аэрации компостов при внесении биочара. Компостирование – это аэробный процесс, в ходе которого происходит потребление кислорода на окисление органических субстратов с выделением углекислого газа и воды. Кислород поступает в процессе аэрирования, влияет на испарение избыточной влаги, а также распределяет температуру по всей массе компостной смеси. Скорость аэрации влияет на микробную активность и, как следствие, на качество компоста. Чрезмерная аэрация приводит к охлаждению и высыханию компостной смеси, а недостаточная может спровоцировать образование анаэробных условий, в которых аэробная микробиота, осуществляющая процесс компостирования, погибает. Поэтому необходимо поддерживать аэрацию на оптимальном уровне [44].

Внесение биочара в компостную смесь позволяет поддерживать на необходимом уровне аэрацию смеси за счет снижения плотности и предотвращения образования комков диаметром более 70 мм [45, 46]. Микроаэрация, создаваемая биочаром за счет пористой структуры, препятствует развитию анаэробных бактерий и стимулирует развитие аэробной микробиоты компостной смеси, что ускоряет процесс трансформации органического вещества [47, 48]. Внесение биочара из древесины в первый день компостирования в компостную смесь из осадка сточных вод обеспечивает увеличение коэффициента поглощения кислорода с 21 до 37 % [49].

2.1.3. Оптимизация влажности компостов при внесении биочара. Содержание влаги в компостной смеси влияет на аэрацию, поступление кислорода, температуру компостирования. Оптимальная влажность для переноса питательных веществ и потока газов в компостной смеси составляет 50–60 % [50]. Увеличение влажности в процессе компостирования приводит к снижению аэрации, замедлению метаболических процессов микроорганизмов и, соответственно, замедлению трансформации органического вещества. Далее из-за ограниченного доступа кислорода и низкой активности аэробной микробиоты процесс компостирования может превратиться в анаэробный. Недостаточная влажность компостной смеси менее вероятна, так как при окислении органических соединений выделяется вода. Однако влажность менее 60 % на начальных этапах может препятствовать началу процесса компостирования. Поэтому исходная компостная смесь должна быть достаточно влажной. В дальнейшем необходимо поддерживать влажность на оптимальном уровне. Так, для компостирования птичьего помета с пшеничной соломой достаточно 70 % влажности, а для навозной жижи 60–70 %. Некоторые отходы, например пищевые, имеют более высокую исходную влажность, которую для обеспечения высокой микробной активности необходимо снизить до оптимальной [37].

Внесение биочара улучшает водоудерживающие способности компостной смеси, позволяя поддерживать оптимальные значения влажности. За счет пористой структуры и влагоемкости биочар позволяет снизить неблагоприятные эффекты, вызванные как недостаточной, так и избыточной влажностью. С одной стороны, он замедляет испарение

влаги, не позволяя пересыхать компостной смеси, а с другой – впитывает избыточную влагу, сохраняя благоприятные условия для бактерий [51]. Внесение 20 % биочара из древесных отходов при компостировании осадка сточных вод позволяет поддерживать оптимальную влажность на протяжении всего процесса [49, 52]. Однако известны случаи, когда добавление биочара с крупными частицами (3–5 см) снижает влажность компостной смеси за счет чрезмерно развитой пористости [6].

2.1.4. Изменение соотношения C/N компостов при внесении биочара. Углерод и азот являются важными питательными элементами для микроорганизмов в процессе компостирования [53]. Расщепляя органические вещества, микроорганизмы получают углерод и азот, высвобождая энергию для метаболических процессов. Азот используется бактериями для построения клеточной структуры, белков, нуклеиновых кислот, а углерод еще и как источник питания. Недостаток азота ограничивает рост микроорганизмов и тем самым снижает интенсивность разложения углеродсодержащих соединений. Избыток азота приводит к выделению газообразного аммиака, обладающего неприятным запахом. Для успешного протекания процесса компостирования оптимальным является соотношение C/N от 25 до 30 [54].

Внесение биочара в компостную смесь влияет на соотношение C/N двумя способами: увеличивается содержание углерода за счет внесения богатого углеродом субстрата; поглощается азот, в результате чего он становится потенциально менее доступным для микроорганизмов. Соответственно, биочар, содержащий большое количество C, можно использовать для увеличения отношения C/N при компостировании богатого азотом субстрата, и наоборот.

Если влияние биочара на количество углерода достаточно простое и состоит в увеличении концентрации углерода, то механизм воздействия на содержание азота несколько сложнее. На начальном этапе компостирования азот в основном присутствует в органической форме, например, в виде белков, мочевины и аминокислот [55]. Органический азот аммонизируется до NH_4^+ , который превращается в NO_3^- , а затем в N_2 в результате жизнедеятельности нитрифицирующих бактерий. Внесение биочара в компостную смесь помогает адсорбировать NH_4^+ и NH_3 , а ароматические соединения биочара могут взаимодействовать с NO_3^- [56]. Установлено, что внесение биочара из зеленых отходов снижает общие потери азота при компостировании на 51 %, а биочара из птичьего помета – только на 33 % [57]. В другом исследовании показано, что биочар, полученный из кукурузы и древесных остатков, эффективнее фиксирует азот, чем биочар из куриного помета, кокосового волокна или бамбука [39, 58]. Однако во всех исследованиях авторы отмечают взаимосвязь между снижением эмиссии азота и такими характеристиками биочара, как площадь поверхности, объем пор, способность к катионному обмену, которые, в свою очередь, зависят от множества факторов (тип и состав сырья, температура и длительность пиролиза).

2.1.5. Регулирование pH компостов при внесении биочара. pH является важным показателем, который связан с активностью микробного сообщества и другими параметрами процесса компостирования. Оптимальные значения pH для микроорганизмов в компостной смеси находятся в диапазоне 5.5–8.0 [59], а при более высоких и низких значениях pH микробная активность снижается. Также от pH зависит подвижность ионов металлов. При снижении pH увеличивается растворимость тяжелых металлов и, соответственно, повышается токсичность готового компоста, что ухудшает его удобрительные свойства [49].

В процессе компостирования pH изменяется. На начальной стадии он снижается в связи с деградацией органических соединений, которые улетучиваются с образованием органических кислот (уксусная, молочная и др.). Впоследствии органические кислоты непрерывно превращаются в CO_2 , и pH компоста медленно растет, достигая значений для щелочных сред вследствие образования аммиака. При созревании компоста значение pH возвращается к нейтральному, благодаря формированию гумусоподобных веществ, проявляющих буферные свойства [60].

Начальный уровень кислотности компоста зависит от исходного сырья для компостирования. Например, в пищевых и твердых коммунальных отходах процессы деструкции органического вещества начинаются еще на стадии сбора, поэтому в них образуются уксусная и молочная кислоты, которые снижают начальное значение pH до 4–5 и затрудняют компостирование, так как большое количество кислот нарушает клеточные функции бактерий [61]. Отходы крупного рогатого скота, напротив, имеют высокие показатели pH [62].

Регулирование pH компоста возможно путем внесения добавки в виде биочара. В литературе приведено несколько механизмов, обуславливающих повышение pH компостных смесей при внесении биочара. Во-первых, биочар содержит значительное количество зольных компонентов, в составе которых присутствуют карбонаты и оксиды щелочных и щелочноземельных металлов (CaCO_3 , MgCO_3 , CaO , K_2CO_3 и др.). Эти соединения при контакте с водой быстро гидролизуются, связывают свободные ионы водорода и тем самым повышают pH [63, 64]. Во-вторых, биочар, особенно полученный при температурах выше 500°C , способен выделять в компостную смесь обменные катионы (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), которые вытесняют ионы H^+ и Al^{3+} из катионнообменного комплекса органической массы компоста. Это увеличивает насыщенность основаниями и дополнительно сдвигает реакцию среды в сторону щелочной [65]. Третьим значимым механизмом является поверхностная сорбция и буферизация протонов за счет присутствия функциональных групп на поверхности биочара – главным образом фенольных и карбоксильных [66]. Четвертый механизм связан с адсорбцией уксусной, молочной и других органических кислот, образующихся на ранних этапах компостирования. Биочар, обладая высокой пористостью и развитой поверхностью, может удерживать эти кислоты в порах и частично на своей поверхности [61, 65]. Наконец, благодаря способности сорбировать аммоний, биочар снижает его доступность для нитрифицирующих бактерий, что в итоге уменьшает образование нитратов и сопутствующих ионов водорода [49]. Действительно, внесение биочара из пустых плодов масличной пальмы в компостную смесь из куриного помета привело к увеличению кислотности на 0.5–1 ед. по сравнению с контрольным опытом [67]. Внесение биочара из древесины в компостную смесь из куриного помета в количестве 50 % привело к повышению pH на протяжении всего процесса компостирования до 8–9 ед. [46]. Однако не всегда добавление биочара оказывает влияние на кислотность компостной смеси. Так, внесение биочара из пшеничной соломы в количестве до 15 % не привело к повышению pH при компостировании свиного навоза, что, вероятно, связано с оптимальными начальными значениями кислотности компостной смеси [41].

2.2. Содержание токсикантов. На интенсивность процесса компостирования может влиять присутствие в исходных субстратах токсикантов органического и неорганического происхождения, таких, как тяжелые металлы, полиароматические углеводороды, галогенсодержащие органические соединения, в том числе пестициды, антибиотики и др. [68]. Некоторые из этих токсикантов подавляют деятельность компостной микрофлоры и тем самым

замедляют процессы разложения и синтеза органического вещества. Другие токсиканты не только подавляют микрофлору, но и, будучи устойчивыми соединениями, остаются в конечном продукте – компосте, снижая его качество и делая его непригодным для использования в некоторых областях. Например, компосты из осадка сточных вод, содержащие тяжелые металлы, не могут быть использованы для удобрения сельскохозяйственных почв, на которых выращиваются растения для производства продуктов питания [69]. Наличие тех или иных токсикантов в компостируемых смесях зависит от типа и источника происхождения исходного сырья. Как уже было отмечено, муниципальные сточные воды, а соответственно, и осадок после их биологической очистки, зачастую содержат тяжелые металлы, особенно, если речь идет о смешанных коммунально-промышленных водах [69]. Навозы и пометы от сельскохозяйственных животных могут содержать антибиотики и/или продукты их полураспада [70].

Поскольку биочар обладает пористой структурой и большой площадью поверхности, он является хорошим адсорбентом. Его добавление в компост приводит к частичному или полному снижению содержания растворимых, а значит влияющих на микрофлору компоста, фракций токсичных соединений [71]. Именно поэтому внесение биочара в компостные смеси, состоящие из отходов и других загрязненных субстратов, может значительно увеличить интенсивность процесса компостирования [72].

2.2.1. Изменение концентрации подвижных форм тяжелых металлов при внесении биочара в компостную смесь. Тяжелые металлы, такие как Cr, Cd, Cu, Pb, Hg, не поддаются биологическому разложению и накапливаются в организме, вызывая различные заболевания [73]. Сырье для компостирования достаточно часто содержит тяжелые металлы, и внесение биочара способно переводить их в неподвижную форму, благодаря адсорбционным свойствам последнего [74].

Например, внесение биочара из древесных остатков в компост из зеленых отходов привело к снижению содержания подвижных форм Pb, Zn и Cd на 86, 92 и 75 % соответственно [75]. С увеличением дозы вносимого в свиной компост биочара снижается подвижность Cu и Zn [76], а в случае компостной смеси из куриного помета содержание подвижных Cu и Zn уменьшается на 15.7 и 45.4 % соответственно [77]. Внесение биочара в компосты также способно снижать биодоступность тяжелых металлов для растений [78, 79]. Интересно, что в ряде исследований отсутствует корреляция между дозой вносимого биочара и его влиянием на содержание подвижных форм тяжелых металлов. Так, внесение 2 и 5 % биочара, полученного из листьев деревьев, дало одинаковый эффект при компостировании осадка муниципальных сточных вод [80]. Вероятно, это связано с тем, что даже 2 % биочара обеспечивает адсорбцию всех подвижных ионов тяжелых металлов, и дальнейшее увеличение дозы не приводит к дополнительному эффекту.

2.2.2. Изменение концентрации антибиотиков при внесении биочара в компостную смесь. Антибиотики – это полученные биотехнологическим или химическим путем соединения, обладающие антибактериальными свойствами и используемые для лечения и профилактики вызываемых бактериальными инфекциями заболеваний у человека, скота, рыб и растений, для обработки поверхностей, а также стимуляции набора веса в животноводстве [81]. Антибиотики попадают в окружающую среду с выделениями (мочой, фекалиями) человека, скота и домашней птицы, при неправильной утилизации и/или обращении с неиспользованными препаратами, при прямом загрязнении окружающей среды в аквакультуре или в растениеводстве, а также через отходы производства антибиотиков [82–89].

Многие крупнотоннажные субстраты для компостирования загрязнены антибиотиками – осадки муниципальных сточных вод, твердые коммунальные отходы, пометы и навозы и др. [90–95]. Так, фторхинолоны обнаруживают в курином помете в концентрациях от 2 до 1400 мг/кг [96–98], а тетрациклины – на уровне 0.1–1471 мг/кг [99–101]. Осадки сточных вод содержат эритромицин в концентрациях до 1482 нг/л, окситетрациклин – от 10.8 до 2914 нг/л и офлоксацин – от 47.4 до 8637 нг/л.

Компостирование является одним из методов, способных эффективно снижать концентрацию антибиотиков в исходном сырье [102, 103]. Показано, что при компостировании осадков сточных вод и навозов наблюдается снижение содержания антибиотиков на 17–100 % в зависимости от исходной концентрации, природы антибиотика, температуры и других факторов. Эффективность удаления антибиотиков (тетрациклины, сульфаниламиды, фторхинолоны и макролиды) при компостировании свиного навоза с добавлением биочара, полученного из кукурузной соломы, составила 79 % за 14 дней (70 % в контрольном опыте) [104]. Для большинства изученных антибиотиков периоды полураспада в компостах составляют от 1 до 105 дней [105].

В большинстве случаев антибиотики снижают свой антибактериальный потенциал за счет деградации в условиях окружающей среды. Скорость распада антибиотиков зависит от многих факторов (вид антибиотика, его концентрация, тип среды, физико-химические условия) [106]. Однако остаточные концентрации антибиотиков, а также их метаболиты продолжают оказывать влияние на микробиоту и могут приводить к изменению чувствительности к антибиотикам целых бактериальных сообществ [107, 108]. Даже очень низкие концентрации антибиотиков создают условия для распространения генов устойчивости к антибиотикам, в том числе между родственно-отдаленными видами, еще до начала компостирования [106]. Поэтому большинство исследований направлено не на снижение концентрации антибиотиков в процессе компостирования, а на удаление генов устойчивости к ним.

2.3. Продукты и вещества, образующиеся в процессе компостирования. Компостирование является эффективным методом преобразования органических отходов в конечный продукт, называемый компостом. Однако помимо полезного твердого продукта с удобрительными свойствами, в процессе компостирования образуются и летучие органические соединения, а также парниковые газы (N_2O , CO_2 , CH_4) и газы, обладающие неприятными запахами (H_2S , NH_3 , меркаптаны и др.). Они могут приводить к серьезному вторичному загрязнению, которое ведет к неблагоприятным последствиям для окружающей среды и здоровья человека [42]. Многие исследования показали, что внесение биочара в компостную смесь приводит к снижению выбросов парниковых газов, а также улучшает качество компоста. Такое влияние связано с пористой структурой, которая оказывает влияние на аэрацию, температуру и другие физико-химические параметры, с большим количеством поверхностных функциональных групп, влияющих на сорбционные способности биочара, а также влиянием на микробиоту, изменение состава которой напрямую связано с выбросами парниковых газов [109, 110]. Пористая структура биочара может увеличить скорость аэрации и снизить плотность компостной смеси, а также обеспечить среду для микроорганизмов, тем самым снизить объемы зон анаэробиза и, как следствие, минимизировать выбросы парниковых газов.

2.3.1. Сокращение выделения парниковых газов при внесении биочара в компостную смесь. Во время компостирования микроорганизмы производят парниковые газы, в частности углекислый газ, метан и оксид азота (CO_2 , CH_4 и N_2O), которые способст-

вуют повышению средней температуры Земли и усугубляют парниковый эффект. Соотношение объемов этих газов зависит от комплекса факторов, и прежде всего от равномерной аэрации компостной смеси. Так, высокая влажность и температура способствуют образованию локальных анаэробных зон и вызывают повышенное образование метана. Высокая пористость смеси, а следовательно, и насыщенность кислородом, может снизить выбросы N_2O , CH_4 , но увеличить выбросы NH_3 . Высокая плотность компостной смеси, наоборот, снижает эмиссию NH_3 и увеличивает выбросы CH_4 и N_2O . При высоких температурах смеси идет образование аммиака и метана, но снижаются выбросы N_2O . Поэтому любое решение об управлении газами должно приниматься обоснованно, чтобы снижение объемов одних парниковых газов не привело к росту выбросов других [111]. Внесение биочара в компостную смесь является эффективным способом регулирования выбросов парниковых газов во время компостирования [112].

Биочар может минимизировать выбросы углекислого газа во время компостирования за счет улавливания CO_2 пористой поверхностью и адсорбции органических веществ на поверхности биочара [42]. Однако в литературе встречаются исследования, в которых зафиксирован рост выбросов CO_2 при добавлении биочара. Так, внесение биочара в компостную смесь из свиного навоза в одном из исследований привело к росту выделения CO_2 на 53.2 % [113], а в другом – к снижению на 26.1 % [114]. Внесение 10 % полученного из бамбука биочара при компостировании куриного помета привело к росту эмиссии CO_2 на 7.4 % по сравнению с контрольным экспериментом [115]. Увеличение выбросов CO_2 при добавлении биочара в компостную смесь объясняется в литературе тем, что биочар повышает температуру компостной кучи и активность микроорганизмов [115].

Биочар способен снижать выбросы метана в процессе компостирования за счет улучшения аэрации, снижения плотности компостной кучи и создания подходящих условий для метанотрофов, которые могут потреблять CH_4 [42]. Внесение 10 % биочара при компостировании позволяет снизить образование метана с 10.8 до 80 % [39, 116]. Улучшение аэрации, благодаря внесению 5 и 20 % биочара из сосновой щепы в компост из куриного помета, позволило снизить выбросы CH_4 на 58 и 71 % соответственно. Показано значительное сокращение выбросов CH_4 в диапазоне от 8 до 80 % при более высоких дозах биочара (от 8 до 27 %) [74]. Оксид азота образуется в процессе компостирования как на термофильной, так и мезофильной стадиях в процессе интенсивной нитрификации. Внесение 10 % биочара из щепы ивы в компостную смесь из куриного помета с соломой привело к снижению эмиссии азота на 38.3 % относительно контрольного опыта [117]. В ряде исследований оценивается влияние внесения биочара не на один определенный вид газа, а на их комплекс. Так, внесение 10 % биочара сокращает выбросы CO_2 , N_2O и CH_4 более чем на 33.90, 79.51 и 50.39 % соответственно [74]. Количество парниковых газов при компостировании куриного помета с добавлением биочара из древесины суммарно снизилось на 42.8 % [42]. При компостировании кофейных остатков с биочаром из опилок выбросы парниковых газов снизились на 46–55 % [109]. При внесении биочара в компостные смеси происходит уменьшение эмиссии газов N_2O и CH_4 на 19.0–27.4 % по сравнению с контрольными значениями [118]. Аналогичное снижение выбросов парниковых газов наблюдается при использовании биочара из зеленых отходов при компостировании куриного помета [116].

2.3.2. Удобрительные свойства. Качественный зрелый и стабильный компост обладает удобрительными свойствами по отношению к растениям, а также характеризуется отсутствием активных процессов разложения и синтеза органического вещества. В каче-

стве параметров для оценки свойств компостов используют индекс прорастания растений, респираторную активность микроорганизмов, стабилизацию температуры, соотношение $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ и др. [41, 119, 120]. Внесение биочара в компостную смесь положительно сказывается на качестве компоста за счет повышения эффективности компостирования, улучшения структуры смеси, снижения биодоступности загрязняющих веществ, увеличения количества питательных компонентов [28]. Так, внесение 12 % биочара из бамбука в компостную смесь из птичьего помета и пшеничной соломы позволило повысить индекс прорастания (GI) растений на 61 % (с 67 % для контрольного компоста до 128 % в случае внесения биочара) [119]. При добавлении 10 % биочара при компостировании куриного навоза с арахисовой соломой происходит увеличение GI до 97 % относительно 92 % в контрольном опыте [120]. Внесение 3.8 % бамбукового биочара в компостную смесь из осадка сточных вод с рисовой соломой аналогичным образом привело к увеличению GI на 15 % по сравнению с контрольным экспериментом [121]. Показано, что соотношение $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, характеризующее зрелость компоста, достигается быстрее в компосте из свиного навоза с пшеничной соломой при внесении 15 % биочара (на 42 день вместо 61 дня в контрольном варианте), а значение самого соотношения оказалось выше (2.2, а не 0.6) [41]. Следует отметить, что в научной литературе имеются публикации, описывающие отсутствие существенного влияния биочара на качество компоста [111].

2.4. Влияние биочара на микробное сообщество компостов. Структура микробного сообщества во время компостирования определяется как состав микробного сообщества и численность определенных групп микроорганизмов [58]. В процессе компостирования присутствуют и играют активную роль как бактерии, так и грибы. Присутствие определенных видов бактерий или грибов может оказывать как положительное, так и отрицательное влияние на весь процесс компостирования. Точно так же изменение количества и состава исходного органического вещества может изменить состав микробного сообщества и, как следствие, результат процесса компостирования [59]. Разнообразие и развитие микробной популяции во время компостирования зависят от физических параметров, таких как кислотность, температура, содержание влаги и доступность питательных веществ, а также от биологических факторов, таких как исходный состав микробиоты отходов [60].

Одной из целей компостирования, особенно коммунальных отходов и отходов животноводства, является уничтожение патогенов и паразитов. Доля патогенных микроорганизмов в составе микробиомов может быть достаточно высокой. В компостах встречаются различные патогенные виды бактерий и грибов, таких как *Salmonella*, *Clostridium*, *Campylobacter*, *Listeria monocytogenes* и *Escherichia coli* [122]. Так, в компостах из сельскохозяйственных сточных вод и пищевых отходов на начальной стадии компостирования обнаружены синегнойная палочка (*Pseudomonas aeruginosa*) в количестве 2.2×10^8 копий генов/г, золотистый стафилококк (*Staphylococcus aureus*) в количестве 9.1×10^3 копий генов/г. Известно, что высокая температура компостной смеси на термофильной стадии может эффективно снижать концентрацию патогенов, однако не приводит к их полному уничтожению [123]. Более того, есть исследования, в которых показано, что количество ряда патогенных видов увеличивается после завершения компостирования. Так, показано, что после термофильной стадии не происходит снижения количества *Acinetobacter baumannii*, *Pseudomonas aeruginosa*, а количество *Bacillus cereus anthracis* увеличивается, благодаря способности переносить термофильные условия за счет быстрой минерализации органического вещества [123, 124]. Поэтому может возникать необходимость как в контроле, так и в дополнительном обеззараживании готовых компостов перед их целевым использованием.

2.4.1. Изменение микробного сообщества компостов при внесении биочара.

Процесс компостирования разделен на три основные фазы: мезофильную, термофильную и стадию охлаждения/созревания. На каждой стадии компостная смесь характеризуется определенными физико-химическими параметрами и свойственным ей сообществом микроорганизмов. Продолжительность каждой стадии зависит от исходного состава органического материала, влажности, количества и состава микробного сообщества [69]. Начальное разложение органических веществ осуществляют мезофилы за счет наличия легкодоступных источников углерода в начале процесса. Метаболическая активность мезофильных микроорганизмов приводит к выделению тепла, и первая мезофильная фаза переходит в термофильную фазу, в которой термофильные микроорганизмы, устойчивые к теплу, вытесняют мезофилов и становятся доминирующими. Поскольку повышение температуры ускоряет расщепление веществ, это приводит к постепенному снижению температуры и повторному переходу в мезофильную фазу до того, как компост созреет [70]. Во время фазы охлаждения эти мезофилы снова мигрируют обратно в компост и работают над перевариванием оставшихся органических веществ.

Температура и наличие богатого углеродом субстрата на ранней стадии процесса компостирования благоприятствуют росту мезофилов со смесью бактерий, актиномицетов и грибов при температурах от 15 до 45 °C, достигая оптимального роста в диапазоне 30–39 °C [16]. На этом этапе мезофильные грибы, такие как дрожжи и плесень, а также кислотообразующие бактерии, такие как *Lactobacillus* spp. и *Acetobacter* spp., являются доминирующими видами, разлагающими органические отходы [62]. На мезофильной стадии деятельность микроорганизмов в процессе разложения органического вещества приводит к повышению температуры за счет энергии органических соединений.

В термофильной фазе происходит большая часть разложения. На этой стадии происходит процесс деградации органического вещества (жиры, целлюлоза, гемицеллюлоза и часть лигнина) под действием термофильных микроорганизмов (грибы и бактерии). На этом этапе компостирования мезофилы заменяются термофилами, предпочтительно актиномицетами и термофильными бактериями, такими как *Bacillus* spp., оптимальная температура роста которых составляет 40–80 °C. Грибы не являются термофилами и уничтожаются при температуре выше 50 °C, но вновь появляются после активной/термофильной стадии компостирования за счет того, что они сохранялись во внешних слоях компостной кучи [103]. На этом этапе преобладают грамположительные бактерии, такие как *Bacillus* spp. и *Actinobacteria* [62]. Также на этом этапе доминирующим царством являются фирмикуты – факультативные аэробные бактерии, характеризующиеся термоустойчивостью [103].

На следующем этапе потребляется легко усваиваемый материал, что приводит к снижению температуры компоста. Наступает стадия созревания компостной кучи, и мезофильные микроорганизмы и грибы повторно заселяют компостную смесь. На этой стадии преобладают актинобактерии и аскомикоты, которые разлагают не поддающиеся обработке органические вещества [125]. Актиномицеты также обнаруживаются на этой стадии, поскольку они являются основными деструкторами трудноразлагаемых органических веществ, таких как лигноцеллюлоза, лигнин и ксилан [126].

Рост численности определенных групп микроорганизмов при добавлении биочара возможен за счет его влияния на влажность, аэрацию, pH и содержание питательных веществ [42]. Пористая поверхность биочара создает благоприятную среду для развития на

ней бактерий, бактериальных биопленок, а также развития в ней актиномицетов и микромицетов, в том числе за счет увеличения аэрации [118]. Добавление биочара может приводить к увеличению общей микробной биомассы компостной смеси до 15 %, что влечет за собой интенсификацию ферментативных реакций (увеличения количества фосфатазы, полифенолоксидазы и уреазы на 30–40 %) [6, 17]. Такие группы бактерий, как *Proteobacteria*, *Bacteroides*, *Firmicutes* и *Actinobacteria*, реагируют ростом численности на внесение биочара в компостную смесь [42]. Благодаря тому, что биочар способен адсорбировать NH_3 , в компостной смеси может наблюдаться рост численности нитрифицирующих бактерий, которые преобразуют аммоний в нитрат и, таким образом, удерживают азот в компосте [120]. Увеличение аэрации за счет внесенного биочара будет способствовать сокращению популяции анаэробных видов, таких как денитрирующие бактерии и метаногены [127]. Добавление биочара также может увеличивать активность метаноокисляющих видов бактерий, которые преобразуют CH_4 в CO_2 [42]. Высокие дозы биочара при этом могут также и отрицательно коррелировать с бактериальным разнообразием и изобилием [118].

2.4.2. Изменение численности патогенов в компостной смеси при внесении биочара. Отходы, используемые для компостирования, могут содержать различные патогенные микроорганизмы, такие как *Salmonella*, *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus*, *Clostridium*, *Listeria*, *Campylobacter*, *Corynebacterium*, и *Mycobacterium* [128]. Элиминация патогенных видов происходит на термофильной стадии компостирования, однако некоторые виды могут сохраняться на протяжении всего процесса компостирования [129]. Увеличить эффективность стерилизации в процессе компостирования можно с помощью внесения добавок, например биочара. Так, внесение биочара в компостную смесь из куриного помета позволило полностью удалить *E. coli* и *Salmonella* sp. за 2 недели в процессе компостирования [43]. Внесение 10 % биочара позволило снизить количество *E. coli* с 3.68 до $1.06 \log_{10}$ КОЕ/г при компостировании куриного помета [130]. Добавление 3–10 % биочара из бамбуковых деревьев в компостные смеси из свиного навоза и опилок позволило сократить время уничтожения *E. coli* и *Salmonella* на 10 дней по сравнению с контрольным опытом (31 сут вместо 41 сут) [131]. Основное влияние биочара на количество патогенов объясняется изменением температуры термофильной стадии и общего микробного разнообразия компостной смеси.

2.4.3. Изменение количества генов устойчивости к антибиотикам при внесении биочара в компостную смесь. Чрезмерное использование антибиотиков для профилактики или лечения инфекций животных, а также в качестве стимуляторов роста при выращивании скота является основной причиной устойчивости к антибиотикам в окружающей среде [105, 132–134]. В условиях создаваемого антибиотиками естественного отбора организмы разрабатывают многочисленные методы выживания. К ним относятся дезактивация молекулы антибиотика ферментами, использование эффлюксных насосов, изменение проницаемости клеточной стенки и модификация рибосом для защиты клеточных мишеней от антибиотиков, которые проявляют себя в виде специальных генов устойчивости [135–137]. Основная проблема, связанная с генами устойчивости, состоит в том, что они способны распространяться как вертикально, от родителя к потомству, так и горизонтально (между различными видами) [138]. Впервые сильный эффект от распространения данных генов зафиксирован в 1950-х гг. при массовом использовании антибиотиков как стимуляторов роста. Было получено множество сообщений о вспышках, вызванных лекарст-

венно-устойчивыми патогенами как у людей, так и у сельскохозяйственных животных в разных странах [135]. Всемирная организация здравоохранения определила устойчивость к антибиотикам как одну из глобальных проблем человечества [139]. На данный момент известно несколько тысяч генов устойчивости к антибиотикам, число которых постоянно увеличивается.

Гены устойчивости к сульфонидам могут быть связаны с четырьмя наиболее распространенными бактериальными типами, такими как *Proteobacteria* (*Pseudomonas*, *Pseudoxanthomonas*, *Pseudomonas* и *Aquamicrobium*), *Firmicutes* (*Bacillus*), *Actinobacteria* (*Brachybacterium*) и *Bacteroidetes* (*Flavobacterium*) [140]. Потенциальными носителями для генов *ermB*, *tetQ* и *tetM* являются актинобактерии (*Actinomadura*, *Brevibacterium*, *Saccharomonospora* и *Saccharopolyspora*), в то время как *Brachybacteria* и *Planifilum* связаны с генами *aadA*, *strB*, *sul2* [141].

Мобильные генетические элементы могут усиливать распространение генов устойчивости в окружающей среде. К ним относятся интегроны (*intI*), транспозоны (*Tn*) и общие области последовательности вставки (*ISCR*). Интегроны обычно расположены на плазмидах и хромосомах. Они могут захватывать множество различных типов генов устойчивости, увеличивая тем самым горизонтальный перенос. Транспозоны могут передаваться между хромосомами и плазмидами и, возможно, даже между грамположительными и грамотрицательными бактериями. Они могут переносить целые наборы различных генов устойчивости в виде элементов для вставок, которые можно интегрировать в негенетические кассетные гены устойчивости [142]. Мобильные генетические элементы зачастую переносят гены устойчивости не только к антибиотикам, но и к тяжелым металлам. Это приводит к коселективному влиянию на гены устойчивости и, таким образом, к увеличению их представительства в окружающей среде. Поэтому снижение концентрации тяжелых металлов также имеет большое значение для распространения генов устойчивости к антибиотикам [143, 144].

Согласно литературным источникам, компостирование может снижать количество генов устойчивости к антибиотикам в пометах и навозах [102, 103]. Однако встречаются исследования с противоположными выводами [145]. В то время как некоторые исследователи продемонстрировали высокую эффективность устранения генов устойчивости к антибиотикам при компостировании отходов животноводства, другие по-прежнему скептически относятся к этому методу из-за различий в результатах [146, 147]. Например, археи могут быть потенциальными носителями определенных генов устойчивости, и так как они выживают в экстремальных условиях, связанные с ними гены устойчивости к антибиотикам трудно удалить во время компостирования [103]. Интеграза является наиболее распространенным генетическим элементом и в процессе компостирования ее количество может как увеличиваться, так и снижаться [148, 149]. Исходя из этого, можно предположить, что количество генов устойчивости может коррелировать с определенной стадией компостирования или с определенными группами микроорганизмов, которые зависят от физико-химических параметров и количества питательных веществ.

Известно, что присутствие биочара в компостной смеси приводит к снижению количества генов устойчивости к антибиотикам [150]. Выделяют три механизма возможного влияния биочара на гены устойчивости [80, 151]. Так, биочар адсорбирует, агрегирует и(или) разлагает гены устойчивости к антибиотикам. Во-вторых, он влияет на бактериальное сообщество и мобильные генетические элементы и тем самым ограничивает горизон-

тальный перенос генов. И, наконец, биочар снижает коселективное влияние и изменяет факторы окружающей среды, что впоследствии снижает количество генов устойчивости к антибиотикам.

В исследовании [152] показано, что внесение биочара из куриного помета при компостировании куриного помета привело к снижению количества копий гена *tet(A)* на 26.7 %. В то же время отмечается, что количество генов устойчивости при компостировании свиного навоза определяется дозой внесенного биочара, а не типом субстрата. Внесение малых доз биочара в компостную смесь привело к снижению экспрессии генов *tet(C)* и *tet(G)*, *tet(X)*, *sul1*, *sul2*, *ermF*, *qnrD* и *aac(6')-Ib*, а высоких доз – к ее увеличению, причем количество генов *tet(M)*, *tet(O)* и *erm(B)* не изменялось [112]. Добавление биочара из кукурузной соломы при компостировании куриного помета привело к снижению количества генов устойчивости к антибиотикам на 98.7 % [153]. Внесение биочара из бамбука снизило количество генов *tetC*, *tetG*, *tetW*, *tetX*, *sul2*, *drfA1*, *drfA7*, *ermB*, *ermF*, *ermQ* и *ermX* и *intI1* на 21.6–99.5 % [153]. Компостирование осадка сточных вод с добавлением биочара из кукурузной соломы снизило количество генов *ermB*, *ermC*, *sul1*, *sul2*, *tetC*, *tetG* и *tetO* на 17.6 % по сравнению с контрольным опытом [154]. Добавление биочара из бамбука в компостную смесь снижает количество мобильных генетических элементов, в частности генов *ISCR1*, *intI1* и *intI2*, на 94–98 % за 42 дня [155]. Внесение биочара из кукурузной соломы эффективно снизило количество генов *sul1*, *tetO* и *intI1* на 10.8 %, несмотря на установленную ранее корреляцию между содержанием тяжелых металлов (Cu, Zn и Pb) и генами устойчивости в компостной смеси [154].

Заключение

Проведенный анализ научной литературы позволяет сделать вывод о комплексном и преимущественно положительном влиянии биочара на процесс компостирования органических отходов. Внесение биочара в компостные смеси способствует оптимизации ключевых параметров компостирования: повышает пиковые температуры и продолжительность термофильной стадии, улучшает аэрацию и структуру, стабилизирует влажность, регулирует соотношение C/N и повышает pH. Кроме того, биочар эффективно снижает потери азота за счет сорбции NH_4^+ и NH_3 , а также уменьшает выбросы парниковых газов (CH_4 , N_2O и CO_2), хотя в отдельных случаях может наблюдаться и обратный эффект. Биочар способен связывать токсиканты (тяжелые металлы, антибиотики), снижая экотоксичность компостов. При внесении биочара наблюдается уменьшение численности патогенной микробиоты и количества генов устойчивости к антибиотикам. В то же время влияние биочара на процесс компостирования во многом зависит от его характеристик – исходного субстрата, использованного режима пиролиза, дозы внесения. В ряде исследований не обнаружено значимого эффекта, а при высоких дозах внесения показана отрицательная корреляция с биоразнообразием микрофлоры компостов. Таким образом, биочар следует рассматривать как перспективную, но требующую учета специфики применения добавку для интенсификации компостирования и улучшения качества конечного продукта.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. *Laghari M., Hu Z., Mirjat M.S., Xiao B., Tagar A.A., Hu M.* Fast pyrolysis biochar from sawdust improves the quality of desert soils and enhances plant growth // *J. Sci. Food Agric.* 2016. V. 96, No 1. P. 199–206. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7082>.
2. *Varma A.K., Shankar R., Mondal P.* A review on pyrolysis of biomass and the impacts of operating conditions on product yield, quality, and upgradation // *Sarangi P.K., Nanda S., Mohanty P. (Eds.) Recent Advancements in Biofuels and Bioenergy Utilization.* Singapore: Springer, 2018. P. 227–259. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1307-3_10.
3. *Samal K., Bandyopadhyay R., Dash R.R.* Biological treatment of contaminants of emerging concern in wastewater: A review // *J. Hazard., Toxic Radioact. Waste.* 2022. V. 26, No 2. Art. 685. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)hz.2153-5515.0000685](https://doi.org/10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000685).
4. *Yu D., Niu J., Zhong L., Chen K., Wang G., Yan M., Li D., Yao Z.* Biochar raw material selection and application in the food chain: A review // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 836. Art. 155571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155571>.
5. *Głab T., Żabiński A., Sadowska U., Gondek K., Kopeć M., Mierzwa-Hersztek M., Tabor S., Stanek-Tarkowska J.* Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties // *Soil Tillage Res.* 2020. V. 197. Art. 104493. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>.
6. *Liu N., Zhou J., Han L., Ma S., Sun X., Huang G.* Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting // *Bioresour. Technol.* 2017. V. 241. P. 190–199. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.144>.
7. *Lee M.-H., Han S.-J., Lee Y.K., Ike I.A., Ok Y.S., Hur J.* Enhancing copper binding property of compost-derived humic substances by biochar amendment: Further insight from two-dimensional correlation spectroscopy // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 390. Art. 121128. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121128>.
8. *Li J., Bao H., Xing W., Yang J., Liu R., Wang X., Lv L., Tong X., Wu F.* Succession of fungal dynamics and their influence on physicochemical parameters during pig manure composting employing with pine leaf biochar // *Bioresour. Technol.* 2020. V. 297. Art. 122377. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122377>.
9. *Tomczyk A., Sokółowska Z., Boguta P.* Biochar physicochemical properties: Pyrolysis temperature and feedstock kind effects // *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* 2020. V. 19, No 1. P. 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
10. *Pahnila M., Koskela A., Sulasalmi P., Fabritius T.* A review of pyrolysis technologies and the effect of process parameters on biocarbon properties // *Energies.* 2023. V. 16, No 19. Art. 6936. <https://doi.org/10.3390/en16196936>.
11. *Fermoso J., Coronado J.M., Serrano D.P., Pizarro P.* 11 - Pyrolysis of microalgae for fuel production // *Gonzalez-Fernandez C., Muñoz R. (Eds.) Microalgae-Based Biofuels and Bioproduction: From Feedstock Cultivation to End-Products.* Cambridge, MA: Woodhead Publ., 2017. P. 259–281. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101023-5.00011-X>.
12. *Cai N., Zhang H., Nie J., Deng Y., Baeyens J.* Biochar from biomass slow pyrolysis // *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 2020. V. 586. Art. 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/586/1/012001>.
13. *Pandey D.S., Katsaros G., Lindfors C., Leahy J.J., Tassou S.A.* Fast pyrolysis of poultry litter in a bubbling fluidised bed reactor: Energy and nutrient recovery // *Sustainability.* 2019. V. 11, No 9. Art. 2533. <https://doi.org/10.3390/su11092533>.
14. *Li S., Harris S., Anandhi A., Chen G.* Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses // *J. Cleaner Prod.* 2019. V. 215. P. 890–902. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.106>.
15. *Ippolito J.A., Cui L., Kammann C., Wrage-Mönnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizabal T., Cayuela M.L., Sigua G., Novak J., Spokas K., Borchard N.* Feedstock choice, pyrolysis temperature

- and type influence biochar characteristics: A comprehensive meta-data analysis review // *Biochar*. 2020. V. 2, No 4. P. 421–438. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>.
16. Mahapatra S., Ali M.H., Samal K. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin // *Energy Nexus*. 2022. V. 6. Art. 100062. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>.
 17. Samal K., Yasmin N., Kumari P. Challenges in the implementation of Phyto Fuel System (PFS) for wastewater treatment and harnessing bio-energy // *J. Environ. Chem. Eng.* 2020. V. 8, No 5. Art. 104388. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104388>.
 18. Schmidt H.-P., Wilson K. The 55 uses of biochar // *Biochar J.* 2014. URL: www.biochar-journal.org/en/ct/2.
 19. Xiang W., Zhang X., Chen J., Zou W., He F., Hu X., Tsang D.C.W., Ok Y.S., Gao B. Biochar technology in wastewater treatment: A critical review // *Chemosphere*. 2020. V. 252. Art. 126539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>.
 20. Roha B., Yao J., Batool A., Hameed R., Ghufuran M.A., Hayat M.T., Sunahara G. Model sorption of industrial wastewater containing Cu^{2+} , Cd^{2+} , and Pb^{2+} using individual and mixed rice husk biochar // *Environ. Technol. Innovation*. 2021. V. 24. Art. 101900. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101900>.
 21. Cho D.-W., Kwon G., Yoon K., Tsang Y.F., Ok Y.S., Kwon E.E., Song H. Simultaneous production of syngas and magnetic biochar via pyrolysis of paper mill sludge using CO_2 as reaction medium // *Energy Convers. Manage.* 2017. V. 145. P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.095>.
 22. Jien S.-H., Kuo Y.-L., Liao C.-S., Wu Y.-T., Igalavithana A.D., Tsang D.C.W., Ok Y.S. Effects of field scale in situ biochar incorporation on soil environment in a tropical highly weathered soil // *Environ. Pollut.* 2021. V. 272. Art. 116009. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116009>.
 23. Akhtyamova A., Kanunnikov K., Gordeev A., Galitskaya P. Biochar from chicken manure significantly increases wheat and barley yields // *Proc. the 19th Int. Multidiscip. Sci. GeoConf. SGEM 2019*. V. 19, Issue 5.2. Albena: STEF92 Technol., 2019. P. 185–192. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/5.2/S20.024>.
 24. Selivanovskaya S., Galitskaya P., Mukharamova S., Gordeev A., Kanunnikov K. Biochar from chicken manure enriched with iodine // *Proc. 19th Int. Multidiscip. Sci. GeoConf. SGEM 2019*. Vol. 19, Issue 6.3. Albena: TEF92 Technol., 2019. P. 59–66. <https://doi.org/10.5593/sgem2019V/6.3/S08.008>.
 25. Stojanović Bjelić L., Nešković Markić D., Ilić P., Farooqi Z.U.R. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in industrial areas: Concentration and risks to human health // *Pol. J. Environ. Stud.* 2022. V. 31, No 1. P. 595–608. <https://doi.org/10.15244/pjoes/137785>.
 26. Avnimelech Y., Eilat R., Porat Y., Kottas P.A. Factors affecting the rate of windrow composting in field studies // *Compost Sci. Util.* 2004. V. 12, No 2. P. 114–118. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702169>.
 27. Antonangelo J.A., Sun X., Zhang H. The roles of co-composted biochar (COMBI) in improving soil quality, crop productivity, and toxic metal amelioration // *J. Environ. Manage.* 2021. V. 277. Art. 111443. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111443>.
 28. Guo X.-x., Liu H.-t., Zhang J. The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review // *Waste Manage.* 2020. V. 102. P. 884–899. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.003>.
 29. Czekala W., Malińska K., Cáceres R., Janczak D., Dach J., Lewicki A. Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar – The effect of bio-char on temperature and C-CO_2 emission // *Bioresour. Technol.* 2016. V. 200. P. 921–927. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.019>.
 30. Ojah I., Ojah A., Baruah B., Hafiz A., Borah D., Rahman B. Composting with additives to improve organic amendments: A review // *Int. J. Adv. Biochem. Res.* 2024. V. 8, No 1, Pt. f. P. 438–442. <https://doi.org/10.33545/26174693.2024.V8.I1F.494>.
 31. Bonetti B., Ferrarini S.F., Hammerchmitt M.E., De Aquino T.F., Pezente D.P., Dos Santos Zavarize M., Pires M.J.R. Use of pilot scale produced zeolites as fertilizer // *J. Environ. Chem. Eng.* 2022. V. 10, No 3. Art.107907. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107907>.

32. Oviedo-Ocaña E.R., Soto-Paz J., Parra-Orobio B.A., Zafra G., Maeda T., Galezo-Suárez A.C., Diaz-Larotta J.T., Sanchez-Torres V. Effect of biochar addition in two different phases of the co-composting of green waste and food waste: An analysis of the process, product quality and microbial community // *Waste Biomass Valorization*. 2025. V. 16, No 9. P. 4923–4938. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02878-6>.
33. Manka'abusi D., Häring V., Steiner C., Heinze S., Abubakari A.-H., Yeboah E., Marschner B. Biochar effects on carbon and nitrogen dynamics during co-composting of poultry manure with carbonized and uncarbonized organic materials in Sub-Saharan Africa // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2025. V. 188, No 2. P. 251–264. <https://doi.org/10.1002/jpln.202300254>.
34. Rigby H., Clarke B.O., Pritchard D.L., Meehan B., Beshah F., Smith S.R., Porter N.A. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 541. P. 1310–1338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>.
35. Imbeah M. Composting piggery waste: A review // *Bioresour. Technol.* 1998. V. 63, No 3. P. 197–203. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00165-X](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00165-X).
36. López-Cano I., Roig A., Cayuela M.L., Alburquerque J.A., Sánchez-Monedero M.A. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure // *Waste Manage.* 2016. V. 49. P. 553–559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031>.
37. Godlewska P., Schmidt H.P., Ok Y.S., Oleszczuk P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review // *Bioresour. Technol.* 2017. V. 246. P. 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>.
38. Awasthi M.K., Duan Y., Awasthi S.K., Liu T., Chen H., Pandey A., Zhang Z., Taherzadeh M.J. Emerging applications of biochar: Improving pig manure composting and attenuation of heavy metal mobility in mature compost // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 389. Art. 122116. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122116>.
39. Chen W., Liao X., Wu Y., Liang J.B., Mi J., Huang J., Zhang H., Wu Y., Qiao Z., Li X., Wang Y. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting // *Waste Manage.* 2017. V. 61. P. 506–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.014>.
40. Samal K., Dash R.R., Bhunia P. Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review // *J. Environ. Chem. Eng.* 2017. V. 5, No 3. P. 2274–2289. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>.
41. Zhang J., Chen G., Sun H., Zhou S., Zou G. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost // *Bioresour. Technol.* 2016. V. 200. P. 876–883. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.016>.
42. Awasthi M.K., Zhang Z., Wang Q., Shen F., Li R., Li D.-s., Ren X., Wang M., Chen H., Zhao J. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting // *Bioresour. Technol.* 2017. V. 238. P. 589–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.100>.
43. Chung W.J., Chang S.W., Chaudhary D.K., Shin J., Kim H., Karmegam N., Govarthan M., Chandrasekaran M., Ravindran B. Effect of biochar amendment on compost quality, gaseous emissions and pathogen reduction during in-vessel composting of chicken manure // *Chemosphere*. 2021. V. 283. Art. 131129. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131129>.
44. Qasim W., Lee M.H., Moon B.E., Okyere F.G., Khan F., Nafees M., Kim H.T. Composting of chicken manure with a mixture of sawdust and wood shavings under forced aeration in a closed reactor system // *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 2018. V. 7, No 3. P. 261–267. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0212-z>.
45. Samal K., Mahapatra S., Ali M.H. Pharmaceutical wastewater as Emerging Contaminants (EC): Treatment technologies, impact on environment and human health // *Energy Nexus*. 2022. V. 6. Art. 100076. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100076>.

46. Xiao R., Awasthi M.K., Li R., Park J., Pensky S.M., Wang Q., Wang J.J., Zhang Z. Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review // *Bioresour. Technol.* 2017. V. 246. P. 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.090>.
47. Tang J., Zhang L., Zhang J., Ren L., Zhou Y., Zheng Y., Luo L., Yang Y., Huang H., Chen A. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 701. Art. 134751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>.
48. Mujtaba G., Hayat R., Hussain Q., Ahmed M. Physio-chemical characterization of biochar, compost and co-composted biochar derived from green waste // *Sustainability.* 2021. V. 13, No 9. Art. 4628. <https://doi.org/10.3390/su13094628>.
49. Nguyen M.K., Lin C., Hoang H.G., Sanderson P., Dang B.T., Bui X.T., Nguyen N.S.H., Vo D.-V.N., Tran H.T. Evaluate the role of biochar during the organic waste composting process: A critical review // *Chemosphere.* 2022. V. 299. Art. 134488. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134488>.
50. Ye S., Zeng G., Wu H., Liang J., Zhang C., Dai J., Xiong W., Song B., Wu S., Yu J. The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil // *Resour., Conserv. Recycl.* 2019. V. 140. P. 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>.
51. Ge X., Cao Y., Zhou B., Wang X., Yang Z., Li M.-H. Biochar addition increases subsurface soil microbial biomass but has limited effects on soil CO₂ emissions in subtropical moso bamboo plantations // *Appl. Soil Ecol.* 2019. V. 142. P. 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.021>.
52. Zhang J., Lü F., Shao L., He P. The use of biochar-amended composting to improve the humification and degradation of sewage sludge // *Bioresour. Technol.* 2014. V. 168. P. 252–258. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.080>.
53. Darby I., Xu C.-Y., Wallace H.M., Joseph S., Pace B., Bai S.H. Short-term dynamics of carbon and nitrogen using compost, compost-biochar mixture and organo-mineral biochar // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. V. 23, No 11. P. 11267–11278. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6336-7>.
54. Manogaran M.D., Shamsuddin R., Yusoff M.H.M., Lay M., Siyal A.A. A review on treatment processes of chicken manure // *Cleaner Circ. Bioecon.* 2022. V. 2. Art. 100013. <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100013>.
55. Sanchez-Monedero M.A., Cayuela M.L., Roig A., Jindo K., Mondini C., Bolan N. Role of biochar as an additive in organic waste composting // *Bioresour. Technol.* 2018. V. 247. P. 1155–1164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.193>.
56. Zhang P., Sun H., Ren C., Min L., Zhang H. Sorption mechanisms of neonicotinoids on biochars and the impact of deashing treatments on biochar structure and neonicotinoids sorption // *Environ. Pollut.* 2018. V. 234. P. 812–820. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.013>.
57. Agyarko-Mintah E., Cowie A., Van Zwieten L., Singh B.P., Smillie R., Harden S., Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting // *Waste Manage.* 2017. V. 61. P. 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>.
58. Hestrin R., Enders A., Lehmann J. Ammonia volatilization from composting with oxidized biochar // *J. Environ. Qual.* 2020. V. 49, No 6. P. 1690–1702. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20154>.
59. Rastogi M., Nandal M., Khosla B. Microbes as vital additives for solid waste composting // *Heliyon.* 2020. V. 6, No 2. Art. e03343. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343>.
60. Ho T.T.K., Tra V.T., Le T.H., Nguyen N.-K.-Q., Tran C.-S., Nguyen P.-T., Vo T.-D.-H., Thai V.-N., Bui X.-T. Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity // *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 2022. V. 6. Art. 100211. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2022.100211>.
61. El-Naggar A., Lee S.S., Rinklebe J., Farooq M., Song H., Sarmah A.K., Zimmerman A.R., Ahmad M., Shaheen S.M., Ok Y.S. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects // *Geoderma.* 2019. V. 337. P. 536–554. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>.

62. Cao Y., Wang X., Liu L., Velthof G.L., Misselbrook T., Bai Z., Ma L. Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process // *J. Environ. Manage.* 2020. V. 246. Art. 110454. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110454>.
63. Liu S., Cen B., Yu Z., Qiu R., Gao T., Long X. The key role of biochar in amending acidic soil: Reducing soil acidity and improving soil acid buffering capacity // *Biochar*. 2025. V. 7, No 1. Art. 52. <https://doi.org/10.1007/S42773-025-00432-8>.
64. Kabir E., Kim K.-H., Kwon E.E. Biochar as a tool for the improvement of soil and environment // *Front. Environ. Sci.* 2023. V. 11. Art. 1324533. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1324533>.
65. Abban-Baidoo E., Manka'abusi D., Apuri L., Marschner B., Frimpong K.A. Biochar addition influences C and N dynamics during biochar co-composting and the nutrient content of the biochar co-compost // *Sci. Rep.* 2024. V. 14, No 1. Art. 23781. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-67884-z>.
66. Mikajlo I., Lerch T.Z., Louvel B., Hynšt J., Záhora J., Pourrut B. Composted biochar versus compost with biochar: Effects on soil properties and plant growth // *Biochar*. 2024. V. 6, No 1. Art. 85. <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00379-2>.
67. Zainudin M.H., Mustapha N.A., Maeda T., Ramli N., Sakai K., Hassan M. Biochar enhanced the nitrifying and denitrifying bacterial communities during the composting of poultry manure and rice straw // *Waste Manage.* 2020. V. 106. P. 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.029>.
68. Amlinger F., Pollak M., Favoino E. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers. Final Report. ENV.A.2./ETU/2001/0024. Brussels, Eur. Comm., 2004. xiii, 229 p.
69. Nunes N., Ragonezi C., Gouveia C.S.S., Pinheiro de Carvalho M.Á.A. Review of sewage sludge as a soil amendment in relation to current international guidelines: A heavy metal perspective // *Sustainability*. 2021. V. 13, No 4. Art. 2317. <https://doi.org/10.3390/su13042317>.
70. Muhammad J., Khan S., Su J.Q., Hesham A.E.-L., Ditta A., Nawab J., Ali A. Antibiotics in poultry manure and their associated health issues: A systematic review // *J. Soils Sediments*. 2020. V. 20, No 1. P. 486–497. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02360-0>.
71. Duan Y., Yang J., Guo Y., Wu X., Tian Y., Li H., Awasthi M.K. Pollution control in biochar-driven clean composting: Emphasize on heavy metal passivation and gaseous emissions mitigation // *J. Hazard. Mater.* 2021. V. 420. Art. 126635. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126635>.
72. Gong X., Zou L., Wang L., Zhang B., Jiang J. Biochar improves compost humification, maturity and mitigates nitrogen loss during the vermicomposting of cattle manure-maize straw // *J. Environ. Manage.* 2023. V. 325, Pt. B. Art. 116432. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116432>.
73. Teodoro M., Trakal L., Gallagher B.N., Šimek P., Soudek P., Pohořelý M., Beesley L., Jačka L., Kovář M., Seyedsadr S., Mohan D. Application of co-composted biochar significantly improved plant-growth relevant physical/chemical properties of a metal contaminated soil // *Chemosphere*. 2020. V. 242. Art. 125255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125255>.
74. Singh J., Kalamdhad A.S. Reduction of heavy metals during composting – a review // *Int. J. Environ. Prot.* 2012. V. 2, No 9. P. 36–43.
75. Karer J., Zehetner F., Dunst G., Fessl J., Wagner M., Puschenreiter M., Stapkēviča M., Friesl-Hanl W., Soja G. Immobilisation of metals in a contaminated soil with biochar-compost mixtures and inorganic additives: 2-year greenhouse and field experiments // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. V. 25, No 3. P. 2506–2516. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0670-2>.
76. Chen Y.-X., Huang X.-D., Han Z.-Y., Huang X., Hu B., Shi D.-Z., Wu W.-X. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting // *Chemosphere*. 2010. V. 78, No 9. P. 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>.
77. Chen X., Du Z., Liu D., Wang L., Pan C., Wei Z., Jia L., Zhao R. Biochar mitigates the biotoxicity of heavy metals in livestock manure during composting // *Biochar*. 2022. V. 4, No 1. Art. 48. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00174-x>.

78. Hua L., Wu W., Liu Y., McBride M.B., Chen Y. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2009. V. 16, No 1. P. 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0041-0>.
79. Puga A.P., Abreu C.A., Melo L.C.A., Beesley L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium // *J. Environ. Manage.* 2015. V. 159. P. 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036>.
80. Fu Y., Zhang A., Guo T., Zhu Y., Shao Y. Biochar and hyperthermophiles as additives accelerate the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during composting // *Materials*. 2021. V. 14, No 18. Art. 5428. <https://doi.org/10.3390/ma14185428>.
81. Quaik S., Embrandiri A., Ravindran B., Hossain K., Al-Dhabi N.A., Arasu M.V., Ignacimuthu S., Ismail N. Veterinary antibiotics in animal manure and manure laden soil: Scenario and challenges in Asian countries // *J. King Saud Univ., Sci.* 2020. V. 32, No 2. P. 1300–1305. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.11.015>.
82. Taylor P., Reeder R. Antibiotic use on crops in low and middle-income countries based on recommendations made by agricultural advisors // *CABI Agric. Biosci.* 2020. V. 1, No 1. Art. 1. <https://doi.org/10.1186/s43170-020-00001-y>.
83. Wang J., Chu L., Wojnárovits L., Takács E. Occurrence and fate of antibiotics, antibiotic resistant genes (ARGs) and antibiotic resistant bacteria (ARB) in municipal wastewater treatment plant: An overview // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 744. Art. 140997. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140997>.
84. Tran N.H., Reinhard M., Gin K.Y.-H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review // *Water Res.* 2018. V. 133. P. 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>.
85. Anwar M., Iqbal Q., Saleem F. Improper disposal of unused antibiotics: an often overlooked driver of antimicrobial resistance // *Expert Rev. Anti-Infect. Ther.* 2020. V. 18, No 8. P. 697–699. <https://doi.org/10.1080/14787210.2020.1754797>.
86. Cabello F.C., Godfrey H.P., Buschmann A.H., Dölz H.J. Aquaculture as yet another environmental gateway to the development and globalisation of antimicrobial resistance // *Lancet Infect. Dis.* 2016. V. 16, No 7. P. e127–e133. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(16\)00100-6](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(16)00100-6).
87. Milaković M., Vestergaard G., González-Plaza J.J., Petrić I., Šimatović A., Senta I., Kublik S., Schloter M., Smalla K., Udiković-Kolić N. Pollution from azithromycin-manufacturing promotes macrolide-resistance gene propagation and induces spatial and seasonal bacterial community shifts in receiving river sediments // *Environ. Int.* 2019. V. 123. P. 501–511. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.050>.
88. Bielen A., Šimatović A., Kosić-Vukšić J., Senta I., Ahel M., Babić S., Jurina T., González 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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.019>.
89. Larsson D.G.J., Flach C.-F. Antibiotic resistance in the environment // *Nat. Rev. Microbiol.* 2022. V. 20, No 5. P. 257–269. <https://doi.org/10.1038/s41579-021-00649-x>.
90. Sanganyado E., Gwenzi W. Antibiotic resistance in drinking water systems: Occurrence, removal, and human health risks // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 669. P. 785–797. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.162>.
91. Wang J., Zhuan R., Chu L. The occurrence, distribution and degradation of antibiotics by ionizing radiation: An overview // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 646. P. 1385–1397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.415>.
92. Cerqueira F., Matamoros V., Bayona J., Elsinga G., Hornstra L.M., Piña B. Distribution of antibiotic resistance genes in soils and crops. A field study in legume plants (*Vicia faba* L.) grown under different watering regimes // *Environ. Res.* 2019. V. 170. P. 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.007>.

93. Chen K., Zhou J.L. Occurrence and behavior of antibiotics in water and sediments from the Huangpu River, Shanghai, China // *Chemosphere*. 2014. V. 95. P. 604–612. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.119>.
94. Szekeres E., Chiriac C.M., Baricz A., Szőke-Nagy T., Lung I., Soran M.-L., Rudi K., Dragos N., Coman C. Investigating antibiotics, antibiotic resistance genes, and microbial contaminants in groundwater in relation to the proximity of urban areas // *Environ. Pollut.* 2018. V. 236. P. 734–744. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.107>.
95. Huang Y.-H., Liu Y., Du P.-P., Zeng L.-J., Mo C.-H., Li Y.-W., Lü H., Cai Q.-Y. Occurrence and distribution of antibiotics and antibiotic resistant genes in water and sediments of urban rivers with black-odor water in Guangzhou, South China // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 670. P. 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.168>.
96. Van Epps A., Blaney L. Antibiotic residues in animal waste: Occurrence and degradation in conventional agricultural waste management practices // *Curr. Pollut. Rep.* 2016. V. 2, No 3. P. 135–155. <https://doi.org/10.1007/s40726-016-0037-1>.
97. Leal R.M.P., Figueira R.F., Tornisiello V.L., Regitano J.B. Occurrence and sorption of fluoroquinolones in poultry litters and soils from São Paulo State, Brazil // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 432. P. 344–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.002>.
98. Zhao L., Dong Y.H., Wang H. Residues of veterinary antibiotics in manures from feedlot livestock in eight provinces of China // *Sci. Total Environ.* 2010. V. 408, No 5. P. 1069–1075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.014>.
99. Wang W.Z., Chi S.L., Xu W.H., Zhang C.L. Influence of long-term chicken manure application on the concentration of soil tetracycline antibiotics and resistant bacteria variations // *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2018. V. 16, No 2. P. 1143–1153. http://doi.org/10.15666/aeer/1602_11431153.
100. Furtula V., Farrell E.G., Diarrassouba F., Rempel H., Pritchard J., Diarra M.S. Veterinary pharmaceuticals and antibiotic resistance of *Escherichia coli* isolates in poultry litter from commercial farms and controlled feeding trials // *Poult. Sci.* 2010. V. 89, No 1. P. 180–188. <https://doi.org/10.3382/ps.2009-00198>.
101. Dahshan H., Abd-Elall A.M.M., Megahed A.M., Abd-El-Kader M.A., Nabawy E.E. Veterinary antibiotic resistance, residues, and ecological risks in environmental samples obtained from poultry farms, Egypt // *Environ. Monit. Assess.* 2015. V. 187, No 2. Art. 2. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4218-3>.
102. Huang C., Tang Z., Xi B., Tan W., Guo W., Wu W., Ma C. Environmental effects and risk control of antibiotic resistance genes in the organic solid waste aerobic composting system: A review // *Front. Environ. Sci. Eng.* 2021. V. 15, No 6. Art. 127. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1415-5>.
103. Ezugworie F.N., Igbokwe V.C., Onwosi C.O. Proliferation of antibiotic-resistant microorganisms and associated genes during composting: An overview of the potential impacts on public health, management and future // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 784. Art. 147191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147191>.
104. Tong Z., Liu F., Tian Y., Zhang J., Liu H., Duan J., Bi W., Qin J., Xu S. Effect of biochar on antibiotics and antibiotic resistance genes variations during co-composting of pig manure and corn straw // *Front. Bioeng. Biotechnol.* 2022. V. 10. Art. 960476. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.960476>.
105. Ezzariai A., Hafidi M., Khadra A., Aemig Q., El Fels L., Barret M., Merlina G., Patureau D., Pinelli E. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes // *J. Hazard. Mater.* 2018. V. 359. P. 465–481. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.092>.
106. Cycoń M., Mroziak A., Piotrowska-Seget Z. Antibiotics in the soil environment – degradation and their impact on microbial activity and diversity // *Front. Microbiol.* 2019. V. 10. Art. 338. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00338>.
107. Atashgahi S., Sánchez-Andrea I., Heipieper H.J., Van Der Meer J.R., Stams A.J.M., Smidt H. Prospects for harnessing biocide resistance for bioremediation and detoxification // *Science*. 2018. V. 360, No 6390. P. 743–746. <https://doi.org/10.1126/science.aar3778>.

108. *Wepking C., Avera B., Badgley B., Barrett J.E., Franklin J., Knowlton K.F., Ray P.P., Smitherman C., Strickland M.S.* Exposure to dairy manure leads to greater antibiotic resistance and increased mass-specific respiration in soil microbial communities // *Proc. R. Soc. B.* 2017. V. 284, No 1851. Art. 20162233. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2233>.
109. *Wang S., Zeng Y.* Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review // *Bioresour. Technol.* 2018. V. 248, Pt. A. P. 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.050>.
110. *Mao H., Zhang H., Fu Q., Zhong M., Li R., Zhai B., Wang Z., Zhou L.* Effects of four additives in pig manure composting on greenhouse gas emission reduction and bacterial community change // *Bioresour. Technol.* 2019. V. 292. Art. 121896. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121896>.
111. *Ejileugha C.* Biochar can mitigate co-selection and control antibiotic resistant genes (ARGs) in compost and soil // *Heliyon.* 2022. V. 8, No 5. Art. e09543. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09543>.
112. *Wang J., Sui B., Shen Y., Meng H., Zhao L., Zhou H., Li R., Ding J., Cheng H., Zhang X.* Effects of different biochars on antibiotic resistance genes during swine manure thermophilic composting // *Int. J. Agric. Biol. Eng.* 2018. V. 11, No 6. P. 166–171. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20181106.4667>.
113. *Wang Q., Awasthi M.K., Ren X., Zhao J., Li R., Wang Z., Wang M., Chen H., Zhang Z.* Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation // *Waste Manage.* 2018. V. 74. P. 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.015>.
114. *Mao H., Lv Z., Sun H., Li R., Zhai B., Wang Z., Awasthi M.K., Wang Q., Zhou L.* Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost // *Bioresour. Technol.* 2018. V. 258. P. 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.082>.
115. *Yin Y., Yang C., Li M., Zheng Y., Ge C., Gu J., Li H., Duan M., Wang X., Chen R.* Research progress and prospects for using biochar to mitigate greenhouse gas emissions during composting: A review // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 798. Art. 149294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149294>.
116. *Agyarko-Mintah E., Cowie A., Singh B.P., Joseph S., Van Zwieten L., Cowie A., Harden S., Smillie R.* Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter // *Waste Manage.* 2017. V. 61. P. 138–149. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.027>.
117. *Janczak D., Malińska K., Czekala W., Cáceres R., Lewicki A., Dach J.* Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw // *Waste Manage.* 2017. V. 66. P. 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.033>.
118. *Behera S., Samal K.* Sustainable approach to manage solid waste through biochar assisted composting // *Energy Nexus.* 2022. V. 7. Art. 100121. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100121>.
119. *Awasthi M.K., Duan Y., Awasthi S.K., Liu T., Zhang Z.* Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting // *Bioresour. Technol.* 2020. V. 303. Art. 122952. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122952>.
120. *Li Y., Ma J., Yong X., Luo L., Wong J.W.C., Zhang Y., Wu H., Zhou J.* Effect of biochar combined with a biotrickling filter on deodorization, nitrogen retention, and microbial community succession during chicken manure composting // *Bioresour. Technol.* 2022. V. 343. Art. 126137. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126137>.
121. *Xue S., Zhou L., Zhong M., Awasthi M.K., Mao H.* Bacterial agents affected bacterial community structure to mitigate greenhouse gas emissions during sewage sludge composting // *Bioresour. Technol.* 2021. V. 337. Art. 125397. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125397>.
122. *Wang Y., Gong J., Li J., Xin Y., Hao Z., Chen C., Li H., Wang B., Ding M., Li W., Zhang Z., Xu P., Xu T., Ding G.-C., Li J.* Insights into bacterial diversity in compost: Core microbiome and prevalence of potential pathogenic bacteria // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 718. Art. 137304. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137304>.
123. *Zhan J., Han Y., Xu S., Wang X., Guo X.* Succession and change of potential pathogens in the co-composting of rural sewage sludge and food waste // *Waste Manage.* 2022. V. 149. P. 248–258. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.028>.

124. Robledo-Mahón T., Gómez-Silván C., Andersen G.L., Calvo C., Aranda E. Assessment of bacterial and fungal communities in a full-scale thermophilic sewage sludge composting pile under a semipermeable cover // *Bioresour. Technol.* 2020. V. 298. Art. 122550. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122550>.
125. Wang C., Guo X., Deng H., Dong D., Tu Q., Wu W. New insights into the structure and dynamics of actinomycetal community during manure composting // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2014. V. 98, No 7. P. 3327–3337. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5424-6>.
126. Lambertz C., Ece S., Fischer R., Commandeur U. Progress and obstacles in the production and application of recombinant lignin-degrading peroxidases // *Bioengineered.* 2016. V. 7, No 3. P. 145–154. <https://doi.org/10.1080/21655979.2016.1191705>.
127. He X., Han L., Fu B., Du S., Liu Y., Huang G. Effect and microbial reaction mechanism of rice straw biochar on pore methane production during mainstream large-scale aerobic composting in China // *J. Cleaner Prod.* 2019. V. 215. P. 1223–1232. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.159>.
128. Chen Z., Jiang X. Microbiological safety of chicken litter or chicken litter-based organic fertilizers: A review // *Agriculture.* 2014. V. 4, No 1. P. 1–29. <https://doi.org/10.3390/agriculture4010001>.
129. Zhang Z., Hu M., Bian B., Yang Z., Yang W., Zhang L. Full-scale thermophilic aerobic co-composting of blue-green algae sludge with livestock faeces and straw // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 753. Art. 142079. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142079>.
130. Ezugworie F.N., Okechukwu V.C., Onwosi C.O. Biochar amendment aids in the reduction of antibiotic-resistant bacteria and heavy metals during composting of poultry litter // *Biorem. J.* 2023. V. 27, No 4. P. 382–399. <https://doi.org/10.1080/10889868.2022.2079605>.
131. Ravindran B., Nguyen D.D., Chaudhary D.K., Chang S.W., Kim J., Lee S.R., Shin J., Jeon B.-H., Chung S., Lee J. Influence of biochar on physico-chemical and microbial community during swine manure composting process // *J. Environ. Manage.* 2019. V. 232. P. 592–599. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.119>.
132. Qian X., Gu J., Sun W., Wang X.-J., Su J.-Q., Stedfeld R. Diversity, abundance, and persistence of antibiotic resistance genes in various types of animal manure following industrial composting // *J. Hazard. Mater.* 2018. V. 344. P. 716–722. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.11.020>.
133. Menz J., Olsson O., Kümmerer K. Antibiotic residues in livestock manure: Does the EU risk assessment sufficiently protect against microbial toxicity and selection of resistant bacteria in the environment? // *J. Hazard. Mater.* 2019. V. 379. Art. 120807. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120807>.
134. Zhang J., Lin H., Ma J., Sun W., Yang Y., Zhang X. Compost-bulking agents reduce the reservoir of antibiotics and antibiotic resistance genes in manures by modifying bacterial microbiota // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 649. P. 396–404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.212>.
135. Low C.X., Tan L.T.-H., Mutalib N.-S.A., Pusparajah P., Goh B.-H., Chan K.-G., Letchumanan V., Lee L.-H. Unveiling the impact of antibiotics and alternative methods for animal husbandry: A review // *Antibiotics.* 2021. V. 10, No 5. Art. 578. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10050578>.
136. Halawa E.M., Mohamed F., Al-Rabia M.W., Behairy A., Nouh N.A., Abdo M., Olga R., Fericean L., Atwa A.M., El-Nablaway M., Abdeen A. Antibiotic action and resistance: Updated review of mechanisms, spread, influencing factors, and alternative approaches for combating resistance // *Front. Pharmacol.* 2024. V. 14. Art. 1305294. <https://doi.org/10.3389/fphar.2023.1305294>.
137. Zhuang M., Achmon Y., Cao Y., Liang X., Chen L., Wang H., Siame B.A., Leung K.Y. Distribution of antibiotic resistance genes in the environment // *Environ. Pollut.* 2021. V. 285. P. 117402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117402>.
138. Kemung H.M., Tan L.T.-H., Khan T.M., Chan K.-G., Pusparajah P., Goh B.-H., Lee L.-H. *Streptomyces* as a prominent resource of future anti-MRSA drugs // *Front. Microbiol.* 2018. V. 9. Art. 2221. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02221>.
139. Central Asian and European Surveillance of Antimicrobial Resistance: Annual Report 2019. Copenhagen: WHO Reg. Off. Eur., 2019. xi, 155 p.

140. Liu Y., Cheng D., Xue J., Weaver L., Wakelin S.A., Feng Y., Li Z. Changes in microbial community structure during pig manure composting and its relationship to the fate of antibiotics and antibiotic resistance genes // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 389. Art. 122082. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122082>.
141. Tang Z., Xi B., Huang C., Tan W., Li W., Zhao X., Liu K., Xia X. Mobile genetic elements in potential host microorganisms are the key hindrance for the removal of antibiotic resistance genes in industrial-scale composting with municipal solid waste // *Bioresour. Technol.* 2020. V. 301. Art. 122723. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122723>.
142. Shao B., Liu Z., Tang L., Liu Y., Liang Q., Wu T., Pan Y., Zhang X., Tan X., Yu J. The effects of biochar on antibiotic resistance genes (ARGs) removal during different environmental governance processes: A review // *J. Hazard. Mater.* 2022. V. 435. Art. 129067. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129067>.
143. Wang Y., Lu J., Zhang S., Li J., Mao L., Yuan Z., Bond P.L., Guo J. Non-antibiotic pharmaceuticals promote the transmission of multidrug resistance plasmids through intra- and intergenera conjugation // *ISME J.* 2021. V. 15, No 9. P. 2493–2508. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00945-7>.
144. Lu J., Wang Y., Jin M., Yuan Z., Bond P., Guo J. Both silver ions and silver nanoparticles facilitate the horizontal transfer of plasmid-mediated antibiotic resistance genes // *Water Res.* 2020. V. 169. Art. 115229. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115229>.
145. Riaz L., Wang Q., Yang Q., Li X., Yuan W. Potential of industrial composting and anaerobic digestion for the removal of antibiotics, antibiotic resistance genes and heavy metals from chicken manure // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 718. Art. 137414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137414>.
146. Shan S., Wang H., Fang C., Chu Y., Jiang L. Effects of adding biochar on tetracycline removal during anaerobic composting of swine manure // *Chem. Ecol.* 2018. V. 34, No 1. P. 86–97. <https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1400022>.
147. Xu S., Amarakoon I.D., Zaheer R., Smith A., Sura S., Wang G., Reuter T., Zvomuya F., Cessna A.J., Larney F.J., McAllister T.A. Dissipation of antimicrobial resistance genes in compost originating from cattle manure after direct oral administration or post-excretion fortification of antimicrobials // *J. Environ. Sci. Health, Part A.* 2018. V. 53, No 4. P. 373–384. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1404337>.
148. Cui P., Bai Y., Li X., Peng Z., Chen D., Wu Z., Zhang P., Tan Z., Huang K., Chen Z., Liao H., Zhou S. Enhanced removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during sewage sludge composting covered with a semi-permeable membrane // *J. Hazard. Mater.* 2020. V. 396. Art. 122738. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122738>.
149. Zhu L., Zhao Y., Yang K., Chen J., Zhou H., Chen X., Liu Q., Wei Z. Host bacterial community of MGEs determines the risk of horizontal gene transfer during composting of different animal manures // *Environ. Pollut.* 2019. V. 250. P. 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.037>.
150. Cui E., Wu Y., Zuo Y., Chen H. Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting // *Bioresour. Technol.* 2016. V. 203. P. 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.030>.
151. Ngigi A.N., Ok Y.S., Thiele-Bruhn S. Biochar affects the dissipation of antibiotics and abundance of antibiotic resistance genes in pig manure // *Bioresour. Technol.* 2020. V. 315. Art. 123782. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123782>.
152. Zhou G., Qiu X., Wu X., Lu S. Horizontal gene transfer is a key determinant of antibiotic resistance genes profiles during chicken manure composting with the addition of biochar and zeolite // *J. Hazard. Mater.* 2021. V. 408. Art. 124883. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124883>.
153. Li H., Duan M., Gu J., Zhang Y., Qian X., Ma J., Zhang R., Wang X. Effects of bamboo charcoal on antibiotic resistance genes during chicken manure composting // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2017. V. 140. P. 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.007>.
154. Qiu X., Zhou G., Wang H., Wu X. The behavior of antibiotic-resistance genes and their relationships with the bacterial community and heavy metals during sewage sludge composting // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2021. V. 216. Art. 112190. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112190>.

155. Guo H., Gu J., Wang X., Yu J., Nasir M., Peng H., Zhang R., Hu T., Wang Q., Ma J. Responses of antibiotic and heavy metal resistance genes to bamboo charcoal and bamboo vinegar during aerobic composting // *Environ. Pollut.* 2019. V. 252, Pt. B. P. 1097–1105. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.014>.

References

1. Laghari M., Hu Z., Mirjat M.S., Xiao B., Tagar A.A., Hu M. Fast pyrolysis biochar from sawdust improves the quality of desert soils and enhances plant growth. *J. Sci. Food Agric.*, 2016, vol. 96, no. 1, pp. 199–206. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7082>.
2. Varma A.K., Shankar R., Mondal P. A review on pyrolysis of biomass and the impacts of operating conditions on product yield, quality, and upgradation. In: Sarangi P.K., Nanda S., Mohanty P. (Eds.) *Recent Advancements in Biofuels and Bioenergy Utilization*. Singapore, Springer, 2018, pp. 227–259. https://doi.org/10.1007/978-981-13-1307-3_10.
3. Samal K., Bandyopadhyay R., Dash R.R. Biological treatment of contaminants of emerging concern in wastewater: A review. *J. Hazard., Toxic Radioact. Waste*, 2022, vol. 26, no. 2, art. 685. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)hz.2153-5515.0000685](https://doi.org/10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000685).
4. Yu D., Niu J., Zhong L., Chen K., Wang G., Yan M., Li D., Yao Z. Biochar raw material selection and application in the food chain: A review. *Sci. Total Environ.*, 2022, vol. 836, art. 155571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155571>.
5. Głab T., Żabiński A., Sadowska U., Gondek K., Kopeć M., Mierzwa-Hersztek M., Tabor S., Stanek-Tarkowska J. Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. *Soil Tillage Res.*, 2020, vol. 197, art. 104493. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104493>.
6. Liu N., Zhou J., Han L., Ma S., Sun X., Huang G. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting. *Bioresour. Technol.*, 2017, vol. 241, pp. 190–199. <https://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.144>.
7. Lee M.-H., Han S.-J., Lee Y.K., Ike I.A., Ok Y.S., Hur J. Enhancing copper binding property of compost-derived humic substances by biochar amendment: Further insight from two-dimensional correlation spectroscopy. *J. Hazard. Mater.*, 2020, vol. 390, art. 121128. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121128>.
8. Li J., Bao H., Xing W., Yang J., Liu R., Wang X., Lv L., Tong X., Wu F. Succession of fungal dynamics and their influence on physicochemical parameters during pig manure composting employing with pine leaf biochar. *Bioresour. Technol.*, 2020, vol. 297, art. 122377. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122377>.
9. Tomczyk A., Sokołowska Z., Boguta P. Biochar physicochemical properties: Pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.*, 2020, vol. 19, no. 1, pp. 191–215. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.
10. Pahnla M., Koskela A., Sulasalmi P., Fabritius T. A review of pyrolysis technologies and the effect of process parameters on biocarbon properties. *Energies*, 2023, vol. 16, no. 19, art. 6936. <https://doi.org/10.3390/en16196936>.
11. Fermo J., Coronado J.M., Serrano D.P., Pizarro P. 11 - Pyrolysis of microalgae for fuel production. In: Gonzalez-Fernandez C., Muñoz R. (Eds.) *Microalgae-Based Biofuels and Bioproduction: From Feedstock Cultivation to End-Products*. Ser.: Woodhead Publishing Series in Energy. Cambridge, MA, Woodhead Publ., 2017, pp. 259–281. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101023-5.00011-X>.
12. Cai N., Zhang H., Nie J., Deng Y., Baeyens J. Biochar from biomass slow pyrolysis. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 2020, vol. 586, art. 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/586/1/012001>.
13. Pandey D.S., Katsaros G., Lindfors C., Leahy J.J., Tassou S.A. Fast pyrolysis of poultry litter in a bubbling fluidised bed reactor: Energy and nutrient recovery. *Sustainability*, 2019, vol. 11, no. 9, art. 2533. <https://doi.org/10.3390/su11092533>.

14. Li S., Harris S., Anandhi A., Chen G. Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses. *J. Cleaner Prod.*, 2019, vol. 215, pp. 890–902. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.106>.
15. Ippolito J.A., Cui L., Kammann C., Wrage-Mönnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizabal T., Cayuela M.L., Sigua G., Novak J., Spokas K., Borchard N. Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: A comprehensive meta-data analysis review. *Biochar*, 2020, vol. 2, no. 4, pp. 421–438. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00067-x>.
16. Mahapatra S., Ali M.H., Samal K. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin. *Energy Nexus*, 2022, vol. 6, art. 100062. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>.
17. Samal K., Yasmin N., Kumari P. Challenges in the implementation of Phyto Fuel System (PFS) for wastewater treatment and harnessing bio-energy. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2020, vol. 8, no. 5, art. 104388. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104388>.
18. Schmidt H.-P., Wilson K. The 55 uses of biochar. *Biochar J.*, 2014. URL: www.biochar-journal.org/en/ct/2.
19. Xiang W., Zhang X., Chen J., Zou W., He F., Hu X., Tsang D.C.W., Ok Y.S., Gao B. Biochar technology in wastewater treatment: A critical review. *Chemosphere*, 2020, vol. 252, art. 126539. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>.
20. Roha B., Yao J., Batool A., Hameed R., Ghufuran M.A., Hayat M.T., Sunahara G. Model sorption of industrial wastewater containing Cu^{2+} , Cd^{2+} , and Pb^{2+} using individual and mixed rice husk biochar. *Environ. Technol. Innovation*, 2021, vol. 24, art. 101900. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101900>.
21. Cho D.-W., Kwon G., Yoon K., Tsang Y.F., Ok Y.S., Kwon E.E., Song H. Simultaneous production of syngas and magnetic biochar via pyrolysis of paper mill sludge using CO_2 as reaction medium. *Energy Convers. Manage.*, 2017, vol. 145, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.095>.
22. Jien S.-H., Kuo Y.-L., Liao C.-S., Wu Y.-T., Igalavithana A.D., Tsang D.C.W., Ok Y.S. Effects of field scale in situ biochar incorporation on soil environment in a tropical highly weathered soil. *Environ. Pollut.*, 2021, vol. 272, art. 116009. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116009>.
23. Akhtyamova A., Kanunnikov K., Gordeev A., Galitskaya P. Biochar from chicken manure significantly increases wheat and barley yields. *Proc. 19th Int. Multidiscip. Sci. GeoConf. SGEM 2019*. Vol. 19, Issue 5.2. Albena, STEF92 Technol., 2019, pp. 185–192. <https://doi.org/10.5593/sgem2019/5.2/S20.024>.
24. Selivanovskaya S., Galitskaya P., Mukharamova S., Gordeev A., Kanunnikov K. Biochar from chicken manure enriched with iodine. *Proc. 19th Int. Multidiscip. Sci. GeoConf. SGEM 2019*. Vol. 19, Issue 6.3. Albena, STEF92 Technol., 2019, pp. 59–66. <https://doi.org/10.5593/sgem2019V/6.3/S08.008>.
25. Stojanović Bjelić L., Nešković Markić D., Ilić P., Farooqi Z.U.R. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in industrial areas: Concentration and risks to human health. *Pol. J. Environ. Stud.*, 2022, vol. 31, no. 1, pp. 595–608. <https://doi.org/10.15244/pjoes/137785>.
26. Avnimelech Y., Eilat R., Porat Y., Kottas P.A. Factors affecting the rate of windrow composting in field studies. *Compost Sci. Util.*, 2004, vol. 12, no. 2, pp. 114–118. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702169>.
27. Antonangelo J.A., Sun X., Zhang H. The roles of co-composted biochar (COMBI) in improving soil quality, crop productivity, and toxic metal amelioration. *J. Environ. Manage.*, 2021, vol. 277, art. 111443. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111443>.
28. Guo X.-x., Liu H.-t., Zhang J. The role of biochar in organic waste composting and soil improvement: A review. *Waste Manage.*, 2020, vol. 102, pp. 884–899. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.003>.
29. Czekala W., Malińska K., Cáceres R., Janczak D., Dach J., Lewicki A. Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar – The effect of bio-char on temperature and C-CO_2 emission. *Bioresour. Technol.*, 2016, vol. 200, pp. 921–927. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.019>.
30. Ojah I., Ojah A., Baruah B., Hafiz A., Borah D., Rahman B. Composting with additives to improve organic amendments: A review. *Int. J. Adv. Biochem. Res.*, 2024, vol. 8, no. 1, pt. f, pp. 438–442. <https://doi.org/10.33545/26174693.2024.V8.I1F.494>.

31. Bonetti B., Ferrarini S.F., Hammerchmitt M.E., De Aquino T.F., Pezente D.P., Dos Santos Zavarize M., Pires M.J.R. Use of pilot scale produced zeolites as fertilizer. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2022, vol. 10, no. 3, art.107907. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107907>.
32. Oviedo-Ocaña E.R., Soto-Paz J., Parra-Orobio B.A., Zafra G., Maeda T., Galezo-Suárez A.C., Diaz-Larotta J.T., Sanchez-Torres V. Effect of biochar addition in two different phases of the co-composting of green waste and food waste: An analysis of the process, product quality and microbial community. *Waste Biomass Valorization*, 2025, vol. 16, no. 9, pp. 4923–4938. <https://doi.org/10.1007/s12649-024-02878-6>.
33. Manka'abusi D., Häring V., Steiner C., Heinze S., Abubakari A.-H., Yeboah E., Marschner B. Biochar effects on carbon and nitrogen dynamics during co-composting of poultry manure with carbonized and uncarbonized organic materials in Sub-Saharan Africa. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 2025, vol. 188, no. 2, pp. 251–264. <https://doi.org/10.1002/jpln.202300254>.
34. Rigby H., Clarke B.O., Pritchard D.L., Meehan B., Beshah F., Smith S.R., Porter N.A. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Sci. Total Environ.*, 2016, vol. 541, pp. 1310–1338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>.
35. Imbeah M. Composting piggery waste: A review. *Bioresour. Technol.*, 1998, vol. 63, no. 3, pp. 197–203. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(97\)00165-x](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(97)00165-x).
36. López-Cano I., Roig A., Cayuela M.L., Alburquerque J.A., Sánchez-Monedero M.A. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. *Waste Manage.*, 2016, vol. 49, pp. 553–559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031>.
37. Godlewska P., Schmidt H.P., Ok Y.S., Oleszczuk P. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresour. Technol.*, 2017, vol. 246, pp. 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>.
38. Awasthi M.K., Duan Y., Awasthi S.K., Liu T., Chen H., Pandey A., Zhang Z., Taherzadeh M.J. Emerging applications of biochar: Improving pig manure composting and attenuation of heavy metal mobility in mature compost. *J. Hazard. Mater.*, 2020, vol. 389, art. 122116. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122116>.
39. Chen W., Liao X., Wu Y., Liang J.B., Mi J., Huang J., Zhang H., Wu Y., Qiao Z., Li X., Wang Y. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting. *Waste Manage.*, 2017, vol. 61, pp. 506–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.014>.
40. Samal K., Dash R.R., Bhunia P. Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter: A review. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2017, vol. 5, no. 3, pp. 2274–2289. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>.
41. Zhang J., Chen G., Sun H., Zhou S., Zou G. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost. *Bioresour. Technol.*, 2016, vol. 200, pp. 876–883. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.016>.
42. Awasthi M.K., Zhang Z., Wang Q., Shen F., Li R., Li D.-s., Ren X., Wang M., Chen H., Zhao J. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.*, 2017, vol. 238, pp. 589–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.100>.
43. Chung W.J., Chang S.W., Chaudhary D.K., Shin J., Kim H., Karmegam N., Govarthan M., Chandrasekaran M., Ravindran B. Effect of biochar amendment on compost quality, gaseous emissions and pathogen reduction during in-vessel composting of chicken manure. *Chemosphere*, 2021, vol. 283, art. 131129. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131129>.
44. Qasim W., Lee M.H., Moon B.E., Okyere F.G., Khan F., Nafees M., Kim H.T. Composting of chicken manure with a mixture of sawdust and wood shavings under forced aeration in a closed reactor system. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.*, 2018, vol. 7, no. 3, pp. 261–267. <https://doi.org/10.1007/s40093-018-0212-z>.

45. Samal K., Mahapatra S., Ali M.H. Pharmaceutical wastewater as Emerging Contaminants (EC): Treatment technologies, impact on environment and human health. *Energy Nexus*, 2022, vol. 6, art. 100076. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100076>.
46. Xiao R., Awasthi M.K., Li R., Park J., Pensky S.M., Wang Q., Wang J.J., Zhang Z. Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. *Bioresour. Technol.*, 2017, vol. 246, pp. 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.090>.
47. Tang J., Zhang L., Zhang J., Ren L., Zhou Y., Zheng Y., Luo L., Yang Y., Huang H., Chen A. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost. *Sci. Total Environ.*, 2020, vol. 701, art. 134751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134751>.
48. Mujtaba G., Hayat R., Hussain Q., Ahmed M. Physio-chemical characterization of biochar, compost and co-composted biochar derived from green waste. *Sustainability*, 2021, vol. 13, no. 9, art. 4628. <https://doi.org/10.3390/su13094628>.
49. Nguyen M.K., Lin C., Hoang H.G., Sanderson P., Dang B.T., Bui X.T., Nguyen N.S.H., Vo D.-V.N., Tran H.T. Evaluate the role of biochar during the organic waste composting process: A critical review. *Chemosphere*, 2022, vol. 299, art. 134488. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134488>.
50. Ye S., Zeng G., Wu H., Liang J., Zhang C., Dai J., Xiong W., Song B., Wu S., Yu J. The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resour. Conserv. Recycl.*, 2019, vol. 140, pp. 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>.
51. Ge X., Cao Y., Zhou B., Wang X., Yang Z., Li M.-H. Biochar addition increases subsurface soil microbial biomass but has limited effects on soil CO₂ emissions in subtropical moso bamboo plantations. *Appl. Soil Ecol.*, 2019, vol. 142, pp. 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.04.021>.
52. Zhang J., Lü F., Shao L., He P. The use of biochar-amended composting to improve the humification and degradation of sewage sludge. *Bioresour. Technol.*, 2014, vol. 168, pp. 252–258. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.080>.
53. Darby I., Xu C.-Y., Wallace H.M., Joseph S., Pace B., Bai S.H. Short-term dynamics of carbon and nitrogen using compost, compost-biochar mixture and organo-mineral biochar. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2016, vol. 23, no. 11, pp. 11267–11278. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6336-7>.
54. Manogaran M.D., Shamsuddin R., Yusoff M.H.M., Lay M., Siyal A.A. A review on treatment processes of chicken manure. *Cleaner Circ. Bioecon.*, 2022, vol. 2, art. 100013. <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100013>.
55. Sanchez-Monedero M.A., Cayuela M.L., Roig A., Jindo K., Mondini C., Bolan N. Role of biochar as an additive in organic waste composting. *Bioresour. Technol.*, 2018, vol. 247, pp. 1155–1164. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.193>.
56. Zhang P., Sun H., Ren C., Min L., Zhang H. Sorption mechanisms of neonicotinoids on biochars and the impact of deashing treatments on biochar structure and neonicotinoids sorption. *Environ. Pollut.*, 2018, vol. 234, pp. 812–820. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.013>.
57. Agyarko-Mintah E., Cowie A., Van Zwieten L., Singh B.P., Smillie R., Harden S., Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Manage.*, 2017, vol. 61, pp. 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>.
58. Hestrin R., Enders A., Lehmann J. Ammonia volatilization from composting with oxidized biochar. *J. Environ. Qual.*, 2020, vol. 49, no. 6, pp. 1690–1702. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20154>.
59. Rastogi M., Nandal M., Khosla B. Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon*, 2020, vol. 6, no. 2, art. e03343. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343>.
60. Ho T.T.K., Tra V.T., Le T.H., Nguyen N.-K.-Q., Tran C.-S., Nguyen P.-T., Vo T.-D.-H., Thai V.-N., Bui X.-T. Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.*, 2022, vol. 6, art. 100211. <https://doi.org/10.1016/J.CSCEE.2022.100211>.

61. El-Naggar A., Lee S.S., Rinklebe J., Farooq M., Song H., Sarmah A.K., Zimmerman A.R., Ahmad M., Shaheen S.M., Ok Y.S. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects. *Geoderma*, 2019, vol. 337, pp. 536–554. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>.
62. Cao Y., Wang X., Liu L., Velthof G.L., Misselbrook T., Bai Z., Ma L. Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process. *J. Environ. Manage.*, 2020, vol. 246, art. 110454. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110454>.
63. Liu S., Cen B., Yu Z., Qiu R., Gao T., Long X. The key role of biochar in amending acidic soil: Reducing soil acidity and improving soil acid buffering capacity. *Biochar*, 2025, vol. 7, no. 1, art. 52. <https://doi.org/10.1007/S42773-025-00432-8>.
64. Kabir E., Kim K.-H., Kwon E.E. Biochar as a tool for the improvement of soil and environment. *Front. Environ. Sci.*, 2023, vol. 11, art. 1324533. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1324533>.
65. Abban-Baidoo E., Manka'abusi D., Apuri L., Marschner B., Frimpong K.A. Biochar addition influences C and N dynamics during biochar co-composting and the nutrient content of the biochar co-compost. *Sci. Rep.*, 2024, vol. 14, no. 1, art. 23781. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-67884-z>.
66. Mikajlo I., Lerch T.Z., Louvel B., Hynšt J., Záhora J., Pourrut B. Composted biochar versus compost with biochar: Effects on soil properties and plant growth. *Biochar*, 2024, vol. 6, no. 1, art. 85. <https://doi.org/10.1007/s42773-024-00379-2>.
67. Zainudin M.H., Mustapha N.A., Maeda T., Ramli N., Sakai K., Hassan M. Biochar enhanced the nitrifying and denitrifying bacterial communities during the composting of poultry manure and rice straw. *Waste Manage.*, 2020, vol. 106, pp. 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.029>.
68. Amlinger F., Pollak M., Favoino E. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers. Final Report. ENV.A.2./ETU/2001/0024. Brussels, Eur. Comm., 2004. xiii, 229 p.
69. Nunes N., Ragonezi C., Gouveia C.S.S., Pinheiro de Carvalho M.Â.A. Review of sewage sludge as a soil amendment in relation to current international guidelines: A heavy metal perspective. *Sustainability*, 2021, vol. 13, no. 4, art. 2317. <https://doi.org/10.3390/su13042317>.
70. Muhammad J., Khan S., Su J.Q., Hesham A.E.-L., Ditta A., Nawab J., Ali A. Antibiotics in poultry manure and their associated health issues: A systematic review. *J. Soils Sediments*, 2020, vol. 20, no. 1, pp. 486–497. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02360-0>.
71. Duan Y., Yang J., Guo Y., Wu X., Tian Y., Li H., Awasthi M.K. Pollution control in biochar-driven clean composting: Emphasize on heavy metal passivation and gaseous emissions mitigation. *J. Hazard. Mater.*, 2021, vol. 420, art. 126635. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126635>.
72. Gong X., Zou L., Wang L., Zhang B., Jiang J. Biochar improves compost humification, maturity and mitigates nitrogen loss during the vermicomposting of cattle manure-maize straw. *J. Environ. Manage.*, 2023, vol. 325, pt. B, art. 116432. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116432>.
73. Teodoro M., Trakal L., Gallagher B.N., Šimek P., Soudek P., Pohořelý M., Beesley L., Jačka L., Kovář M., Seyedsadr S., Mohan D. Application of co-composted biochar significantly improved plant-growth relevant physical/chemical properties of a metal contaminated soil. *Chemosphere*, 2020, vol. 242, art. 125255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125255>.
74. Singh J., Kalamdhad A.S. Reduction of heavy metals during composting – a review. *Int. J. Environ. Prot.*, 2012, vol. 2, no. 9, pp. 36–43.
75. Karer J., Zehetner F., Dunst G., Fessl J., Wagner M., Puschenreiter M., Stapkēviča M., Friesl-Hanl W., Soja G. Immobilisation of metals in a contaminated soil with biochar-compost mixtures and inorganic additives: 2-year greenhouse and field experiments. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2018, vol. 25, no. 3, pp. 2506–2516. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0670-2>.
76. Chen Y.-X., Huang X.-D., Han Z.-Y., Huang X., Hu B., Shi D.-Z., Wu W.-X. Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 2010, vol. 78, no. 9, pp. 1177–1181. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.029>.

77. Chen X., Du Z., Liu D., Wang L., Pan C., Wei Z., Jia L., Zhao R. Biochar mitigates the biotoxicity of heavy metals in livestock manure during composting. *Biochar*, 2022, vol. 4, no. 1, art. 48. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00174-x>.
78. Hua L., Wu W., Liu Y., McBride M.B., Chen Y. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2009, vol. 16, no. 1, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0041-0>.
79. Puga A.P., Abreu C.A., Melo L.C.A., Beesley L. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. *J. Environ. Manage.*, 2015, vol. 159, pp. 86–93. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.036>.
80. Fu Y., Zhang A., Guo T., Zhu Y., Shao Y. Biochar and hyperthermophiles as additives accelerate the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during composting. *Materials*, 2021, vol. 14, no. 18, art. 5428. <https://doi.org/10.3390/ma14185428>.
81. Quaik S., Embrandiri A., Ravindran B., Hossain K., Al-Dhabi N.A., Arasu M.V., Ignacimuthu S., Ismail N. Veterinary antibiotics in animal manure and manure laden soil: Scenario and challenges in Asian countries. *J. King Saud Univ., Sci.*, 2020, vol. 32, no. 2, pp. 1300–1305. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2019.11.015>.
82. Taylor P., Reeder R. Antibiotic use on crops in low and middle-income countries based on recommendations made by agricultural advisors. *CABI Agric. Biosci.*, 2020, vol. 1, no. 1, art. 1. <https://doi.org/10.1186/s43170-020-00001-y>.
83. Wang J., Chu L., Wojnárovits L., Takács E. Occurrence and fate of antibiotics, antibiotic resistant genes (ARGs) and antibiotic resistant bacteria (ARB) in municipal wastewater treatment plant: An overview. *Sci. Total Environ.*, 2020, vol. 744, art. 140997. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140997>.
84. Tran N.H., Reinhard M., Gin K.Y.-H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Res.*, 2018, vol. 133, pp. 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>.
85. Anwar M., Iqbal Q., Saleem F. Improper disposal of unused antibiotics: An often overlooked driver of antimicrobial resistance. *Expert Rev. Anti-Infect. Ther.*, 2020, vol. 18, no. 8, pp. 697–699. <https://doi.org/10.1080/14787210.2020.1754797>.
86. Cabello F.C., Godfrey H.P., Buschmann A.H., Döhl H.J. Aquaculture as yet another environmental gateway to the development and globalisation of antimicrobial resistance. *Lancet Infect. Dis.*, 2016, vol. 16, no. 7, pp. e127–e133. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(16\)00100-6](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(16)00100-6).
87. Milaković M., Vestergaard G., González-Plaza J.J., Petrić I., Šimatović A., Senta I., Kublik S., Schloter M., Smalla K., Udiković-Kolić N. Pollution from azithromycin-manufacturing promotes macrolide-resistance gene propagation and induces spatial and seasonal bacterial community shifts in receiving river sediments. *Environ. Int.*, 2019, vol. 123, pp. 501–511. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.050>.
88. Bielen A., Šimatović A., Kosić-Vukšić J., Senta I., Ahel M., Babić S., Jurina T., González Plaza J.J., Milaković M., Udiković-Kolić N. Negative environmental impacts of antibiotic-contaminated effluents from pharmaceutical industries. *Water Res.*, 2017, vol. 126, pp. 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.019>.
89. Larsson D.G.J., Flach C.-F. Antibiotic resistance in the environment. *Nat. Rev. Microbiol.*, 2022, vol. 20, no. 5, pp. 257–269. <https://doi.org/10.1038/s41579-021-00649-x>.
90. Sanganyado E., Gwenzi W. Antibiotic resistance in drinking water systems: Occurrence, removal, and human health risks. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 669, pp. 785–797. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.162>.
91. Wang J., Zhuan R., Chu L. The occurrence, distribution and degradation of antibiotics by ionizing radiation: An overview. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 646, pp. 1385–1397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.415>.

92. Cerqueira F., Matamoros V., Bayona J., Elsinga G., Hornstra L.M., Piña B. Distribution of antibiotic resistance genes in soils and crops. A field study in legume plants (*Vicia faba* L.) grown under different watering regimes. *Environ. Res.*, 2019, vol. 170, pp. 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.007>.
93. Chen K., Zhou J.L. Occurrence and behavior of antibiotics in water and sediments from the Huangpu River, Shanghai, China. *Chemosphere*, 2014, vol. 95, pp. 604–612. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.119>.
94. Szekeres E., Chiriac C.M., Baricz A., Szöke-Nagy T., Lung I., Soran M.-L., Rudi K., Dragos N., Coman C. Investigating antibiotics, antibiotic resistance genes, and microbial contaminants in groundwater in relation to the proximity of urban areas. *Environ. Pollut.*, 2018, vol. 236, pp. 734–744. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.107>.
95. Huang Y.-H., Liu Y., Du P.-P., Zeng L.-J., Mo C.-H., Li Y.-W., Lü H., Cai Q.-Y. Occurrence and distribution of antibiotics and antibiotic resistant genes in water and sediments of urban rivers with black-odor water in Guangzhou, South China. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 670, pp. 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.168>.
96. Van Epps A., Blaney L. Antibiotic residues in animal waste: Occurrence and degradation in conventional agricultural waste management practices. *Curr. Pollut. Rep.*, 2016, vol. 2, no. 3, pp. 135–155. <https://doi.org/10.1007/s40726-016-0037-1>.
97. Leal R.M.P., Figueira R.F., Tornisiello V.L., Regitano J.B. Occurrence and sorption of fluoroquinolones in poultry litters and soils from São Paulo State, Brazil. *Sci. Total Environ.*, 2012, vol. 432, pp. 344–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.002>.
98. Zhao L., Dong Y.H., Wang H. Residues of veterinary antibiotics in manures from feedlot livestock in eight provinces of China. *Sci. Total Environ.*, 2010, vol. 408, no. 5, pp. 1069–1075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.014>.
99. Wang W.Z., Chi S.L., Xu W.H., Zhang C.L. Influence of long-term chicken manure application on the concentration of soil tetracycline antibiotics and resistant bacteria variations. *Appl. Ecol. Environ. Res.*, 2018, vol. 16, no. 2, pp. 1143–1153. http://doi.org/10.15666/aer/1602_11431153.
100. Furtula V., Farrell E.G., Diarrassouba F., Rempel H., Pritchard J., Diarra M.S. Veterinary pharmaceuticals and antibiotic resistance of *Escherichia coli* isolates in poultry litter from commercial farms and controlled feeding trials. *Poult. Sci.*, 2010, vol. 89, no. 1, pp. 180–188. <https://doi.org/10.3382/ps.2009-00198>.
101. Dahshan H., Abd-Elall A.M.M., Megahed A.M., Abd-El-Kader M.A., Nabawy E.E. Veterinary antibiotic resistance, residues, and ecological risks in environmental samples obtained from poultry farms, Egypt. *Environ. Monit. Assess.*, 2015, vol. 187, no. 2, art. 2. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4218-3>.
102. Huang C., Tang Z., Xi B., Tan W., Guo W., Wu W., Ma C. Environmental effects and risk control of antibiotic resistance genes in the organic solid waste aerobic composting system: A review. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 2021, vol. 15, no. 6, art. 127. <https://doi.org/10.1007/s11783-021-1415-5>.
103. Ezugworie F.N., Igbokwe V.C., Onwosi C.O. Proliferation of antibiotic-resistant microorganisms and associated genes during composting: An overview of the potential impacts on public health, management and future. *Sci. Total Environ.*, 2021, vol. 784, art. 147191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147191>.
104. Tong Z., Liu F., Tian Y., Zhang J., Liu H., Duan J., Bi W., Qin J., Xu S. Effect of biochar on antibiotics and antibiotic resistance genes variations during co-composting of pig manure and corn straw. *Front. Bioeng. Biotechnol.*, 2022, vol. 10, art. 960476. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.960476>.
105. Ezzariai A., Hafidi M., Khadra A., Aemig Q., El Fels L., Barret M., Merlina G., Patureau D., Pinelli E. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes. *J. Hazard. Mater.*, 2018, vol. 359, pp. 465–481. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.092>.

106. Cycoń M., Mrozik A., Piotrowska-Seget Z. Antibiotics in the soil environment – degradation and their impact on microbial activity and diversity. *Front. Microbiol.*, 2019, vol. 10, art. 338. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00338>.
107. Atashgahi S., Sánchez-Andrea I., Heipieper H.J., Van Der Meer J.R., Stams A.J.M., Smidt H. Prospects for harnessing biocide resistance for bioremediation and detoxification. *Science*, 2018, vol. 360, no. 6390, pp. 743–746. <https://doi.org/10.1126/science.aar3778>.
108. Wepking C., Avera B., Badgley B., Barrett J.E., Franklin J., Knowlton K.F., Ray P.P., Smitherman C., Strickland M.S. Exposure to dairy manure leads to greater antibiotic resistance and increased mass-specific respiration in soil microbial communities. *Proc. R. Soc. B*, 2017, vol. 284, no. 1851, art. 20162233. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.2233>.
109. Wang S., Zeng Y. Ammonia emission mitigation in food waste composting: A review. *Bioresour. Technol.*, 2018, vol. 248, pt. A, pp. 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.050>.
110. Mao H., Zhang H., Fu Q., Zhong M., Li R., Zhai B., Wang Z., Zhou L. Effects of four additives in pig manure composting on greenhouse gas emission reduction and bacterial community change. *Bioresour. Technol.*, 2019, vol. 292, art. 121896. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121896>.
111. Ejileugh C. Biochar can mitigate co-selection and control antibiotic resistant genes (ARGs) in compost and soil. *Heliyon*, 2022, vol. 8, no. 5, art. e09543. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09543>.
112. Wang J., Sui B., Shen Y., Meng H., Zhao L., Zhou H., Li R., Ding J., Cheng H., Zhang X. Effects of different biochars on antibiotic resistance genes during swine manure thermophilic composting. *Int. J. Agric. Biol. Eng.*, 2018, vol. 11, no. 6, pp. 166–171. <https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20181106.4667>.
113. Wang Q., Awasthi M.K., Ren X., Zhao J., Li R., Wang Z., Wang M., Chen H., Zhang Z. Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. *Waste Manage.*, 2018, vol. 74, pp. 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.015>.
114. Mao H., Lv Z., Sun H., Li R., Zhai B., Wang Z., Awasthi M.K., Wang Q., Zhou L. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. *Bioresour. Technol.*, 2018, vol. 258, pp. 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.02.082>.
115. Yin Y., Yang C., Li M., Zheng Y., Ge C., Gu J., Li H., Duan M., Wang X., Chen R. Research progress and prospects for using biochar to mitigate greenhouse gas emissions during composting: A review. *Sci. Total Environ.*, 2021, vol. 798, art. 149294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149294>.
116. Agyarko-Mintah E., Cowie A., Singh B.P., Joseph S., Van Zwieten L., Cowie A., Harden S., Smillie R. Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter. *Waste Manage.*, 2017, vol. 61, pp. 138–149. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.027>.
117. Janczak D., Malińska K., Czekala W., Cáceres R., Lewicki A., Dach J. Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. *Waste Manage.*, 2017, vol. 66, pp. 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.033>.
118. Behera S., Samal K. Sustainable approach to manage solid waste through biochar assisted composting. *Energy Nexus*, 2022, vol. 7, art. 100121. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100121>.
119. Awasthi M.K., Duan Y., Awasthi S.K., Liu T., Zhang Z. Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting. *Bioresour. Technol.*, 2020, vol. 303, art. 122952. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122952>.
120. Li Y., Ma J., Yong X., Luo L., Wong J.W.C., Zhang Y., Wu H., Zhou J. Effect of biochar combined with a biotrickling filter on deodorization, nitrogen retention, and microbial community succession during chicken manure composting. *Bioresour. Technol.*, 2022, vol. 343, art. 126137. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126137>.
121. Xue S., Zhou L., Zhong M., Awasthi M.K., Mao H. Bacterial agents affected bacterial community structure to mitigate greenhouse gas emissions during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.*, 2021, vol. 337, art. 125397. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125397>.

122. Wang Y., Gong J., Li J., Xin Y., Hao Z., Chen C., Li H., Wang B., Ding M., Li W., Zhang Z., Xu P., Xu T., Ding G.-C., Li J. Insights into bacterial diversity in compost: Core microbiome and prevalence of potential pathogenic bacteria. *Sci. Total Environ.*, 2020, vol. 718, art. 137304. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137304>.
123. Zhan J., Han Y., Xu S., Wang X., Guo X. Succession and change of potential pathogens in the co-composting of rural sewage sludge and food waste. *Waste Manage.*, 2022, vol. 149, pp. 248–258. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.028>.
124. Robledo-Mahón T., Gómez-Silván C., Andersen G.L., Calvo C., Aranda E. Assessment of bacterial and fungal communities in a full-scale thermophilic sewage sludge composting pile under a semipermeable cover. *Bioresour. Technol.*, 2020, vol. 298, art. 122550. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122550>.
125. Wang C., Guo X., Deng H., Dong D., Tu Q., Wu W. New insights into the structure and dynamics of actinomycetal community during manure composting. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2014, vol. 98, no. 7, pp. 3327–3337. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5424-6>.
126. Lambert C., Ece S., Fischer R., Commandeur U. Progress and obstacles in the production and application of recombinant lignin-degrading peroxidases. *Bioengineered*, 2016, vol. 7, no. 3, pp. 145–154. <https://doi.org/10.1080/21655979.2016.1191705>.
127. He X., Han L., Fu B., Du S., Liu Y., Huang G. Effect and microbial reaction mechanism of rice straw biochar on pore methane production during mainstream large-scale aerobic composting in China. *J. Cleaner Prod.*, 2019, vol. 215, pp. 1223–1232. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.159>.
128. Chen Z., Jiang X. Microbiological safety of chicken litter or chicken litter-based organic fertilizers: A review. *Agriculture*, 2014, vol. 4, no. 1, pp. 1–29. <https://doi.org/10.3390/agriculture4010001>.
129. Zhang Z., Hu M., Bian B., Yang Z., Yang W., Zhang L. Full-scale thermophilic aerobic co-composting of blue-green algae sludge with livestock faeces and straw. *Sci. Total Environ.*, 2021, vol. 753, art. 142079. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142079>.
130. Ezugworie F.N., Okechukwu V.C., Onwosi C.O. Biochar amendment aids in the reduction of antibiotic-resistant bacteria and heavy metals during composting of poultry litter. *Biorem. J.*, 2023, vol. 27, no. 4, pp. 382–399. <https://doi.org/10.1080/10889868.2022.2079605>.
131. Ravindran B., Nguyen D.D., Chaudhary D.K., Chang S.W., Kim J., Lee S.R., Shin J., Jeon B.-H., Chung S., Lee J. Influence of biochar on physico-chemical and microbial community during swine manure composting process. *J. Environ. Manage.*, 2019, vol. 232, pp. 592–599. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.119>.
132. Qian X., Gu J., Sun W., Wang X.-J., Su J.-Q., Stedfeld R. Diversity, abundance, and persistence of antibiotic resistance genes in various types of animal manure following industrial composting. *J. Hazard. Mater.*, 2018, vol. 344, pp. 716–722. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.11.020>.
133. Menz J., Olsson O., Kümmerer K. Antibiotic residues in livestock manure: Does the EU risk assessment sufficiently protect against microbial toxicity and selection of resistant bacteria in the environment? *J. Hazard. Mater.*, 2019, vol. 379, art. 120807. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120807>.
134. Zhang J., Lin H., Ma J., Sun W., Yang Y., Zhang X. Compost-bulking agents reduce the reservoir of antibiotics and antibiotic resistance genes in manures by modifying bacterial microbiota. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 649, pp. 396–404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.212>.
135. Low C.X., Tan L.T.-H., Mutalib N.-S.A., Pusparajah P., Goh B.-H., Chan K.-G., Letchumanan V., Lee L.-H. Unveiling the impact of antibiotics and alternative methods for animal husbandry: A review. *Antibiotics*, 2021, vol. 10, no. 5, art. 578. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10050578>.
136. Halawa E.M., Mohamed F., Al-Rabia M.W., Behairy A., Nouh N.A., Abdo M., Olga R., Fericean L., Atwa A.M., El-Nablaway M., Abdeen A. Antibiotic action and resistance: Updated review of mechanisms, spread, influencing factors, and alternative approaches for combating resistance. *Front. Pharmacol.*, 2024, vol. 14, art. 1305294. <https://doi.org/10.3389/fphar.2023.1305294>.
137. Zhuang M., Achmon Y., Cao Y., Liang X., Chen L., Wang H., Siame B.A., Leung K.Y. Distribution of antibiotic resistance genes in the environment. *Environ. Pollut.*, 2021, vol. 285, pp. 117402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117402>.

138. Kemung H.M., Tan L.T.-H., Khan T.M., Chan K.-G., Pusparajah P., Goh B.-H., Lee L.-H. *Streptomyces* as a prominent resource of future anti-MRSA drugs. *Front. Microbiol.*, 2018, vol. 9, art. 2221. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02221>.
139. Central Asian and European Surveillance of Antimicrobial Resistance: Annual Report 2019. Copenhagen, WHO Reg. Off. Eur., 2019. xi, 155 p.
140. Liu Y., Cheng D., Xue J., Weaver L., Wakelin S.A., Feng Y., Li Z. Changes in microbial community structure during pig manure composting and its relationship to the fate of antibiotics and antibiotic resistance genes. *J. Hazard. Mater.*, 2020, vol. 389, art. 122082. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122082>.
141. Tang Z., Xi B., Huang C., Tan W., Li W., Zhao X., Liu K., Xia X. Mobile genetic elements in potential host microorganisms are the key hindrance for the removal of antibiotic resistance genes in industrial-scale composting with municipal solid waste. *Bioresour. Technol.*, 2020, vol. 301, art. 122723. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122723>.
142. Shao B., Liu Z., Tang L., Liu Y., Liang Q., Wu T., Pan Y., Zhang X., Tan X., Yu J. The effects of biochar on antibiotic resistance genes (ARGs) removal during different environmental governance processes: A review. *J. Hazard. Mater.*, 2022, vol. 435, art. 129067. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129067>.
143. Wang Y., Lu J., Zhang S., Li J., Mao L., Yuan Z., Bond P.L., Guo J. Non-antibiotic pharmaceuticals promote the transmission of multidrug resistance plasmids through intra- and intergenera conjugation. *ISME J.*, 2021, vol. 15, no. 9, pp. 2493–2508. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-00945-7>.
144. Lu J., Wang Y., Jin M., Yuan Z., Bond P., Guo J. Both silver ions and silver nanoparticles facilitate the horizontal transfer of plasmid-mediated antibiotic resistance genes. *Water Res.*, 2020, vol. 169, art. 115229. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115229>.
145. Riaz L., Wang Q., Yang Q., Li X., Yuan W. Potential of industrial composting and anaerobic digestion for the removal of antibiotics, antibiotic resistance genes and heavy metals from chicken manure. *Sci. Total Environ.*, 2020, vol. 718, art. 137414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137414>.
146. Shan S., Wang H., Fang C., Chu Y., Jiang L. Effects of adding biochar on tetracycline removal during anaerobic composting of swine manure. *Chem. Ecol.*, 2018, vol. 34, no. 1, pp. 86–97. <https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1400022>.
147. Xu S., Amarakoon I.D., Zaheer R., Smith A., Sura S., Wang G., Reuter T., Zvomuya F., Cessna A.J., Larney F.J., McAllister T.A. Dissipation of antimicrobial resistance genes in compost originating from cattle manure after direct oral administration or post-excretion fortification of antimicrobials. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 2018, vol. 53, no. 4, pp. 373–384. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1404337>.
148. Cui P., Bai Y., Li X., Peng Z., Chen D., Wu Z., Zhang P., Tan Z., Huang K., Chen Z., Liao H., Zhou S. Enhanced removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during sewage sludge composting covered with a semi-permeable membrane. *J. Hazard. Mater.*, 2020, vol. 396, art. 122738. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122738>.
149. Zhu L., Zhao Y., Yang K., Chen J., Zhou H., Chen X., Liu Q., Wei Z. Host bacterial community of MGEs determines the risk of horizontal gene transfer during composting of different animal manures. *Environ. Pollut.*, 2019, vol. 250, pp. 166–174. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.037>.
150. Cui E., Wu Y., Zuo Y., Chen H. Effect of different biochars on antibiotic resistance genes and bacterial community during chicken manure composting. *Bioresour. Technol.*, 2016, vol. 203, pp. 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.12.030>.
151. Ngigi A.N., Ok Y.S., Thiele-Bruhn S. Biochar affects the dissipation of antibiotics and abundance of antibiotic resistance genes in pig manure. *Bioresour. Technol.*, 2020, vol. 315, art. 123782. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123782>.
152. Zhou G., Qiu X., Wu X., Lu S. Horizontal gene transfer is a key determinant of antibiotic resistance genes profiles during chicken manure composting with the addition of biochar and zeolite. *J. Hazard. Mater.*, 2021, vol. 408, art. 124883. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124883>.

153. Li H., Duan M., Gu J., Zhang Y., Qian X., Ma J., Zhang R., Wang X. Effects of bamboo charcoal on antibiotic resistance genes during chicken manure composting. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2017, vol. 140, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.007>.
154. Qiu X., Zhou G., Wang H., Wu X. The behavior of antibiotic-resistance genes and their relationships with the bacterial community and heavy metals during sewage sludge composting. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2021, vol. 216, art. 112190. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112190>.
155. Guo H., Gu J., Wang X., Yu J., Nasir M., Peng H., Zhang R., Hu T., Wang Q., Ma J. Responses of antibiotic and heavy metal resistance genes to bamboo charcoal and bamboo vinegar during aerobic composting. *Environ. Pollut.*, 2019, vol. 252, pt. B, pp. 1097–1105. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.014>.

Информация об авторах

Камалыя Октай Кызы Карамова, младший научный сотрудник НИЛ OpenLab «Биоконтроль», Институт экологии, биотехнологии и природопользования, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: cool.kama-160692@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0846-251X>

Полина Юрьевна Галицкая, доктор биологических наук, доцент, главный научный сотрудник НИЛ OpenLab «Биоконтроль» Института экологии, биотехнологии и природопользования, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: gpolina33@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5070-786X>

Светлана Юрьевна Селивановская, доктор биологических наук, профессор, профессор кафедры прикладной экологии, директор Института экологии, биотехнологии и природопользования, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6379-7166>

Author Information

Kamalya O. Kyzy Karamova, Junior Researcher, OpenLab “Biocontrol”, Institute of Ecology, Biotechnology, and Nature Management, Kazan Federal University

E-mail: cool.kama-160692@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0846-251X>

Polina Yu. Galitskaya, Dr. Sci. (Biology), Associate Professor, Chief Researcher, OpenLab “Biocontrol”, Institute of Ecology, Biotechnology, and Nature Management, Kazan Federal University

E-mail: gpolina33@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5070-786X>

Svetlana Yu. Selivanovskaya, Dr. Sci. (Biology), Full Professor, Department of Applied Ecology, Head of Institute of Ecology, Biotechnology, and Nature Management, Kazan Federal University

E-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6379-7166>

Поступила в редакцию 27.06.2025

Принята к публикации 01.08.2025

Received June 27, 2025

Accepted August 1, 2025

Оригинальная статья

УДК 579.26+579.222

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.285-302>**Психротолерантные бактерии-деструкторы бензойной кислоты из антропогенно загрязненной почвы Антарктиды****А.А. Пьянкова¹✉, А.А. Ошвинцева², Д.Ю. Шаравин¹, Е.Г. Плотникова^{1,2}**¹Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН, г. Пермь, Россия²Пермский государственный национальный исследовательский университет, г. Пермь, Россия✉ annpjankva@mail.ru**Аннотация**

Из антропогенно загрязненной почвы Антарктиды выделено шесть штаммов бактерий-деструкторов бензойной кислоты (БК). Изоляты, помимо способности использовать БК в качестве единственного источника углерода и энергии, способны к росту на других ароматических субстратах (нафталине, бифениле, *орто*-фталате). По результатам анализа гена 16S рПНК штаммы были идентифицированы как представители класса *Actinomycetes* (роды *Arthrobacter*, *Cryobacterium*, *Paeniglutamicibacter*, *Pseudarthrobacter* и *Rhodococcus*). Исследуемые бактерии, кроме *Rhodococcus* sp. LB2, способны к эффективному росту на БК в качестве субстрата при 10 °С, а штаммы *Paeniglutamicibacter* sp. PBA4 и *Cryobacterium* sp. LBA9 – и при более низких температурах (4 °С). У штаммов выявлены *benA*-гены, кодирующие α-субъединицу бензоат 1,2-диоксигеназы – ключевого фермента разложения БК. Нуклеотидные последовательности *benA*-генов исследуемых штаммов имеют наибольшее сходство (на уровне 81.7–100 %) с гомологичными последовательностями бактерий-деструкторов класса *Actinomycetes*, выявленными в экстремальных местообитаниях. Выделенные бактерии-деструкторы перспективны для восстановления загрязненных местообитаний с холодным климатом.

Ключевые слова: Антарктида, антропогенные почвы, бактерии-деструкторы, ароматические соединения

Благодарности. Исследование выполнено в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (124021900006-5).

В работе использовано оборудование ЦКП «Исследования материалов и вещества» ПФИЦ УрО РАН.

Для цитирования: Пьянкова А.А., Ошвинцева А.А., Шаравин Д.Ю., Плотникова Е.Г. Психротолерантные бактерии-деструкторы бензойной кислоты из антропогенно загрязненной почвы Антарктиды // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 285–302. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.285-302>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.285-302>

Psychrotolerant benzoic acid-degrading bacteria from anthropogenically contaminated soil of Antarctica

A.A. Pyankova¹✉, A.A. Oshvintseva², D.Yu. Sharavin¹, E.G. Plotnikova^{1,2}

¹*Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch,
Russian Academy of Sciences, Perm, Russia*

²*Perm State National Research University, Perm, Russia*

✉ annpjankva@mail.ru

Abstract

Six bacterial strains capable of degrading benzoic acid (BA) were isolated from anthropogenically contaminated Antarctic soil samples. In addition to using BA as the sole carbon and energy source, the bacterial isolates were capable of growing on other aromatic substrates (naphthalene, biphenyl, and *ortho*-phthalate). Based on the 16S rRNA gene analysis, the strains were identified as belonging to the class *Actinomycetes* (affiliated with genera such as *Arthrobacter*, *Cryobacterium*, *Paeniglutamicibacter*, *Pseudarthrobacter*, and *Rhodococcus*). The studied bacteria, except for *Rhodococcus* sp. LB2, grew efficiently on BA at 10 °C, and *Paeniglutamicibacter* sp. PBA4 and *Cryobacterium* sp. LBA9 also maintained growth at lower temperatures (4 °C). The *benA* genes encoding the α -subunit of benzoate 1,2-dioxygenase, a key BA-degrading enzyme, were found in all isolates. The nucleotide sequences of the *benA* genes of the tested strains were most similar (81.7–100 %) to known homologous sequences of *Actinomycetes* bacteria from extreme habitats. The results suggest that the isolated BA-degrading bacteria may be used to restore contaminated habitats with cold climates.

Keywords: Antarctica, anthropogenic soils, degrading bacteria, aromatic compounds

Acknowledgments. This study was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation as part of state assignment no. 124021900006-5.

The work was carried out using the equipment of the Center for Collective Use “Research of materials and substances” at the Perm Federal Research Center, Ural Branch, Russian Academy of Sciences.

For citation: Pyankova A.A., Oshvintseva A.A., Sharavin D.Yu., Plotnikova E.G. Psychrotolerant benzoic acid-degrading bacteria from anthropogenically contaminated soil of Antarctica. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 285–302. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.285-302>. (In Russian)

Введение

В последние годы микробные сообщества экстремально холодных экосистем становятся одними из приоритетных объектов исследований. Многочисленные виды бактерий, принадлежащие филумам *Actinomycetota*, *Acidobacteriota*, *Bacteroidetes*, *Bacteroidota*, *Chloroflexota*, *Cyanobacteria*, *Firmicutes*, *Pseudomonadota*, выявлены в различных местообитаниях на территории Антарктики [1–3].

В результате деятельности человека в Антарктике, вызванной развитием туризма и функционированием научно-исследовательских станций, серьезной экологической проблемой региона становится накопление стойких органических загрязнителей, в частности, моно(поли)ароматических углеводородов, бифенила/полихлорированных бифенилов, проявляющих токсичность и оказывающих мутагенный и канцерогенный эффекты [4, 5]. Из различных экотопов Антарктиды выделены бактерии-деструкторы полициклических ароматических углеводородов родов *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingobium* и *Acinetobacter* [6, 7], встречающихся в почвах как полярных, так и умеренных регионов. Активность микроорганизмов-деструкторов органических соединений, обитающих в Антарктике, ограничена сочетанием неблагоприятных условий, таких как низкие температуры, недостаток влажности и питательных веществ, щелочной уровень pH, частые циклы замерзания и оттаивания, высокий уровень УФ-радиации и т. д. [8, 9]. В 2024 году описаны активные деструкторы полициклических ароматических углеводородов родов *Pseudomonas*, *Pseudarthrobacter*, *Paeniglutamicibacter*, способные к эффективной деградации фенантрена при пониженной температуре, в том числе в составе сконструированных консорциумов [5]. Показано, что два штамма бактерий рода *Rhodococcus*, выделенные из залива Терра Нова (море Росса, Антарктида), способны использовать в качестве основного источника углерода алифатические углеводороды и бифенил [10]. Также из образцов арктических почв выделены психротолерантные и психрофильные бактерии, разлагающие бифенил и полихлорированные бифенилы при температурах от 7 °C [11, 12].

Известно, что промежуточным продуктом окислительного катаболизма многих ароматических соединений, в том числе бифенила/полихлорированных бифенилов и ароматических углеводородов (полициклические ароматические углеводороды, *орто*-фталевая кислота), является бензойная кислота (БК) [13–15]. Охарактеризовано большое число бактерий различных таксономических групп, способных к ее разложению [16, 17]. Однако сведения о физиологических и генетических особенностях бактерий-деструкторов БК, изолированных из Антарктики, в настоящий момент отсутствуют. В то же время в недавнем исследовании показано, что гены, связанные с деградацией бензоата, являются широко распространенными в почвенных сообществах Антарктики [1].

В соответствии с Договором об Антарктике [18], неаборигенные микроорганизмы не допускаются к использованию при биоремедиации загрязненных участков [5, 19]. Поэтому поиск аборигенных штаммов-деструкторов органических поллютантов, устойчивых к неблагоприятным условиям Антарктики, является актуальной задачей.

Цель настоящего исследования – характеристика бактерий-деструкторов БК, выделенных из образцов почвы/грунта, отобранных на территории полярных антарктических станций.

1. Материалы и методы

1.1. Отбор образцов. Для исследования использовали загрязненные горюче-смазочными материалами образцы почвы/грунта на территории полярных станций Ленинградская и Прогресс (Антарктида), отобранные во время полевых работ 65-ой Российской антарктической экспедиции (2019–2020 гг.). Образцы помещали в стерильные пластиковые контейнеры и хранили при температуре –20 °C.

1.2. Выделение чистых культур бактерий. Для выделения микроорганизмов использовали метод накопительного культивирования в жидкой минеральной среде К1 [20] с БК или бифенилом в качестве субстрата при температурах 4 и 15 °C. Для получения накопи-

тельных культур в колбы, содержащие 100 мл К1, добавляли 1 г образца почвы/грунта. Конечная концентрация БК и бифенила составляла 1 г/л. Культивирование проводили на шейкере Premium Compact Stackable Shaking Incubator ZWYR-293 (Labwit, КНР) при 100 об/мин в течение 4 недель, а затем осуществляли посев суспензии на чашки Петри с агаризованной (15 г/л агара) богатой средой Luria Bertani (LB) [21]. Культивирование микроорганизмов на чашках Петри проводили при температурах 4 и 15 °С. Отдельные колонии бактерий, отличающиеся по морфологии, отбирали для дальнейших исследований.

1.3. Деструкция БК, бифенила и орто-фталевой кислоты. Способность изолятов разлагать ароматические углеводороды оценивали путем их культивирования в жидкой минеральной среде К1 с добавлением бифенила, орто-фталевой кислоты и БК (1 г/л) в качестве единственного источника углерода и энергии. Оценку роста культуры проводили на 7 сут культивирования, измеряя оптическую плотность при 600 нм (A_{600}) на спектрофотометре UV-Visible BioSpec-mini (Shimadzu, Япония) в кювете длиной 1 см.

1.4. ДНК-типирование штаммов бактерий. ДНК-типирование чистых культур бактерий проводили методом BOX-ПЦР [22] на приборе C1000 Touch™ Thermal Cycler (Bio-Rad Laboratories, США). Для визуализации ПЦР-продуктов проводили электрофорез в горизонтальном 2%-ном агарозном геле в 1× Трис–борат–ЭДТА буферном растворе при комнатной температуре, напряжении 5–15 В/см в течение 1.5 ч. Агарозный гель окрашивали раствором бромистого этидия (0.5 мкг/мл) в течение 5–10 мин и фотографировали в УФ-свете с помощью системы гель-документирования BioDocAnalyze (Bio-Rad Laboratories, США). Для определения размеров фрагментов использовали маркер длин ДНК 100+ bp DNA Ladder (Евроген, Россия).

1.5. Идентификация штаммов бактерий. Идентификацию бактерий осуществляли на основе анализа гена 16S рРНК. ДНК из чистых культур бактерий выделяли методом «щелочного лизиса» [23]. Амплификацию фрагмента гена 16S рРНК проводили с универсальными бактериальными праймерами 27F и 1492R [24] на амплификаторе C1000 Touch™ Thermal Cycler (Bio-Rad Laboratories, США), а определение нуклеотидных последовательностей – с применением набора реактивов GenSeq-100 (НПК «Синтол», Россия) на автоматическом секвенаторе Нанофор 05 (НПК «Синтол», Россия) согласно рекомендациям производителя. Для филогенетического анализа полученных нуклеотидных последовательностей 16S рДНК использовали программы Sequence Scanner v. 2.0. и MEGA 7.0 [25]. Поиск гомологичных последовательностей осуществляли с помощью базы данных EzBioCloud [26].

1.6. Рост бактерий в жидких средах при различных температурах. Для оценки роста при разных температурах исследуемые штаммы культивировали в жидкой среде LB при 4, 10 и 25 °С на шейкере Premium Compact Stackable Shaking Incubator ZWYR-293 (Labwit, КНР). Рост бактерий в минеральной среде К1 на БК (1 г/л) в качестве единственного источника углерода и энергии оценивали при культивировании при температурах 4, 10 и 25 °С. Оптическую плотность культуры (A_{600}) измеряли в условиях, описанных в разделе 1.3. Расчет удельной скорости роста (μ , ч⁻¹) проводили по стандартному уравнению

$$\mu = \frac{\ln A_2 - \ln A_1}{t_2 - t_1},$$

где A_1 и A_2 – оптические плотности культуры в моменты времени t_1 и t_2 соответственно [28].

1.7. ПЦР, секвенирование и филогенетический анализ гена *benA*. ПЦР гена *benA*, кодирующего α -субъединицу бензоат 1,2-диоксигеназы, осуществляли с праймерами: *benA*-F

(5'-GCCCCACGAGAGCCAGATTCCC-3') и benA-R (5' -GGTGGCGGCGTAGTTCCAGTG-3'), в условиях, описанных в работе [29]. Нуклеотидные последовательности определяли с помощью набора реактивов GenSeq-100 (НПК «Синтол», Россия) на автоматическом секвенаторе Нанофор 05 (НПК «Синтол», Россия) согласно рекомендациям производителя. Поиск гомологичных последовательностей проводили по базе данных GenBank [27]. При построении филогенетических деревьев в программе MEGA 7.0. применяли кластерный метод «neighbor-joining». Оценку статистической достоверности ветвления («bootstrap»-анализ) проводили на основе 1000 альтернативных деревьев.

1.8. Статистическая обработка результатов. Все эксперименты выполняли в трехкратной повторности. Среднее арифметическое и стандартное отклонение трех независимых экспериментов рассчитывали с использованием программы Microsoft Office Excel 2007 (Microsoft Corp., США).

2. Результаты и их обсуждение

2.1. Выделение бактерий-деструкторов БК. Из образцов почвы при культивировании на минеральной среде K1 [20] с бифенилом и БК в качестве субстратов при температурах 4 и 15 °C получено 4 накопительные культуры, из которых путем посевов на агаризованную богатую среду LB выделены чистые культуры бактерий.

Всего изолировано 47 штаммов, отличающихся морфологией колоний. Все они были проверены на способность к росту на БК в качестве единственного источника углерода и энергии. В результате этих исследований выявлено 20 штаммов-деструкторов БК. Морфология колоний этих штаммов позволила выделить отдельные морфогруппы, представители каждой из которых типированы по данным ВОХ-ПЦР анализа [22]. На основе полученных для каждого изолята отдельной морфогруппы ВОХ-ПЦР-профилей (данные не приводятся) проведен отбор 6 штаммов-деструкторов БК для дальнейших исследований (табл. 1, рис. 1).

Табл. 1. Результаты филогенетического анализа исследуемых штаммов

Table 1. Results of the phylogenetic analysis of the studied strains

Накопительные культуры	Штамм	Типовой штамм ближайшего родственного вида (номер в базе данных GenBank)	Сходство генов 16S рНК, %	Номер GenBank
Бифенил, 15 °C	LB2	<i>Rhodococcus qingshengii</i> JCM 15477 ^T (LRRJ01000016)	100	PV628858
БК, 15 °C	LBA4	<i>Arthrobacter oryzae</i> KV-651 ^T (AB279889) <i>Arthrobacter pascens</i> DSM 20545 ^T (X80740)	99.9	PV628859
Бифенил, 4 °C	LB7	<i>Pseudarthrobacter humi</i> RMG13 ^T (MZ031411)	100	PV628860
БК, 4 °C	LBA9	<i>Cryobacterium soli</i> GCJ02 ^T (CP030033)	99.5	PV628861
БК, 15 °C	LBA10	<i>Rhodococcus fascians</i> LMG 3623 ^T (JMEN01000010)	100	PV628862
БК, 15 °C	PBA4	<i>Paeniglutamicibacter psychrophenicus</i> AG31 ^T (AJ616763)	99.6	PV628863

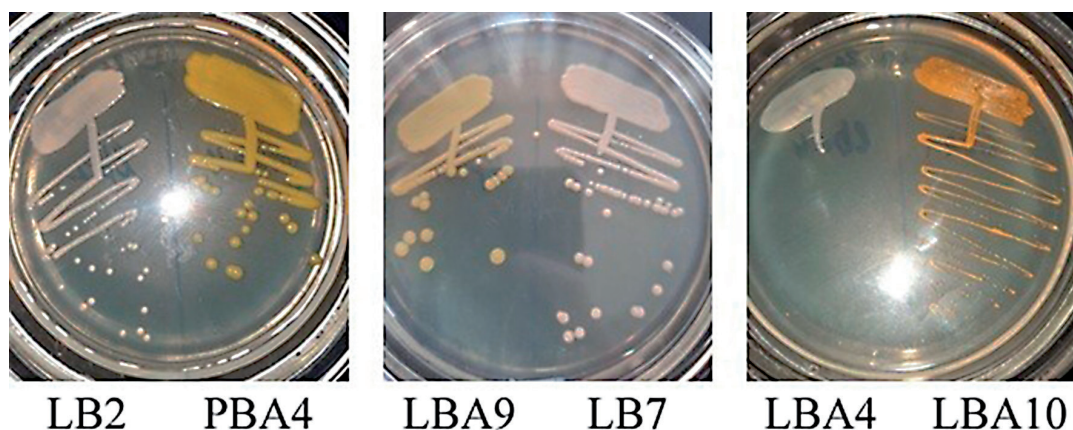


Рис. 1. Штаммы-деструкторы БК на агаризованной среде LB

Fig. 1. BA-degrading strains on LB agar medium

Показано, что все шесть штаммов бактерий-деструкторов БК также способны использовать бифенил и *орто*-фталевую кислоту в качестве единственного источника углерода и энергии. При росте в жидкой среде К1 на бифениле наиболее эффективный рост выявлен у штаммов LBA4, LB7 и PBA4 (максимальная оптическая плотность культур составила около 1.50 отн. ед.) При культивировании на *орто*-фталевой кислоте в качестве субстрата максимальные значения оптической плотности (0.51–0.55 отн. ед.) выявлены у штаммов LBA4, LBA10 и PBA4.

2.2. Морфология и идентификация штаммов. Штаммы LB2 и LBA10 на агаризованной среде LB формируют округлые непрозрачные выпуклые колонии с гладкой блестящей поверхностью и ровным краем, однородной структурой и мягкой консистенцией. Колонии штамма LB2 кремового цвета диаметром 2–3 мм, штамма LBA10 – оранжевого цвета размером 1 мм (рис. 1). На основе данных анализа фрагмента гена 16S рРНК установлено, что штаммы LB2 и LBA10 проявляют 100%-ное сходство с представителями рода *Rhodococcus*, видов *Rhodococcus qingshengii* и *Rhodococcus fascians* соответственно (табл. 1).

Штаммы LBA4 и LB7 по гену 16S рРНК демонстрируют наибольшее филогенетическое сходство с типовыми штаммами видов *Arthrobacter oryzae* (или *Arthrobacter pascens*) и *Pseudarthrobacter humi* соответственно (табл. 1). При культивировании на агаризованной среде LB штамм LBA4 формирует округлые полупрозрачные колонии диаметром 1 мм с ровным краем, гладкой блестящей поверхностью, выпуклым профилем, однородной структурой и мягкой консистенцией. Колонии штамма LB7 кремового цвета, округлые, непрозрачные, диаметром 3–4 мм с гладкой блестящей поверхностью, конусовидным профилем, ровным краем, мелкозернистой структурой и мягкой консистенцией (рис. 1).

Установлено, что штамм LBA9 проявляет сходство (99.5 %) с *Cryobacterium soli* GCJ02^T. На агаризованной среде LB штамм формирует округлые, непрозрачные выпуклые колонии ярко-желтого цвета, размером 4–5 мм с гладкой матовой поверхностью, ровным краем, мелкозернистой структурой и мягкой консистенцией.

Колонии штамма PBA4 округлые, непрозрачные, ярко-желтого цвета с гладкой блестящей поверхностью, конусовидным профилем, ровным краем, диаметром 4–5 мм, однородной структурой и мягкой консистенцией. По гену 16S рРНК штамм на 99.6 % сходен с типовым *Paeniglutamicibacter psychrophenicus* AG31^T (табл. 1).

2.3. Рост штаммов при различных температурах. Установлено, что все штаммы способны к росту в жидкой среде LB при температуре 25 °С (табл. 2). При этом у большинства штаммов период лаг-фазы составлял менее 20 ч, а значения максимальной оптической плотности высокие (2.00–2.40 отн. ед.).

Табл. 2. Параметры роста бактериальных штаммов на богатой среде LB и минеральной среде K1 с БК (1 г/л) при различных температурах (— означает отсутствие роста)

Table 2. Growth parameters of the bacterial strains in rich LB medium and mineral K1 medium with BA (1 g/L) at various temperatures (— indicates no growth)

Параметры роста	Среда LB			Среда K1 с БК		
	4 °С	10 °С	25 °С	4 °С	10 °С	25 °С
Штамм <i>Rhodococcus</i> sp. LB2						
μ , ч ⁻¹	0.039 ± 0.004	0.028 ± 0.003	0.044 ± 0.004	—	—	0.036 ± 0.003
A_{600} , отн. ед.	1.90	2.35	2.19	—	—	0.27
Лаг-фаза роста, ч	84	80	18	—	—	20
Штамм <i>Arthrobacter</i> sp. LBA4						
μ , ч ⁻¹	—	0.010 ± 0.002	0.053 ± 0.004	—	0.005 ± 0.001	0.020 ± 0.003
A_{600} , отн. ед.	—	0.75	2.01	—	0.40	0.24
Лаг-фаза роста, ч	—	30	3	—	48	18
Штамм <i>Pseudarthrobacter</i> sp. LB7						
μ , ч ⁻¹	0.029 ± 0.003	0.035 ± 0.003	0.072 ± 0.005	—	0.011 ± 0.002	0.009 ± 0.001
A_{600} , отн. ед.	2.24	2.45	2.37	—	0.52	0.20
Лаг-фаза роста, ч	54	30	20	—	36	4
Штамм <i>Cryobacterium</i> sp. LBA9						
μ , ч ⁻¹	—	0.029 ± 0.003	0.025 ± 0.002	0.009 ± 0.001	0.012 ± 0.002	0.013 ± 0.002
A_{600} , отн. ед.	—	2.42	2.33	0.29	0.30	0.27
Лаг-фаза роста, ч	—	78	43	35	4	4
Штамм <i>Rhodococcus</i> sp. LBA10						
μ , ч ⁻¹	0.022 ± 0.002	0.010 ± 0.001	0.102 ± 0.009	—	0.005 ± 0.001	0.037 ± 0.004
A_{600} , отн. ед.	1.09	2.01	2.11	—	0.38	0.27
Лаг-фаза роста, ч	96	24	20	—	48	20
Штамм <i>Paeniglutamicibacter</i> sp. PBA4						
μ , ч ⁻¹	0.032 ± 0.003	0.030 ± 0.002	0.061 ± 0.007	0.009 ± 0.001	0.016 ± 0.004	0.017 ± 0.003
A_{600} , отн. ед.	1.68	2.11	2.40	0.39	0.38	0.37
Лаг-фаза роста, ч	84	24	10	24	4	3

При температуре 10 °С в богатой среде также наблюдается активный рост всех бактериальных культур. При этом происходит увеличение продолжительности лаг-фазы до 24–80 ч и более позднее достижение максимальной оптической плотности (A_{600}), хотя

ее абсолютные значения для большинства культур (2.01–2.45 отн. ед.) остаются аналогичными таковым при температуре 25 °C. Снижение максимальной оптической плотности наблюдается только для штамма *Arthrobacter* sp. LBA4 (0.75 отн. ед.). Для штаммов *Cryobacterium* sp. LBA9 и *Arthrobacter* sp. LBA4 показано отсутствие роста при культивировании в среде LB при температуре 4 °C. Для других штаммов снижение температуры культивирования до 4 °C приводит к дальнейшему увеличению периодов лаг-фазы и, как следствие, более позднему достижению максимальных значений оптической плотности (1.09–2.24 отн. ед.) (табл. 2, рис. 2).

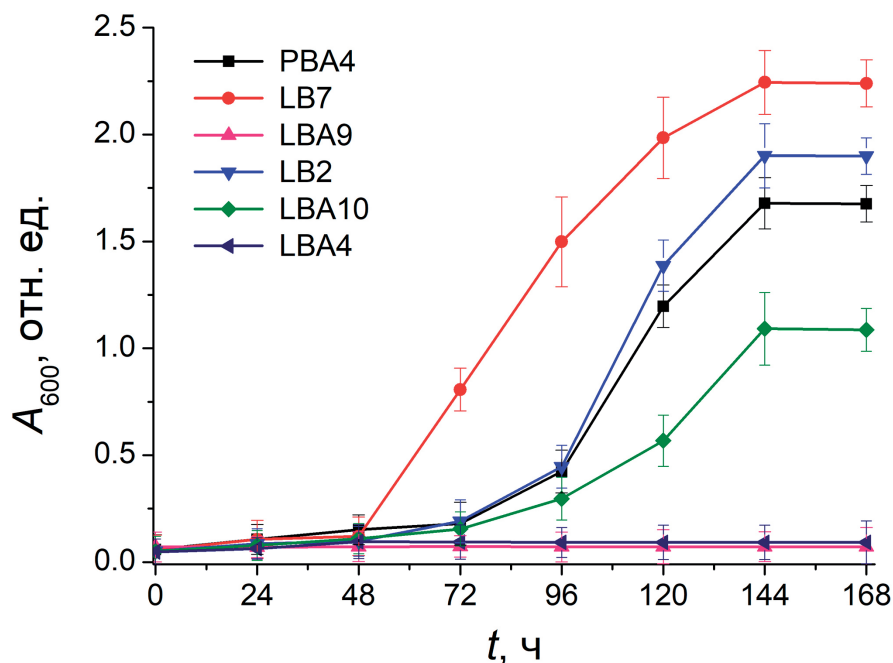


Рис. 2. Рост бактериальных штаммов на богатой среде LB при температуре 4 °C

Fig. 2. Growth of the bacterial strains in rich LB medium at 4 °C

Таким образом, показано, что *Arthrobacter* sp. LBA4 не способен к эффективному росту при низких температурах (4 °C) (табл. 2). При этом филогенетически близкий типовой штамм *Arthrobacter oryzae* KV-651^T способен к росту при 4 °C [30]. Другой ближайший штамм *Arthrobacter pascens* DSM 20545^T растет при температурах ≥ 8 °C [31]. Штамм *Cryobacterium* sp. LBA9 не растет при 4 °C, в отличие от штамма *Cryobacterium soli* GCJ02^T [32].

Исследование параметров роста штаммов-деструкторов при различных температурах в минеральной среде K1 с БК показало, что при температуре 25 °C максимальная оптическая плотность достигается за 24 ч после начала культивирования для всех штаммов (табл. 2). Культивирование при температуре 10 °C показало наличие роста у всех изучаемых штаммов, кроме *Rhodococcus* sp. LB2. Следует отметить, что ряд штаммов (*Rhodococcus* sp. LBA10, *Arthrobacter* sp. LBA4 и *Pseudarthrobacter* sp. LB7) демонстрирует более высокие значения максимальной оптической плотности при температуре культивирования 10 °C по сравнению с таковыми при 25 °C (табл. 2). Культивирование на БК при 4 °C приводит к слабому росту у штаммов *Paeniglutamicibacter* sp. PBA4 и *Cryobacterium* sp. LBA9 (табл. 2).

На сегодняшний день из экотопов Антарктиды выделены различные бактерии, разлагающие полициклические ароматические углеводороды (антрацен, фенантрен), включая бактерии родов *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingobium* и *Acinetobacter* [6, 7]. Пред-

ставители этих родов широко распространены в почвах как полярных, так и умеренных регионов. В опубликованных работах описаны в основном штаммы бактерий в составе антарктических микробных консорциумов, осуществляющие биodeградацию нефтяных углеводородов, в то время как исследования особенностей деструкции БК бактериальными штаммами или сообществами отсутствуют. Сведения о бактериях-деструкторах БК, изолированных из других низкотемпературных местообитаний, также практически не представлены в литературе. Так, из вечной мерзлоты Цинхай-Тибетского нагорья в Китае (5111 м над уровнем моря) выделен психротолерантный штамм *Pseudomonas* sp. QTF5, способный метаболизировать БК [33].

2.4. Анализ ключевого гена деструкции БК (*benA*) у выделенных бактерий.

На ДНК-матрице всех шести исследуемых штаммов с использованием праймеров к гену *benA*, кодирующему α -субъединицу бензоат 1,2-диоксигеназы [29], получены ампликоны соответствующего размера (521 п. н.) (данные не представлены). Полученные результаты согласуются с метагеномными исследованиями почвенных микробных сообществ Антарктики, в которых показано, что гены, связанные с разложением бензоата, являются одними из преобладающих среди генов, участвующих в деградации и метаболизме органических поллютантов [1].

Проведенные секвенирование и анализ амплифицированных *benA*-генов всех исследуемых штаммов-деструкторов (табл. 3) и сравнение *benA*-гена штамма *Rhodococcus* sp. LB2 с гомологичными последовательностями из базы данных GenBank [27] показали, что сравниваемая последовательность имеет наибольшее сходство (на уровне 100 %) с геном α -субъединицы бензоат 1,2-диоксигеназы штамма *Rhodococcus qingshengii* VT6, изолированного из лесной почвы Подмосковья (Россия). Интересен факт, что штамм LB2 имеет наибольшее сходство с типовым штаммом вида *Rhodococcus qingshengii* и по гену 16S рРНК (табл. 1). Также нуклеотидная последовательность гена *benA* штамма LB2 имеет высокий уровень сходства (99.8 %) с представителями рода *Rhodococcus*, выделенными из нефтезагрязненных почв [34–36] (табл. 3).

Табл. 3. Сравнение нуклеотидных последовательностей *benA*-генов исследуемых штаммов с гомологичными последовательностями из базы данных GenBank

Table 3. Comparison of the *benA* gene sequences of the studied strains to homologous sequences from the GenBank database

Штамм	Гомологичные гены в GenBank	Номер GenBank	Сходство, %	Место выделения	Ссылка
1	2	3	4	5	6
LB2	<i>benA</i> , <i>Rhodococcus qingshengii</i> F2-2	CP092101	99.79	загрязненная нефтью почва, Россия (Западная Сибирь)	[34]
	<i>benA</i> , <i>Rhodococcus qingshengii</i> 7B	CP063234	99.79	нефтезагрязненная почва, Россия (г. Саратов)	[35]
	<i>benA</i> , <i>Rhodococcus erythropolis</i> KB1	CP050124	99.79	почва, загрязненная нефтью, Китай	[36]
	<i>benA</i> , <i>Rhodococcus qingshengii</i> VT6	CP088906	100	лесная почва, Россия (г. Пущино)	[37]

Окончание табл. 3 / End of Table 3

1	2	3	4	5	6
LB7	<i>benA</i> , <i>Pseudarthrobacter</i> sp. IC2-21	CP139145	85.25	почва, Южная Корея	[27]
	<i>benA</i> , <i>Pseudarthrobacter</i> sp. NIBRBAC000502772	CP041188	84.00	угольная шахта, Южная Корея	[27]
	<i>benA</i> , <i>Arthrobacter</i> sp. PAMC25564	CP039290	84.50	почва, Антарктида	[38]
	<i>benA</i> , <i>Pseudarthrobacter</i> sp. NS4	CP103288	83.50	реголит с высокогорного плато, Китай	[39]
	<i>benA</i> , <i>Pseudarthrobacter</i> <i>phenanthrenivorans</i> Sphe3 ^T	CP002379	83.25	почва, загрязненная креозотом, Греция	[40]
	<i>benA</i> , <i>Pseudarthrobacter</i> sp. NBSH8	CP043178	81.65	почва, Антарктида	[41]
PBA4	<i>benA</i> , <i>Arthrobacter</i> <i>alpinus</i> ERGS4:06	CP013200	92.50	вода ледникового потока, Индия	[42]
	<i>benA</i> , <i>Glutamicibacter</i> sp. ZJUTW	CP043624	90.45	активированный ил, Китай	[43]
	<i>benA</i> , <i>Glutamicibacter</i> <i>arilaitensis</i> SLM-840	CP084994	90.00	осадок соленого озера, Китай	[27]
	<i>benA</i> , <i>Glutamicibacter</i> <i>nicotianae</i> OTC-16	CP033081	90.00	активный ил, фармацевтическая фабрика, Китай	[44]

На филогенетическом дереве транслированных аминокислотных последовательностей (ТАП) гены *benA* бактерий-деструкторов рода *Rhodococcus* образуют отдельный кластер (рис. 3).

При секвенировании и последующем анализе *benA*-генов штаммов *Arthrobacter* sp. LBA4, *Cryobacterium* sp. LBA9 и *Rhodococcus* sp. LBA10 выявлено наложение нуклеотидов на электрофореграммах, что может свидетельствовать о наличии более чем одной копии *benA*-гена в геномах данных бактерий.

В литературе имеются крайне ограниченные сведения о биохимических и генетических системах деструкции БК у адаптированных к низким температурам бактерий. Так, на основе анализа потенциальных функциональных характеристик, предсказанных с использованием модуля «Global Mapper» базы данных iVikodak, показано, что ферменты/гены деградации БК наиболее широко представлены среди бактерий, обитающих в морской воде и прибрежном грунте арктических регионов России [14]. Широкое распространение генов, контролирующих разложение бензоата, обнаружено в почвенных микробных сообществах Антарктики [1]. Выявлены гены *benA* в геномах штаммов родов *Arthrobacter* и *Pseudarthrobacter*,

изолированных из почв Антарктиды [38, 41], а также представителей родов *Pseudomonas* и *Arthrobacter*, изолированных из других низкотемпературных местообитаний [33, 42]. Таким образом, изучение особенностей строения и функционирования генов/оперонов, контролирующих разложение БК – одного из основных метаболитов разложения моно(поли)ароматических соединений, психрофильных/психротолерантных бактерий – остается важной проблемой, в том числе и для возможного использования бактерий-деструкторов в экобиотехнологических целях.

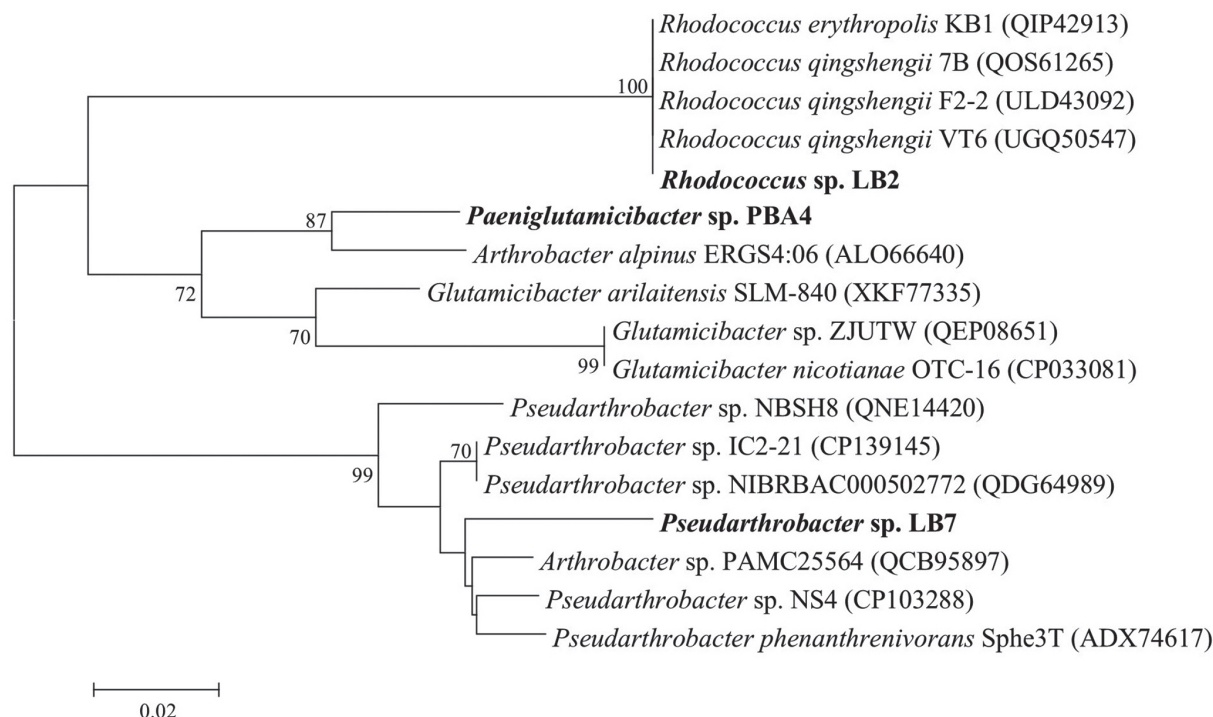


Рис. 3. Положение *benA*-генов исследуемых штаммов на филогенетическом дереве, построенном на основании сравнительного анализа транслированных аминокислотных последовательностей *benA*-генов с использованием метода «neighbor-joining». Эволюционные расстояния рассчитаны с использованием метода «p-distance». Цифрами показана статистическая достоверность порядка ветвления, установленная с помощью «bootstrap»-анализа 1000 альтернативных деревьев (приведены значения выше 50 %). Масштаб соответствует 2 нуклеотидным заменам на каждые 100 аминокислот. В скобках указаны номера в базах данных GenBank

Fig. 3. Positions of the *benA* genes of the studied strains in the phylogenetic tree inferred using the neighbor-joining method based on the comparison of the amino acid sequences translated from these *benA* genes. The evolutionary distances were calculated using the p-distance method. Numbers indicate the statistical significance of the branching order determined by the bootstrap analysis of 1000 alternative trees (only the values higher than 50 % are shown). The scale bar corresponds to 2 amino acid substitutions per 100 amino acids. The GenBank accession numbers are given in parentheses

Закключение

Из образцов почвы, отобранной на территории антарктических станций, выделены актинобактерии родов *Arthrobacter*, *Cryobacterium*, *Paeniglutamicibacter*, *Pseudarthrobacter*, *Rhodococcus*, которые эффективно используют ряд ароматических соединений (БК, нафталин, бифенил, *орто*-фталат) в качестве единственного источника углерода и энергии. Изолированные штаммы способны к росту при низких температурах (до 4 °C), в том числе на БК. У исследуемых штаммов выявлены *benA*-гены, кодирующие α -субъединицу бензоат 1,2-диоксигеназы, имеющие наибольшее сходство с гомологичными генами представите-

лей класса *Actinomycetes*. Проведенные ранее метагеномные исследования почвенных микробных сообществ Антарктики показали, что гены, связанные с разложением БК, являются одними из преобладающих среди генов, участвующих в деградации и метаболизме органических поллютантов. Таким образом, подтвержденная способность к эффективной деструкции БК и других ароматических соединений, а также автохтонное происхождение делают исследуемые штаммы перспективным, экономически эффективным и нормативно допустимым инструментом, который может быть использован при разработке технологий биоремедиации загрязненных территорий Антарктиды и других местообитаний с холодным климатом. Изучение физиологических, метаболических и генетических особенностей выделенных психротолерантных бактерий-деструкторов будет продолжено.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. Fernández M., Barahona S., Gutierrez F., Alcaíno J., Cifuentes V., Baeza M. Bacterial diversity, metabolic profiling, and application potential of Antarctic soil metagenomes // *Curr. Issues Mol. Biol.* 2024. V. 46, No 11. P. 13165–13178. <https://doi.org/10.3390/cimb46110785>.
2. Kim M., Cho A., Lim H.S., Hong S.G., Kim J.H., Lee J., Choi T., Ahn T.S., Kim O.-S. Highly heterogeneous soil bacterial communities around Terra Nova Bay of Northern Victoria Land, Antarctica // *PLoS One*. 2015. V. 10, No 3. Art. e0119966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119966>.
3. Wang N.F., Zhang T., Zhang F., Wang E.T., He J.F., Ding H., Zhang B.T., Liu J., Ran X.B., Zang J.Y. Diversity and structure of soil bacterial communities in the Fildes Region (maritime Antarctica) as revealed by 454 pyrosequencing // *Front. Microbiol.* 2015. V. 6. Art. 1188. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01188>.
4. de Jesus H.E., Peixoto R.S., Rosado A.S. Bioremediation in Antarctic soils // *J. Pet. Environ. Biotechnol.* 2015. V. 6, No 6. Art. 248. <https://doi.org/10.4172/2157-7463.1000248>.
5. Naloka K., Kuntaveesuk A., Muangchinda C., Chavanich S., Viyakarn V., Chen B., Pinyakong O. *Pseudomonas* and *Pseudarthrobacter* are the key players in synergistic phenanthrene biodegradation at low temperatures // *Sci. Rep.* 2024. V. 14, No 1. Art. 11976. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62829-y>.
6. Dietz-Vargas C., Valenzuela-Ibaceta F., Carrasco V., Pérez-Donoso J.M. Solid medium for the direct isolation of bacterial colonies growing with polycyclic aromatic hydrocarbons or 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) // *Arch. Microbiol.* 2023. V. 205, No 7. Art. 271. <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03610-z>.
7. Gran-Scheuch A., Fuentes E., Bravo D.M., Jiménez J.C., Pérez-Donoso J.M. Isolation and characterization of phenanthrene degrading bacteria from diesel fuel-contaminated Antarctic soils // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8. Art. 1634. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01634>.
8. Aislabie J., Saul D.J., Foght J.M. Bioremediation of hydrocarbon-contaminated polar soils // *Extremophiles*. 2006. V. 10, No 3. P. 171–179. <https://doi.org/10.1007/s00792-005-0498-4>.
9. Ciaramelli C., Palmioli A., Brioschi M., Viglio S., D'Amato M., Iadarola P., Tosi S., Zucconi L., Airolidi C. Antarctic soil metabolomics: A pilot study // *Int. J. Mol. Sci.* 2023. V. 24, No 15. Art. 12340. <https://doi.org/10.3390/ijms241512340>.
10. Yakimov M.M., Giuliano L., Bruni V., Scarfi S., Golyshin P.N. Characterization of antarctic hydrocarbon-degrading bacteria capable of producing bioemulsifiers // *New Microbiol.* 1999. V. 22, No 3. P. 249–256.
11. Master E.R., Mohn W.W. Psychrotolerant bacteria isolated from Arctic soil that degrade polychlorinated biphenyls at low temperatures // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. V. 64, No 12. P. 4823–4829. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.12.4823-4829.1998>.

12. Mohn W.W., Westerberg K., Cullen W.R., Reimer K.J. Aerobic biodegradation of biphenyl and polychlorinated biphenyls by Arctic soil microorganisms // Appl. Environ. Microbiol. 1997. V. 63, No 9. P. 3378–3384. <https://doi.org/10.1128/aem.63.9.3378-3384.1997>.
13. Pieper D.H., Seeger M. Bacterial metabolism of polychlorinated biphenyls // J. Mol. Microbiol. Biotechnol. 2008. V. 15, Nos 2–3. P. 121–138. <https://doi.org/10.1159/000121325>.
14. Semenova E.M., Babich T.L., Sokolova D.S., Ershov A.P., Raievska Y.I., Bidzhieva S.K., Stepanov A.L., Korneykova M.V., Myazin V.A., Nazina T.N. Microbial communities of seawater and coastal soil of Russian Arctic region and their potential for bioremediation from hydrocarbon pollutants // Microorganisms. 2022. V. 10, No 8. Art. 1490. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10081490>.
15. Ren C., Wang Y., Wu Y., Zhao H.-P., Li L. Complete degradation of di-*n*-butyl phthalate by *Glutamicibacter* sp. strain 0426 with a novel pathway // Biodegradation. 2024. V. 35, No 1. P. 87–99. <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10032-7>.
16. Пьянкова А.А., Плотникова Е.Г. Бактерии-деструкторы бензойной кислоты рода *Halomonas*, выделенные из района солеразработок // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Химическая технология и биотехнология. 2020. № 4. С. 27–42. <https://doi.org/10.15593/2224-9400/2020.4.03>.
17. Ghosh S., Qureshi A., Purohit H.J. Enhanced expression of catechol 1,2 dioxygenase gene in biofilm forming *Pseudomonas mendocina* EGD-AQ5 under increasing benzoate stress // Int. Biodeterior. Biodegrad. 2017. V. 118. P. 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.019>.
18. Antarctic Treaty, done at Washington December 1, 1959. An official website of the United States Government. URL: <https://www.state.gov/antarctic-treaty/>.
19. Panicker G., Mojib N., Aislabie J., Bej A.K. Detection, expression and quantitation of the biodegradative genes in Antarctic microorganisms using PCR // Antonie Van Leeuwenhoek. 2010. V. 97, No 3. P. 275–287. <https://doi.org/10.1007/s10482-009-9408-6>.
20. Зайцев Г.М., Карасевич Ю.Н. Утилизация 4-хлорбензойной кислоты штаммом *Arthrobacter globiformis* // Микробиология. 1981. Т. 50, № 1. С. 35–40.
21. Маниатис Т., Фрич Э., Сэмбрук Д. Методы генетической инженерии. Молекулярное клонирование. М.: Мир, 1984. 390 с.
22. Versalovic J., Schneider M., de Bruijn F.J., Lupski J.R. Genomic fingerprinting of bacteria using repetitive sequence-based polymerase chain reaction // Methods Mol. Cell. Biol. 1994. V. 5, No 1. P. 25–40.
23. Ausubel F.M., Brent R., Kingston R.E., Moore D.D., Seidman J.G., Smith J.A., Struhl K. (Eds.) Short Protocols in Molecular Biology: A Compendium of Methods from Current Protocols in Molecular Biology. 3d ed. New York, NY: John Wiley & Sons, 1995. 900 p.
24. Lane D.J. 16S/23S rRNA sequencing // Stackebrandt E., Goodfellow M. (Eds.) Nucleic Acid Techniques in Bacterial Systematics. Ser.: Modern Microbiological Methods. V. 4. New York, NY: John Wiley & Sons, 1991. P. 115–175.
25. Molecular Evolutionary Genetics Analysis. URL: <http://www.megasoftware.net>.
26. EzBioCloud Database. URL: <http://www.ezbiocloud.net>.
27. The National Center for Biotechnology Information. URL: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>.
28. Непрусов А.И. Практикум по микробиологии. М.: Академия, 2005. 608 с.
29. Baggi G., Bernasconi S., Zangrossi M., Cavalca L., Andreoni V. Co-metabolism of di- and trichlorobenzoates in a 2-chlorobenzoate-degrading bacterial culture: Effect of the position and number of halo-substituents // Int. Biodeterior. Biodegrad. 2008. V. 62, No 1. P. 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.12.002>.
30. Kageyama A., Morisaki K., Ōmura S., Takahashi Y. *Arthrobacter oryzae* sp. nov. and *Arthrobacter humicola* sp. nov. // Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2008. V. 58, No 1. P. 53–56. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.64875-0>.

31. Lochhead A.G., Burton M.O. An essential bacterial growth factor produced by microbial synthesis // Can. J. Bot. 1953. V. 31, No 1. P. 7–22. <https://doi.org/10.1139/b53-002>.
32. Gong C., Lai Q., Cai H., Jiang Y., Liao H., Liu Y., Xue D. *Cryobacterium soli* sp. nov., isolated from forest soil // Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 2020. V. 70, No 1. P. 675–679. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.003820>.
33. Li Y., Ren Y., Jiang N. Analysis of draft genome sequence of *Pseudomonas* sp. QTF5 reveals its benzoic acid degradation ability and heavy metal tolerance // BioMed Res. Int. 2017. V. 2017, No 1. Art. 4565960. <https://doi.org/10.1155/2017/4565960>.
34. Puntus I.F., Borzova O.V., Funtikova T.V., Suzina N.E., Egozarian N.S., Polyvtseva V.N., Shumkova E.S., Akhmetov L.I., Golovleva L.A., Solyanikova I.P. Contribution of soil bacteria isolated from different regions into crude oil and oil product degradation // J. Soils Sediments. 2019. V. 19, No 8. P. 3166–3177. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2003-6>.
35. Polivtseva V.N., Anokhina T.O., Iminova L.R., Borzova O.V., Esikova T.Z., Solyanikova I.P. Evaluation of the biotechnological potential of new bacterial strains capable of phenol degradation // Appl. Biochem. Microbiol. 2020. V. 56, No 3. P. 298–305. <https://doi.org/10.1134/S0003683820030096>.
36. Nan Y., Zhu N., Sun S., Lei T., Guo X., Leng F., Yang M., Chen J., Wang Y. Degradation of petroleum hydrocarbon contaminants by *Rhodococcus erythropolis* KBI synergistic with alfalfa (*Medicago sativa* L.) // Environ. Sci. Pollut. Res. 2024. V. 31, No 24. P. 35332–35352. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33227-8>.
37. Delean Y., Petrikov K., Frantsuzova E., Bogun A., Travkin V., Solyanikova I. Complete genome sequence of *Rhodococcus qingshengii* VT6, a promising degrader of persistent pollutants and putative biosurfactant-producing strain // Microbiol. Resour. Announce. 2022. V. 11, No 2. Art. e01179-21. <https://doi.org/10.1128/mra.01179-21>.
38. Han S.-R., Kim B., Jang J.H., Park H., Oh T.-J. Complete genome sequence of *Arthrobacter* sp. PAMC25564 and its comparative genome analysis for elucidating the role of CAZymes in cold adaptation // BMC Genomics. 2021. V. 22, No 1. Art. 403. <https://doi.org/10.1186/s12864-021-07734-8>.
39. Liu L., Kang M., Wang Z., Shen J., Pan Y., Lin W. Perchlorate-tolerant bacterial strains isolated from the Mars-analog Qaidam Basin soils exposed to Earth's near space // mLife. 2024. V. 3, No 3. P. 471–475. <https://doi.org/10.1002/mlf2.12142>.
40. Kallimanis A., LaButti K.M., Lapidus A., Clum A., Lykidis A., Mavromatis K., Pagani I., Liolios K., Ivanova N., Goodwin L., Pitluck S., Chen A., Palaniappan K., Markowitz V., Bristow J., Velentzas A.D., Perisynakis A., Ouzounis C.C., Kyrpides N.C., Koukkou A.I., Drinas C. Complete genome sequence of *Arthrobacter phenanthrenivorans* type strain (Sphe3) // Stand. Genomic Sci. 2011. V. 4, No 2. P. 123–130. <https://doi.org/10.4056/sigs.1393494>.
41. Benaud N., Edwards R.J., Amos T.G., D'Agostino P.M., Gutiérrez-Chávez C., Montgomery K., Nicetic I., Ferrari B.C. Antarctic desert soil bacteria exhibit high novel natural product potential, evaluated through long-read genome sequencing and comparative genomics // Environ. Microbiol. 2021. V. 23, No 7. P. 3646–3664. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15300>.
42. Kumar R., Singh D., Swarnkar M.K., Singh A.K., Kumar S. Complete genome sequence of *Arthrobacter alpinus* ERGS4:06, a yellow pigmented bacterium tolerant to cold and radiations isolated from Sikkim Himalaya // J. Biotechnol. 2016. V. 220. P. 86–87. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.01.016>.
43. Liu T., Li J., Qiu L., Zhang F., Linhardt R.J., Zhong W. Combined genomic and transcriptomic analysis of the dibutyl phthalate metabolic pathway in *Arthrobacter* sp. ZJUTW // Biotechnol. Bioeng. 2020. V. 117, No 12. P. 3712–3726. <https://doi.org/10.1002/bit.27524>.
44. Shi Y., Lin H., Ma J., Zhu R., Sun W., Lin X., Zhang J., Zheng H., Zhang X. Degradation of tetracycline antibiotics by *Arthrobacter nicotianae* OTC-16 // J. Hazard. Mater. 2021. V. 403. Art. 123996. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123996>.

References

1. Fernández M., Barahona S., Gutierrez F., Alcaíno J., Cifuentes V., Baeza M. Bacterial diversity, metabolic profiling, and application potential of Antarctic soil metagenomes. *Curr. Issues Mol. Biol.*, 2024, vol. 46, no. 11, pp. 13165–13178. <https://doi.org/10.3390/cimb46110785>.
2. Kim M., Cho A., Lim H.S., Hong S.G., Kim J.H., Lee J., Choi T., Ahn T.S., Kim O.-S. Highly heterogeneous soil bacterial communities around Terra Nova Bay of Northern Victoria Land, Antarctica. *PLoS One*, 2015, vol. 10, no. 3, art. e0119966. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119966>.
3. Wang N.F., Zhang T., Zhang F., Wang E.T., He J.F., Ding H., Zhang B.T., Liu J., Ran X.B., Zang J.Y. Diversity and structure of soil bacterial communities in the Fildes Region (maritime Antarctica) as revealed by 454 pyrosequencing. *Front. Microbiol.*, 2015, vol. 6, art. 1188. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01188>.
4. de Jesus H.E., Peixoto R.S., Rosado A.S. Bioremediation in Antarctic soils. *J. Pet. Environ. Biotechnol.*, 2015, vol. 6, no. 6, art. 248. <https://doi.org/10.4172/2157-7463.1000248>.
5. Naloka K., Kuntaveesuk A., Muangchinda C., Chavanich S., Viyakarn V., Chen B., Pinyakong O. *Pseudomonas* and *Pseudarthrobacter* are the key players in synergistic phenanthrene biodegradation at low temperatures. *Sci. Rep.*, 2024, vol. 14, no. 1, art. 11976. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-62829-y>.
6. Dietz-Vargas C., Valenzuela-Ibaceta F., Carrasco V., Pérez-Donoso J.M. Solid medium for the direct isolation of bacterial colonies growing with polycyclic aromatic hydrocarbons or 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). *Arch. Microbiol.*, 2023, vol. 205, no. 7, art. 271. <https://doi.org/10.1007/s00203-023-03610-z>.
7. Gran-Scheuch A., Fuentes E., Bravo D.M., Jiménez J.C., Pérez-Donoso J.M. Isolation and characterization of phenanthrene degrading bacteria from diesel fuel-contaminated Antarctic soils. *Front. Microbiol.*, 2017, vol. 8, art. 1634. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01634>.
8. Aislabie J., Saul D.J., Foght J.M. Bioremediation of hydrocarbon-contaminated polar soils. *Extremophiles*, 2006, vol. 10, no. 3, pp. 171–179. <https://doi.org/10.1007/s00792-005-0498-4>.
9. Ciaramelli C., Palmioli A., Brioschi M., Viglio S., D'Amato M., Iadarola P., Tosi S., Zucconi L., Airoldi C. Antarctic soil metabolomics: A pilot study. *Int. J. Mol. Sci.*, 2023, vol. 24, no. 15, art. 12340. <https://doi.org/10.3390/ijms241512340>.
10. Yakimov M.M., Giuliano L., Bruni V., Scarfi S., Golyshin P.N. Characterization of antarctic hydrocarbon-degrading bacteria capable of producing bioemulsifiers. *New Microbiol.*, 1999, vol. 22, no. 3, pp. 249–256.
11. Master E.R., Mohn W.W. Psychrotolerant bacteria isolated from Arctic soil that degrade polychlorinated biphenyls at low temperatures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1998, vol. 64, no. 12, pp. 4823–4829. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.12.4823-4829.1998>.
12. Mohn W.W., Westerberg K., Cullen W.R., Reimer K.J. Aerobic biodegradation of biphenyl and polychlorinated biphenyls by Arctic soil microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1997, vol. 63, no. 9, pp. 3378–3384. <https://doi.org/10.1128/aem.63.9.3378-3384.1997>.
13. Pieper D.H., Seeger M. Bacterial metabolism of polychlorinated biphenyls. *J. Mol. Microbiol. Biotechnol.*, 2008, vol. 15, nos. 2–3, pp. 121–138. <https://doi.org/10.1159/000121325>.
14. Semenova E.M., Babich T.L., Sokolova D.S., Ershov A.P., Raievska Y.I., Bidzhieva S.K., Stepanov A.L., Korneykova M.V., Myazin V.A., Nazina T.N. Microbial communities of seawater and coastal soil of Russian Arctic region and their potential for bioremediation from hydrocarbon pollutants. *Microorganisms*, 2022, vol. 10, no. 8, art. 1490. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10081490>.
15. Ren C., Wang Y., Wu Y., Zhao H.-P., Li L. Complete degradation of di-*n*-butyl phthalate by *Glutamicibacter* sp. strain 0426 with a novel pathway. *Biodegradation*, 2024, vol. 35, no. 1, pp. 87–99. <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10032-7>.
16. Pyankova A.A., Plotnikova E.G. Bacteria-destroyers of benzoic acid of the genus *Halomonas* isolated from the salt-mining region. *Vestn. Permsk. Nats. Issled. Politekh. Univ. Khim. Tekhnol. Biotekhnol.*, 2020, no. 4, pp. 27–42. <https://doi.org/10.15593/2224-9400/2020.4.03>. (In Russian)

17. Ghosh S., Qureshi A., Purohit H.J. Enhanced expression of catechol 1,2 dioxygenase gene in biofilm forming *Pseudomonas mendocina* EGD-AQ5 under increasing benzoate stress. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 2017, vol. 118, pp. 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.019>.
18. Antarctic Treaty, done at Washington December 1, 1959. An official website of the United States Government. URL: <https://www.state.gov/antarctic-treaty/>.
19. Panicker G., Mojib N., Aislabie J., Bej A.K. Detection, expression and quantitation of the biodegradative genes in Antarctic microorganisms using PCR. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 2010, vol. 97, no. 3, pp. 275–287. <https://doi.org/10.1007/s10482-009-9408-6>.
20. Zaitsev G.M., Karasevich Yu.N. Utilization of 4-chlorobenzoic acid by *Arthrobacter globiformis*. *Mikrobiologiya*, 1981, vol. 50, no. 1, pp. 35–40. (In Russian)
21. Maniatis T., Fritsch E.F., Sambrook J. *Metody geneticheskoi inzhenerii. Molekulyarnoe klonirovanie* [Methods of Genetic Engineering. Molecular Cloning]. Moscow, Mir, 1984. 390 p. (In Russian)
22. Versalovic J., Schneider M., de Bruijn F.J., Lupski J.R. Genomic fingerprinting of bacteria using repetitive sequence-based polymerase chain reaction. *Methods Mol. Cell. Biol.*, 1994, vol. 5, no. 1, pp. 25–40.
23. Ausubel F.M., Brent R., Kingston R.E., Moore D.D., Seidman J.G., Smith J.A., Struhl K. (Eds.) *Short Protocols in Molecular Biology: A Compendium of Methods from Current Protocols in Molecular Biology*. 3d ed. New York, NY, John Wiley & Sons, 1995. 900 p.
24. Lane D.J. 16S/23S rRNA sequencing. In: Stackebrandt E., Goodfellow M. (Eds.) *Nucleic Acid Techniques in Bacterial Systematics*. Ser.: Modern Microbiological Methods. Vol. 4. New York, NY, John Wiley & Sons, 1991, pp. 115–175.
25. Molecular Evolutionary Genetics Analysis. URL: <http://www.megasoftware.net>.
26. EzBioCloud Database. URL: <http://www.ezbiocloud.net>.
27. The National Center for Biotechnology Information. URL: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov>.
28. Netrusov A.I. *Praktikum po mikrobiologii* [A Practical Course on Microbiology]. Moscow, Akademiya, 2005. 608 p. (In Russian)
29. Baggi G., Bernasconi S., Zangrossi M., Cavalca L., Andreoni V. Co-metabolism of di- and trichlorobenzoates in a 2-chlorobenzoate-degrading bacterial culture: Effect of the position and number of halo-substituents. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 2008, vol. 62, no. 1, pp. 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.12.002>.
30. Kageyama A., Morisaki K., Ōmura S., Takahashi Y. *Arthrobacter oryzae* sp. nov. and *Arthrobacter humicola* sp. nov. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 2008, vol. 58, no. 1, pp. 53–56. <https://doi.org/10.1099/ijms.0.64875-0>.
31. Lochhead A.G., Burton M.O. An essential bacterial growth factor produced by microbial synthesis. *Can. J. Bot.*, 1953, vol. 31, no. 1, pp. 7–22. <https://doi.org/10.1139/b53-002>.
32. Gong C., Lai Q., Cai H., Jiang Y., Liao H., Liu Y., Xue D. *Cryobacterium soli* sp. nov., isolated from forest soil. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 2020, vol. 70, no. 1, pp. 675–679. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.003820>.
33. Li Y., Ren Y., Jiang N. Analysis of draft genome sequence of *Pseudomonas* sp. QTF5 reveals its benzoic acid degradation ability and heavy metal tolerance. *BioMed Res. Int.*, 2017, vol. 2017, no. 1, art. 4565960. <https://doi.org/10.1155/2017/4565960>.
34. Puntus I.F., Borzova O.V., Funtikova T.V., Suzina N.E., Egozarian N.S., Polyvtseva V.N., Shumkova E.S., Akhmetov L.I., Golovleva L.A., Solyanikova I.P. Contribution of soil bacteria isolated from different regions into crude oil and oil product degradation. *J. Soils Sediments*, 2019, vol. 19, no. 8, pp. 3166–3177. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2003-6>.
35. Polivtseva V.N., Anokhina T.O., Iminova L.R., Borzova O.V., Esikova T.Z., Solyanikova I.P. Evaluation of the biotechnological potential of new bacterial strains capable of phenol degradation. *Appl. Biochem. Microbiol.*, 2020, vol. 56, no. 3, pp. 298–305. <https://doi.org/10.1134/S0003683820030096>.

36. Nan Y., Zhu N., Sun S., Lei T., Guo X., Leng F., Yang M., Chen J., Wang Y. Degradation of petroleum hydrocarbon contaminants by *Rhodococcus erythropolis* KB1 synergistic with alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2024, vol. 31, no. 24, pp. 35332–35352. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33227-8>.
37. Delegan Y., Petrikov K., Frantsuzova E., Bogun A., Travkin V., Solyanikova I. Complete genome sequence of *Rhodococcus qingshengii* VT6, a promising degrader of persistent pollutants and putative biosurfactant-producing strain. *Microbiol. Resour. Announce.*, 2022, vol. 11, no. 2, art. e01179-21. <https://doi.org/10.1128/mra.01179-21>.
38. Han S.-R., Kim B., Jang J.H., Park H., Oh T.-J. Complete genome sequence of *Arthrobacter* sp. PAMC25564 and its comparative genome analysis for elucidating the role of CAZymes in cold adaptation. *BMC Genomics*, 2021, vol. 22, no. 1, art. 403. <https://doi.org/10.1186/s12864-021-07734-8>.
39. Liu L., Kang M., Wang Z., Shen J., Pan Y., Lin W. Perchlorate-tolerant bacterial strains isolated from the Mars-analog Qaidam Basin soils exposed to Earth's near space. *mLife*, 2024, vol. 3, no. 3, pp. 471–475. <https://doi.org/10.1002/mlf2.12142>.
40. Kallimanis A., LaButti K.M., Lapidus A., Clum A., Lykidis A., Mavromatis K., Pagani I., Liolios K., Ivanova N., Goodwin L., Pitluck S., Chen A., Palaniappan K., Markowitz V., Bristow J., Velentzas A.D., Perisynakis A., Ouzounis C.C., Kyrpides N.C., Koukkou A.I., Drinas C. Complete genome sequence of *Arthrobacter phenanthrenivorans* type strain (Sphe3). *Stand. Genomic Sci.*, 2011, vol. 4, no. 2, pp. 123–130. <https://doi.org/10.4056/sigs.1393494>.
41. Benaud N., Edwards R.J., Amos T.G., D'Agostino P.M., Gutiérrez-Chávez C., Montgomery K., Nicetic I., Ferrari B.C. Antarctic desert soil bacteria exhibit high novel natural product potential, evaluated through long-read genome sequencing and comparative genomics. *Environ. Microbiol.*, 2021, vol. 23, no. 7, pp. 3646–3664. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15300>.
42. Kumar R., Singh D., Swarnkar M.K., Singh A.K., Kumar S. Complete genome sequence of *Arthrobacter alpinus* ERGS4:06, a yellow pigmented bacterium tolerant to cold and radiations isolated from Sikkim Himalaya. *J. Biotechnol.*, 2016, vol. 220, pp. 86–87. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.01.016>.
43. Liu T., Li J., Qiu L., Zhang F., Linhardt R.J., Zhong W. Combined genomic and transcriptomic analysis of the dibutyl phthalate metabolic pathway in *Arthrobacter* sp. ZJUTW. *Biotechnol. Bioeng.*, 2020, vol. 117, no. 12, pp. 3712–3726. <https://doi.org/10.1002/bit.27524>.
44. Shi Y., Lin H., Ma J., Zhu R., Sun W., Lin X., Zhang J., Zheng H., Zhang X. Degradation of tetracycline antibiotics by *Arthrobacter nicotianae* OTC-16. *J. Hazard. Mater.*, 2021, vol. 403, art. 123996. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123996>.

Информация об авторах

Анна Александровна Пьянкова, младший научный сотрудник лаборатории молекулярной иммунологии Института экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиала ПФИЦ УрО РАН

E-mail: annpjankva@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2210-783X>

Алёна Александровна Ошвинцева, студент биологического факультета, Пермский государственный национальный исследовательский университет

E-mail: alyonaoshvintseva@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8071-6972>

Дмитрий Юрьевич Шаравин, кандидат биологических наук, младший научный сотрудник лаборатории клеточной иммунологии и нанобиотехнологии Института экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиала ПФИЦ УрО РАН

E-mail: dima-sharavin@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3962-8164>

Елена Генриховна Плотникова, доктор биологических наук, доцент, заведующий лабораторией микробиологии техногенных экосистем Института экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиала ПФИЦ УрО РАН; профессор кафедры ботаники и генетики растений, Пермский государственный национальный исследовательский университет

E-mail: peg@iegm.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0107-0719>

Author Information

Anna A. Pyankova, Junior Researcher, Laboratory of Molecular Immunology, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch, Russian Academy of Sciences

E-mail: annpjankva@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2210-783X>

Alyona A. Oshvintseva, Student, Biology Faculty, Perm State National Research University

E-mail: alyonaoshvintseva@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8071-6972>

Dmitry Yu. Sharavin, Cand. Sci. (Biology), Junior Researcher, Laboratory of Cellular Immunology and Nanobiotechnology, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch, Russian Academy of Sciences

E-mail: dima-sharavin@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3962-8164>

Elena G. Plotnikova, Dr. Sci. (Biology), Associate Professor, Head of Laboratory of Technogenic Ecosystems Microbiology, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch, Russian Academy of Sciences; Professor, Department of Botany and Plant Genetics, Perm State National Research University

E-mail: peg_el@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0107-0719>

Поступила в редакцию 29.05.2025

Принята к публикации 01.08.2025

Received May 29, 2025

Accepted August 1, 2025

Оригинальная статья

УДК 504.064:631.417:502.72:547-326

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.303-318>**Диалкиловые эфиры фталевой кислоты в почвах
заказника «Предуралье»****А.В. Назаров***Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН,
Пермь, Россия**nazarov@iegm.ru***Аннотация**

Оценено содержание диалкиловых эфиров фталевой кислоты в поверхностных слоях почв заказника «Предуралье». Общее содержание пяти фталатов (диметилфталат, диэтилфталат, диизобутилфталат, дибутилфталат, диэтилгексилфталат) в почвах заказника находится в диапазоне 0.012–0.461 мг/кг, медиана составляет 0.064 мг/кг, а среднее значение – 0.099 мг/кг. Среди рассматриваемых фталатов в изученных почвах доминируют дибутил- и диэтилгексилфталат, доля которых составляет 90–100 %. Обнаружена зависимость между содержанием фталатов в почвах и произрастающей на них растительности. Наибольшее содержание эфиров фталиевой кислоты отмечено в почвах пихтово-еловых и дубового лесов, а также в почвах лугов с преобладанием земляники зеленой, наименьшее – в почвах кленово-липовых лесов, прибрежно-водных и синантропных растительных сообществ, лугов с доминированием костреца безостого, сныти обыкновенной и ежи сборной.

Ключевые слова: диалкиловые эфиры фталевой кислоты, почва, растительность, особо охраняемая природная территория

Благодарности. Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (124020500028–4). В работе использовано оборудование Центра коллективного пользования «Исследования материалов и вещества» ПФИЦ УрО РАН.

Для цитирования: Назаров А.В. Диалкиловые эфиры фталевой кислоты в почвах заказника «Предуралье» // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 303–318. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.303-318>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.303-318>

**Dialkyl esters of phthalic acid in the soils
of the Preduralye Nature Reserve**

A.V. Nazarov

*Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch,
Russian Academy of Sciences, Perm, Russia*

nazarov@iegm.ru

Abstract

The surface soils of the Preduralye Nature Reserve were analyzed for dialkyl esters of phthalic acid. Five phthalates (dimethyl phthalate, diethyl phthalate, diisobutyl phthalate, dibutyl phthalate, and diethylhexyl phthalate) were identified in the samples. Their total content was in the range of 0.012–0.461 mg/kg, with a median of 0.064 mg/kg and a mean of 0.099 mg/kg. Dibutyl and diethylhexyl phthalates were the most abundant, accounting for 90–100 % of the total phthalate content. The content of phthalates in the studied soils varied with vegetation types. The highest levels were detected in the soils of the fir–spruce forests and the oak forest, as well as in the soils of the meadows dominated by green strawberry. The lowest levels were in the soils of the maple–linden forests, the coastal aquatic and synanthropic plant communities, and the meadows dominated by awnless brome, ground elder, and cocksfoot.

Keywords: dialkyl esters of phthalic acid, soil, vegetation, specially protected natural area

Acknowledgments. This study was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation as part of state assignment no. 124020500028–4. The work was carried out using the equipment of the Center for Collective Use “Research of materials and substances” at the Perm Federal Research Center, Ural Branch, Russian Academy of Sciences.

For citation: Nazarov A.V. Dialkyl esters of phthalic acid in the soils of the Preduralye Nature Reserve. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 303–318. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.303-318>. (In Russian)

Введение

Диалкиловые эфиры фталевой кислоты (ЭФК, фталаты) представляют собой малолетучие, высококипящие жидкости, малорастворимые в воде [1]. Эти соединения характеризуются высокой токсичностью для животных и человека, отрицательно влияя на состояние печени, почек, дыхательной и эндокринной систем [1, 2], а также репродуктивные функции. Для некоторых ЭФК установлено эмбриотоксическое и канцерогенное действие [1, 3]. Также показано токсическое воздействие ЭФК на почвенные микроорганизмы и растения [4, 5]. При этом сообщается о повсеместном присутствии ЭФК в городских и сельскохозяйственных почвах [6–8]. Так, ЭФК обнаружены во всех образцах почв, отобранных на территории

Москвы [7] и Перми (Россия) [9], Нови Сада (Сербия) [10], Пекина [11–13], Сианя [14] и Гуанчжоу [15] (Китай), а также в пробах сельскохозяйственных почв Чехии [8], Дании [16], Китая [17–21].

Появление ЭФК в окружающей среде обычно связывают с загрязнением пластиком, так как они выступают в качестве пластификаторов пластмасс, а также применяются в производстве бытовой химии и косметики [7, 22]. Кроме того, имеются данные о способности микроорганизмов и растений продуцировать ЭФК, что может приводить к повышению содержания ЭФК в окружающей среде [23]. ЭФК выявлены в чистых культурах бактерий рода *Streptomyces* [24–27], а также бактерий *Clavibacter michiganensis*, *Pectobacterium carotovorum*, *Rhizobium rhizogenes*, *R. radiobacter*, *R. leguminosarum*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas syringae* [28]. ЭФК обнаружены в культурах микромицетов родов *Aspergillus* [29–31], *Penicillium* [29, 32], *Trichoderma* [29, 333], а также в образцах 31 вида растений, относящихся к различным таксономическим группам (мхи, плауны, хвощи, папоротники, хвойные голосеменные, однодольные и двудольные цветковые) и в культурах растительных клеток *Aconitum baicalense*, *Aconitum barbatum*, *Nicotiana tabacum*, *Saussurea controversa*, *Scorzonera hispanica*, *Solanum tuberosum* [34]. Установлено, что растения видов *Nepeta kurramensis* [35], *Abies sibirica* [36], *Cajanus cajan* [37], *Saussurea obvallata* [38] и корневые эксудаты растений *Pistia stratiotes* и *Cyperus alternifolius* [39] содержат ЭФК.

Антибактериальное, фунгицидное, гербицидное и зооцидное действие ЭФК предполагает значимость их синтеза живыми организмами для межвидовых взаимоотношений между микроорганизмами, грибами, растениями и животными. Например, ЭФК растительного происхождения участвуют в аллопатических взаимодействиях между растениями, а также защищают их от микроорганизмов, грибов и растительноядных животных [23].

Для оценки распространения ЭФК в природе, а также выяснения источников их поступления в окружающую среду необходимы данные о содержании ЭФК в почвах природных территорий. Однако в настоящее время такие исследования для почв особо охраняемых природных территорий отсутствуют. Цель работы состоит в установлении содержания диалкиловых эфиров фталевой кислоты в поверхностных слоях почв природной территории, ландшафтном заказнике «Предуралье».

1. Материалы и методы

1.1. Природные условия и антропогенная нагрузка в заказнике «Предуралье».

Заказник «Предуралье» находится на северном окончании Уфимского плато, на участке долины реки Сытва в Кишертском районе Пермского края. Растительность заказника относится к подзоне широколиственно-пихтово-еловых лесов и граничит с Кунгурско-Красноуфимским лесостепным геоботаническим округом [40]. Наиболее часто встречающиеся почвы заказника – дерново-подзолистые, дерново-карбонатные, дерново-луговые и аллювиальные дерновые слоистые почвы [41, 42]. На территории заказника «Предуралье» в деревне Верхние Частые (д. В. Частые) располагается учебно-научная база «Пермского государственного национального исследовательского университета» (УНБ «Предуралье»), на которой проходят полевые практики студенты биологического, географического и геологического факультетов. Деревню временно и постоянно населяют около 30 чел., число студентов и преподавателей, посещающих УНБ «Предуралье», составляет 311–489 чел. в год [43].

1.2. Отбор проб. Образцы отбирали из поверхностного слоя (0–10 см) почв с 32 участков на разном расстоянии от д. В. Частые: на территории деревни ($n = 9$), 200–400 м

($n = 13$) и 1–2 км ($n = 10$) от деревни. Для исследования использовали образцы аллювиальных дерновых слоистых (пойменных) ($n = 5$), дерново-луговых ($n = 7$), дерново-подзолистых ($n = 3$) и дерново-карбонатных почв ($n = 17$) (табл. 1) согласно классификации почв СССР 1977 г. [44].

Табл. 1. Характеристика точек отбора проб почвы (n – число точек отбора проб)

Table 1. Characteristics of the soil sampling sites (n indicates the number of sampling sites)

Типы почв	Фитоценозы	Преобладающие виды растений	Расстояние от д. В. Частые, км
Аллювиальные дерновые слоистые (пойменные)	Прибрежно-водные	<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rauschert, <i>Petasites radiates</i> (J.F. Gmel.) J. Toman, <i>Ranunculus repens</i> L.	0 ($n = 2$) 0.2–0.4 ($n = 2$) 1.0 ($n = 1$)
Дерново-луговые	Луговые	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub, <i>Aegopodium podagraria</i> L.	0 ($n = 1$) 0.2 ($n = 1$),
	Луговые	<i>Dactylis glomerata</i> L., <i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	0 ($n = 1$) 0.4 ($n = 1$) 1.0 ($n = 1$)
	Синантропный	<i>Heracleum sibiricum</i> L., <i>Urtica dioica</i> L.	0 ($n = 1$)
	Синантропный	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop., <i>Sonchus arvensis</i> L.	0 ($n = 1$)
Дерново-подзолистые	Пихтово-еловые зеленомошные леса	<i>Picea obovata</i> Ledeb., <i>Abies sibirica</i> Ledeb., <i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt., <i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Bruch et al.	1.0–2.0 ($n = 3$)
Дерново-карбонатные	Пихтово-еловые кисличные леса	<i>Picea obovata</i> Ledeb., <i>Abies sibirica</i> Ledeb., <i>Oxalis acetosella</i>	0.2 ($n = 2$)
	Пихтово-еловые зеленомошные леса	<i>Picea obovata</i> Ledeb., <i>Abies sibirica</i> Ledeb., <i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt., <i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Bruch et al.	0.2–0.4 ($n = 4$)
	Кленово-липовые-цицербито-снытьевые леса	<i>Tilia cordata</i> Mill., <i>Acer platanoides</i> L., <i>Aegopodium podagraria</i> L., <i>Cicerbita uralensis</i> (Rouy) Beauverd	1.5–2.0 ($n = 3$)
	Дубовый лес	<i>Quercus robur</i> L.	1.2–1.3 ($n = 2$)
	Синантропные	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop., <i>Sonchus arvensis</i> L.	0 ($n = 2$)
	Луговые	<i>Fragaria viridis</i> Weston	0 ($n = 1$) 0.2–0.4 ($n = 3$)

1.3. Характеристика растительности. Описание растительности на участках проводили геоботаническими методами. Преобладающие виды растений выделяли на основе проективного покрытия у травянистых растений и сомкнутости крон у деревьев [40].

1.4. Определение ЭФК в почвах. В почве определяли следующие ЭФК: диметилфталат (ДМФ), диэтилфталат (ДЭФ), диизобутилфталат (ДиБФ), дибутилфталат (ДБФ), диэтилгексилфталат (ДЭГФ). Пробопоготовку образцов почв и экстракцию из них ЭФК проводили согласно [7]. Во избежание загрязнения проб ЭФК из пластика для пробоотбора и пробопоготовки использовали стеклянную посуду.

Определение ЭФК проводили на газовом хроматографе Agilent 7890B (Agilent, США) с трехквадрупольным масс-спектрометром Agilent 7010B (Agilent, США) и кварцевой колонкой RESTEK RTx-5MS (Restek, США). В качестве газа-носителя использовали гелий, скорость потока составляла 1 мл/мин, температура испарителя 260 °С. Программирование подъема температуры от 130 °С (3-минутная экспозиция), нагрев до 280 °С со скоростью 10 °С/мин. Объем вводимой пробы составлял 1 мкл. Анализ хроматограмм проводили с помощью программы MSD Productivity ChemStation (Agilent, США). Для каждого образца выполняли три параллельных измерения.

1.2. Статистическую обработку данных проводили с помощью стандартных методов параметрической статистики в программном пакете Statistica 6.0 (Statsoft, США). Результаты представляли как среднее значение и стандартное отклонение, а также медиана содержания ДБФ, ДЭГФ и общего содержания ЭФК в почвах заказчика «Предуралье». Для оценки значимости различий использовали *t*-критерий Стьюдента с расчетом 95%-ного доверительного интервала.

2. Результаты и их обсуждение

Во всех исследованных почвах заказчика «Предуралье» обнаружены ДБФ и ДЭГФ. Концентрация ДБФ в почвах лежит в диапазоне 0.002–0.444 мг/кг с медианой, равной 0.016 мг/кг, содержание ДЭГФ составляет 0.007–0.070 мг/кг (медиана – 0.022 мг/кг), а общее содержание ЭФК – 0.012–0.461 мг/кг (медиана – 0.064 мг/кг).

ДМФ выявлен в 2 образцах дерново-карбонатных почв, отобранных на лугу и пихтово-еловом зеленомошном лесу, ДиБФ – в 6 почвах, 4 из которых отобраны на лугах (2 образца дерново-луговых почв и 2 образца дерново-карбонатных почв) и 2 – на участках пихтово-елового зеленомошного и пихтово-елового кисличного лесов (дерново-карбонатные почвы). Содержание ДМФ и ДиБФ в почвах при этом составляет 0.001–0.004 мг/кг.

ДЭФ обнаружен в 1 образце дерново-карбонатной почвы (луг) в количестве 0.001 мг/кг. Наибольшее содержание ЭФК отмечено в почвах пихтово-еловых и дубового лесов, а также лугов с преобладанием земляники зеленой, тогда как наименьшее – в почвах кленово-липовых лесов, прибрежно-водных и синантропных растительных сообществ, лугов с преобладанием костреца безостого, сныти обыкновенной и ежи сборной (рис. 1).

В ряде городских почв содержание ЭФК выше, чем в почвах заказчика «Предуралье», что, очевидно, связано с антропогенным воздействием и загрязнением окружающей среды этими поллютантами. Например, в городских почвах Москвы (Россия) суммарное содержание ЭФК составляет 4.39–397.00 мг/кг [7], в Пекине (Китай) – 2.30–24.71 мг/кг [11], в Гуанчжоу (Китай) – 1.67–322.00 мг/кг [15]. Однако в других городских почвах нижние границы общего содержания ЭФК сопоставимы с таковыми в почвах заказчика или в некоторых случаях меньше них. Так, содержание ЭФК в городских почвах варьируется в диапазонах 0.0002–2.12 мг/кг в Нови Сад (Сербия) [10], 0.02–3.14 мг/кг [12] и 0.51–7.96 мг/кг [13] в Пекине (Китай), 0.19–19.15 мг/кг в Сиане (Китай) [14]. В целом содержание ДБФ и ДЭГФ в почвах заказчика соответствует уровню фталатов, выявленных в городских почвах в жилой зоне на территории Перми (Россия) (0.005–0.032 мг/кг ДБФ и 0.003–0.068 мг/кг ДЭГФ) [9]. Исключением являются почвы пихтово-еловых и дубового лесов, а также лугов с преобладанием земляники зеленой, содержание ЭФК в которых выше, чем в почвах Перми (рис. 1).

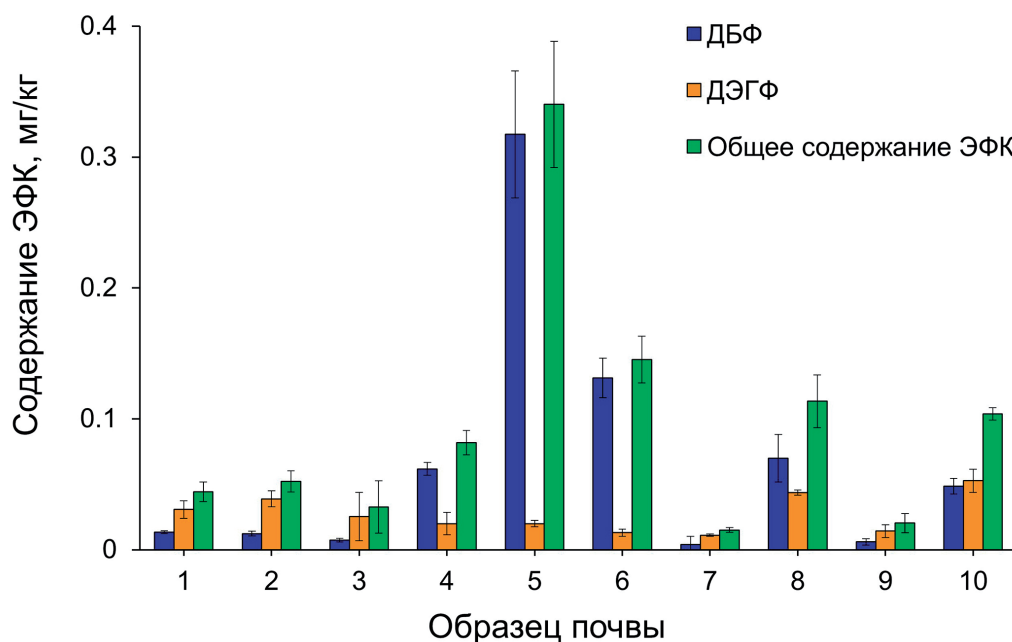


Рис. 1. Содержание ДБФ, ДЭГФ и общий уровень фталатов в почвах растительных сообществ заказника «Предуралье»: 1 – прибрежно-водные фитоценозы (пойменные почвы); 2 – луга с преобладанием костреца безостого, сныти обыкновенной, ежи сборной (дерново-луговые почвы); 3 – синантропные фитоценозы (дерново-луговые почвы); 4 – пихтово-еловые зеленомошные леса (дерново-подзолистые почвы); 5 – пихтово-еловые зеленомошные леса (дерново-карбонатные почвы); 6 – пихтово-еловые кисличные леса (дерново-карбонатные почвы); 7 – кленово-липовые леса (дерново-карбонатные почвы); 8 – дубовый лес (дерново-карбонатная почва); 9 – синантропные фитоценозы (дерново-карбонатные почвы); 10 – луга с преобладанием земляники зеленой (дерново-карбонатные почвы). Планки погрешностей обозначают доверительный интервал при $p \leq 0.05$

Fig. 1. DBP, DEHP, and total phthalates in the soils of the plant communities of the Preduralye Nature Reserve: 1 – coastal aquatic phytocenoses (floodplain soils); 2 – meadows dominated by awnless brome, ground elder, and cocksfoot (sod-meadow soils); 3 – synanthropic phytocenoses (sod-meadow soils); 4 – fir–spruce green moss forests (sod-podzolic soils); 5 – fir–spruce green moss forests (sod-carbonate soils); 6 – fir–spruce oxalis forests (sod-carbonate soils); 7 – maple–linden forests (sod-carbonate soils); 8 – oak forest (sod-carbonate soil); 9 – synanthropic phytocenoses (sod-carbonate soils); 10 – meadows dominated by green strawberry (sod-carbonate soils). Error bars indicate the confidence interval at $p \leq 0.05$

Сравнение общего содержания ЭФК в почвах заказника «Предуралье» и сельскохозяйственных почвах показывает, что, как и в случае городских почв, наблюдаются как более высокие и сопоставимые, так и меньшие значения. Для сельскохозяйственных почв Китая в литературе представлены значения 0.15–9.68 мг/кг [17], 3.00–45.67 мг/кг [18], 0.22–33.60 мг/кг [19], 0.05–10.40 мг/кг [20], 0.05–3.57 мг/кг [21], 0.76–1.59 мг/кг [45] и 0.45–4.44 мг/кг [46], а для аналогичных почв Дании – 0.02–3.27 мг/кг [16]. Таким образом, полученные для почв заказника данные (рис. 1) показывают, что содержания ЭФК в природных почвах могут быть сопоставимы с таковыми для некоторых городских и сельскохозяйственных почв или превышать их.

В большинстве исследований основной вклад в общее содержание ЭФК в городах вносит ДЭГФ, доля которого достигает 59 % в почвах Пекина [13], 46.5–93.1 % в почвах Гуанчжоу [15], 70–96 % в почвах Нови Сада [10] и 61.7–73.4 % в почвах Перми [9]. В почвах Москвы наибольшая доля в общем содержании ЭФК приходится на ДБФ (58.4–74.7 %) за исключением территорий, не вовлеченных в хозяйственную деятельность, для которых наи-

большее содержание (41.4 %) наблюдается для ДиБФ [7]. Установлено, что в сельскохозяйственных почвах Китая и Нидерландов основными ЭФК являются ДБФ и ДЭГФ [6, 18, 47]. В сельскохозяйственных почвах Дании в большинстве случаев преобладает ДЭГФ [16].

Анализ содержания ДБФ и ДЭГФ в почвах заказника «Предуралье» показывает, что ДБФ выступает основным компонентом в спектре фталатов (55–96 %) для почв пихтово-еловых и дубового лесов. В почвах пойменных, луговых (дерново-луговая почва), синантропных фитоценозов, а также кленово-липовых лесов преобладающим является ДЭГФ (54–87 %). Дерново-карбонатные почвы лугов характеризуются отсутствием доминирования ДБФ и ДЭГФ в общем содержании фталатов, так как их доли равны 35–56 и 40–62 % соответственно. Вклад ДМФ и ДЭФ в общее содержание ЭФК в почвах составляет 0–1 %, а ДиБФ – 0–10 %.

Обнаружение ЭФК во всех отобранных на территории заказника «Предуралье» пробах почв, а также выявленная зависимость содержания и качественного состава ЭФК в них от произрастающей на них растительности указывает на наличие природных источников поступления ЭФК в почву. Ранее выдвигались предположения о попадании ЭФК в окружающую среду от растений [34] или микроорганизмов [29]. Так, ель сибирская (*Picea obovata*) и плевроциум Шребера (*Pleurozium schreberi*) являются источниками ДБФ и ДЭГФ [34], пихта сибирская (*Abies sibirica*) [36], гилокомиум блестящий (*Hylocomium splendens*) и лишайник гипогимния вздутая (*Hypogymnia physodes*) [48] – ДБФ. Эти виды растений и лишайника являются массовыми для пихтово-еловых лесов заказника «Предуралье», в почвах которых выявлено повышенное содержание ЭФК (рис. 1). Другим возможным объяснением присутствия ЭФК в почвах заказника «Предуралье» и зависимости их содержания от растительности является синтез ЭФК почвенными микроорганизмами из соединений, поступающих от растений с выделениями и опадом. Например, показана способность бактерий *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*, *Pseudomonas syringae* pv. *pisi*, *Clavibacter michiganensis* sp. *sepedonicus* продуцировать ДЭФ, ДБФ и ДЭГФ при деструкции *N*-фенил-2-нафтиламина, обнаруженного в тканях и корневых эксудатах некоторых видов растений [28].

В городских почвах отмечается влияние функциональных зон на содержание ЭФК в почвах. На территории Пекина [12] и Нови Сада [10] максимальное количество ЭФК выявлено в почвах парков. В Сиане и городах района реки Хунхэ повышенное содержание ЭФК отмечено в почвах промышленной, транспортной и селитебной зон [14, 49], а в почвах Москвы – на территориях, не вовлеченных в хозяйственную деятельность и в почвах селитебной зоны [7]. Зависимость распределения фталатов в почвенном покрове городов от характера использования территорий свидетельствует о большем влиянии антропогенных факторов на содержание ЭФК в почвах, чем природных [7]. Однако в почвах д. В. Частые, подвергающихся большему антропогенному влиянию, чем почвы участков, находящиеся на расстоянии 200–2000 м от деревни, повышенное содержание ЭФК не обнаружено (рис. 2). Наибольшее содержание ДБФ и, следовательно, общее содержание ЭФК в почвах отмечены в зоне отбора проб на расстоянии 200–400 м от д. В. Частые (рис. 2), что обусловлено расположением на этой территории темнохвойных лесов на дерново-карбонатных почвах, характеризующихся повышенным содержанием ДБФ (рис. 1, табл. 1).

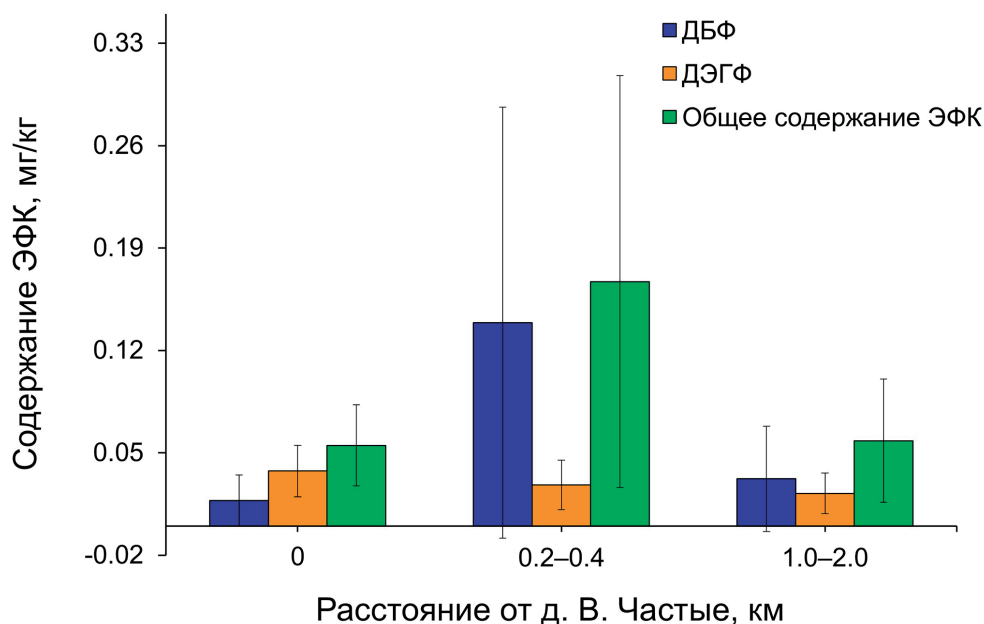


Рис. 2. Содержание ДБФ, ДЭГФ и общий уровень фталатов в почвах заказника «Предуралье» на разном расстоянии от д. В. Частые

Fig. 2. DBP, DEHP, and total phthalates in the soils of the Preduralye Nature Reserve at different distances from the village of V. Chastye

Анализ содержания ЭФК в пойменных и дерново-луговых почвах, которые преобладают на территории д. В. Частые, также не выявили значимых отличий между почвами деревни и находящимися за ее пределами (рис. 3). Такое распределение ЭФК подтверждает большее воздействие природных факторов на распределение фталатов в почвенном покрове заказника «Предуралье».

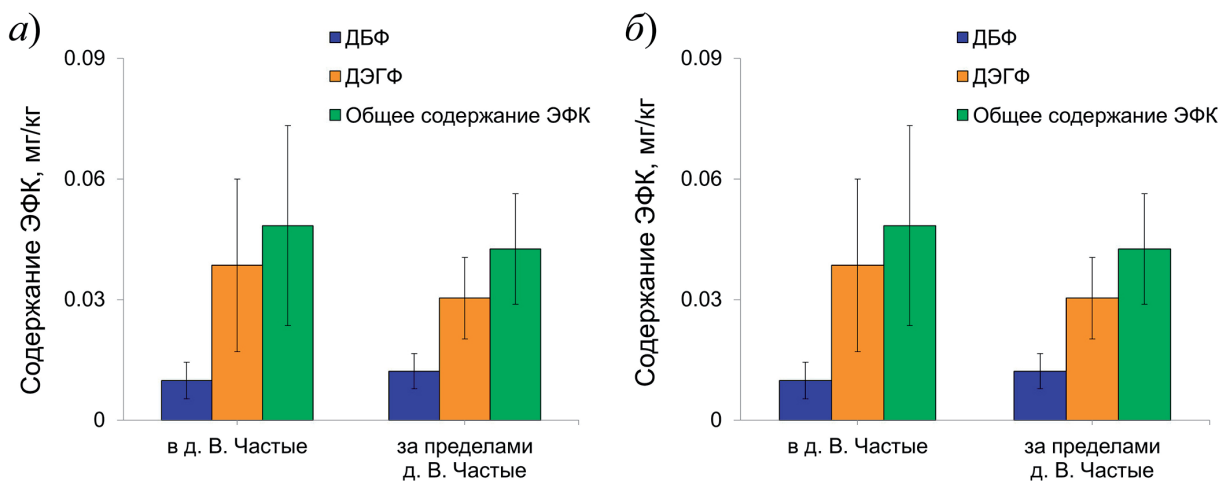


Рис. 3. Содержание ДБФ, ДЭГФ и общий уровень фталатов в пойменных (а) и дерново-луговых почвах (б) в д. В. Частые и за ее пределами

Fig. 3. DBP, DEHP, and total phthalates in the floodplain (a) and sod-meadow soils (b) within and outside the village of V. Chastye

Поскольку ЭФК способны оказывать негативное воздействие на живые системы [50–54], необходимо дальнейшее изучение ЭФК в природных почвах, их роли в экосистемах, а также возможного влияния на человека и другие живые организмы.

Заключение

Таким образом, на примере почв заказника «Предуралье» впервые показано наличие в природных почвах ЭФК, а также зависимость содержания фталатов в почвах от произрастающей на них растительности. При этом положительного влияния населенного пункта – деревни Верхние Частые – на содержание ЭФК в почвах заказника не обнаружено. Полученные результаты исследования показывают, что эти соединения в почвах могут иметь не только техногенное, но и природное происхождение. Известно, что ДБФ и ДЭГФ, преобладающие среди фталатов в почвах заказника «Предуралье», характеризуются токсичностью, поэтому необходимы дальнейшие исследования их биологической роли в природных экосистемах и выявление природных источников поступления ЭФК в окружающую среду.

Конфликт интересов. Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The author declares no conflicts of interest.

Литература

1. Heudorf U., Mersch-Sundermann V., Angerer J. Phthalates: Toxicology and exposure // Int. J. Hyg. Environ. Health. 2007. V. 210, No 5. P. 623–634. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>.
2. Шкаева И.Е., Солнцева С.А., Никулина О.С., Николаев А.И., Дулов С.А., Земляной А.В. Токсичность и опасность фталатов (Анализ литературных сведений) // Токсикологический вестник. 2019. № 6. С. 3–9. <https://doi.org/10.36946/0869-7922-2019-6-3-9>.
3. Lin S., Ku H.-Y., Su P.-H., Chen J.-W., Huang P.-C., Angerer J., Wang S.-L. Phthalate exposure in pregnant women and their children in central Taiwan // Chemosphere. 2011. V. 82, No 7. P. 947–955. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.073>.
4. Kapanen A., Stephen J.R., Brüggemann J., Kiviranta A., White D.C., Itävaara M. Diethyl phthalate in compost: Ecotoxicological effects and response of the microbial community // Chemosphere. 2007. V. 67, No 11. P. 2201–2209. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.023>.
5. Ma T., Zhou W., Chen L., Wu L., Christie P., Liu W. Toxicity of phthalate esters to lettuce (*Lactuca sativa*) and the soil microbial community under different soil conditions // PLoS One. 2018. V. 13, No 12. Art. e0208111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208111>.
6. He L., Gielen G., Bolan N.S., Zhang X., Qin H., Huang H., Wang H. Contamination and remediation of phthalic acid esters in agricultural soils in China: A review // Agron. Sustainable Dev. 2015. V. 35, No 2. P. 519–534. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0270-1>.
7. Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Агапкина Г.И., Тихонова М.О., Парамонова Т.А., Липатов Д.Н. Сложные эфиры фталевой кислоты в почвах Москвы // Вестн. Моск. университета. Серия 17: Почвоведение. 2019. № 2. С. 44–48.
8. Zorníková G., Jarošová A., Hřivná L. Distribution of phthalic acid esters in agricultural plants and soil // Acta Univ. Agric. Silvic. Mendelianae Brun. 2011. V. 59, No 3. P. 233–238. <https://doi.org/10.11118/actaun201159030233>.
9. Масленникова И.Л., Шишкин М.А., Шерстобитова Н.П., Кузнецова М.В. Эколого-гигиеническая оценка почв селитебной зоны г. Перми // Гигиена и санитария. 2021. Т. 100, № 2. С. 116–122. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-2-116-122>.
10. Škrbić B.D., Ji Y., Đurišić-Mladenović N., Zhao J. Occurrence of the phthalate esters in soil and street dust samples from the Novi Sad city area, Serbia, and the influence on the children's and adults' exposure // J. Hazard. Mater. 2016. V. 312. P. 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.045>.

11. Zhang Z., He G., Peng X., Lu L. Distribution and sources of phthalate esters in the topsoils of Beijing, China // *Environ. Geochem. Health*. 2014. V. 36, No 3. P. 505–515. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9577-0>.
12. Xia X., Yang L., Bu Q., Liu R.J. Levels, distribution, and health risk of phthalate esters in urban soils of Beijing, China // *J. Environ. Qual.* 2011. V. 40, No 5. P. 1643–1651. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0032>.
13. Li X.H., Ma L.L., Liu X.F., Fu S., Cheng H.X., Xu X.B. Phthalate ester pollution in urban soil of Beijing, People's Republic of China // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2006. V. 77, No 2. P. 252–259. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-1057-0>.
14. Wang L., Liu M., Tao W., Zhang W., Wang L., Shi X., Lu X., Li X. Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an, Northwest China // *Chemosphere*. 2018. V. 191. P. 467–476. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.066>.
15. Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L.N., Luo D., Chen L., Lin Y., Liu M., Sun G. Distribution of phthalate esters in urban soils of subtropical city, Guangzhou, China // *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 164, Nos 2–3. P. 1171–1178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.029>.
16. Vikelsøe J., Thomsen M., Carlsen L. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils // *Sci. Total Environ.* 2002. V. 296, Nos 1–3. P. 105–116. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00063-3).
17. Wang J., Luo Y., Teng Y., Ma W., Christie P., Li Z. Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film // *Environ. Pollut.* 2013. V. 180. P. 265–273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.036>.
18. Cai Q.Y., Mo C.H., Li Y.H., Zeng Q.Y., Wang B.G., Xiao K.E., Li H.Q., Xu G.S. Preliminary study of PAEs in soils from typical vegetable fields in areas of Guangzhou and Shenzhen, South China // *Acta Ecol. Sin.* 2005. V. 25, No 2. P. 283–288.
19. Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L., Liu M., Sun G., Lin Y., Luo D., Zeng Z. Phthalate esters (PAEs): Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China // *Environ. Pollut.* 2008. V. 156, No 2. P. 425–434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.045>.
20. Kong S., Ji Y., Liu L., Chen L., Zhao X., Wang J., Bai Z., Sun Z. Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China // *Environ. Pollut.* 2012. V. 170. P. 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017>.
21. Zhou B., Zhao L., Sun Y., Li X., Weng L., Li Y. Contamination and human health risks of phthalate esters in vegetable and crop soils from the Huang-Huai-Hai region of China // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 778. Art. 146281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146281>.
22. Ghosh S., Sahu M. Phthalate pollution and remediation strategies: A review // *J. Hazard. Mater. Adv.* 2022. V. 6. Art. 100065. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100065>.
23. Максимова Л.А., Шафикова Т.Н. Эндогенные фталаты как вероятный регулятор межвидовых взаимоотношений в биоценозе // *Изв. вуз. Прикл. хим. биотехн.* 2022. Т. 12, № 3. С. 424–437.
24. Roy R.N., Laskar S., Sen S.K. Dibutyl phthalate, the bioactive compound produced by *Streptomyces albidoflavus* 321.2 // *Microbiol. Res.* 2006. V. 161, No 2. P. 121–126. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2005.06.007>.
25. El-Naggar M.Y.M. Dibutyl phthalate and the antitumor agent F5A1, two metabolites produced by *Streptomyces nasri* submutant H35 // *Biomed. Lett.* 1997. V. 55. P. 125–131.
26. Atallah B.M., Haroun S.A., El-Mohsnawy E. Antibacterial activity of two actinomycetes species isolated from black sand in North Egypt // *S. Afr. J. Sci.* 2023. V. 119, No 11/12. Art. 14509. <https://doi.org/10.17159/sajs.2023/14509>.
27. Ahsan T., Chen J., Zhao X., Irfan M., Wu Y. Extraction and identification of bioactive compounds (eicosane and dibutyl phthalate) produced by *Streptomyces* strain KX852460 for the biological control of *Rhizoctonia solani* AG-3 strain KX852461 to control target spot disease in tobacco leaf // *AMB Express*. 2017. V. 7, No 1. Art. 54. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0351-z>.

28. Макарова Л.Е., Мориц А.С., Соколова Н.А., Петрова И.Г., Семенов А.А., Дударева Л.В., Третьякова М.С., Сидоров А.В. Изучение деградации N-фенил-2-нафтиламина бактериями *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*, *Pseudomonas syringae* pv. *pisi*, *Clavibacter michiganensis* sp. *sepedonicus* // Прикл. биохим. микробиол. 2020. Т. 56, № 2. С. 165–173. <https://doi.org/10.31857/S0555109920010122>
29. Tian C., Ni J., Chang F., Liu S., Xu N., Sun W., Xie Y., Guo Y., Ma Y., Yang Z., Dang C., Huang Y., Tian Z., Wang Y. Bio-Source of di-n-butyl phthalate production by filamentous fungi // Sci. Rep. 2016. V. 6, No 1. Art. 19791. <https://doi.org/10.1038/srep19791>.
30. Lotfy M.M., Hassan H.M., Hetta M.H., El-Gendy A.O., Mohammed R. Di-(2-ethylhexyl) phthalate, a major bioactive metabolite with antimicrobial and cytotoxic activity isolated from River Nile derived fungus *Aspergillus awamori* // Beni-Suef Univ. J. Basic Appl. Sci. 2018. V. 7, No 3. P. 263–269. <https://doi.org/10.1016/j.bjbas.2018.02.002>.
31. Ye K., Ai H.-L., Liu J.-K. Identification and bioactivities of secondary metabolites derived from endophytic fungi isolated from ethnomedicinal plants of Tujia in Hubei province: A review // Nat. Prod. Bioprospect. 2021. V. 11, No 2. P. 185–205. <https://doi.org/10.1007/s13659-020-00295-5>.
32. Savard M.E., Miller J.D., Blais L.A., Seifert R.A., Samson R.A. Secondary metabolites of *Penicillium bilaii* strain PB-50 // Mycopathologia. 1994. V. 127, No 1. P. 19–27. <https://doi.org/10.1007/BF01104007>.
33. Senthilkumar G., Madhanraj P., Panneerselvam A. Studies on the compounds and its antifungal potentiality of fungi isolated from paddy field soils of Jenbagapuram Village, Thanjavur District, and South India // Asian J. Pharm. Res. 2011. V. 1, No 1. P. 19–21.
34. Еникеев А.Г., Семенов А.А., Пермяков А.В., Соколова Н.А., Гамбург К.З., Дударева Л.В. Биосинтез диалкиловых эфиров орто-фталевой кислоты в растениях и в культурах клеток // Прикл. биохим. микробиол. 2019. Т. 55, № 3. С. 282–285. <https://doi.org/10.1134/S0555109919020065>.
35. Rehman N.U., Ahmad N., Hussain J., Ali L., Hussein H., Bakht N., Al-Harrasi A., Shinwari Z.K. One new phthalate derivative from *Nepeta kurramensis* // Chem. Nat. Compd. 2017. V. 53, No 3. P. 426–428. <https://doi.org/10.1007/s10600-017-2014-39035-x>.
36. Пахарькова Н.В., Радогуз М.С., Голубев С.В., Ефремов А.А. Особенности содержания эфирного масла в хвое пихты сибирской первого и второго года // Хим. растит. сырья. 2012. № 1. С. 101–104.
37. Rawani A. Larvicidal efficacy of the mature leaf extract of *Cajanus cajan* against the vector of Japanese encephalitis // Int. J. Trop. Insect Sci. 2021. V. 41, No 2. P. 1155–1161. <https://doi.org/10.1007/s42690-020-00300-x>.
38. Semwal P., Painuli S. Antioxidant, antimicrobial, and GC-MS profiling of *Saussurea obvallata* (Brahma Kamal) from Uttarakhand Himalaya // Clin. Phytosci. 2019. V. 5, No 1. Art. 12. <https://doi.org/10.1186/s40816-019-0105-3>.
39. Duan X., Zhao Y.-y., Zhang J.-c. Characteristics of the root exudate release system of typical plants in plateau lakeside wetland under phosphorus stress conditions // Open Chem. 2020. V. 18, No 1. P. 808–821. <https://doi.org/10.1515/chem-2020-0059>.
40. Овеснов С.А., Ефимик Е.Г. Биоразнообразие и экология высших растений. Пермь: Пермский гос. университет, 2009. 129 с.
41. Оборин А.И., Таскаева В.З. Почвы учебно-опытного хозяйства «Предуралье» Молотовского государственного университета (бывший заповедник «Предуралье») // Известия Естеств.-науч. ин-та при Молотовском ун-те. 1957. Т. 13, вып. 10. С. 1–63.
42. Еремченко О.З., Кайгородов Р.В., Москвина Н.В. Полевая практика по почвоведению. Пермь: Пермский гос. университет, 2005. 40 с.
43. Андреев Д.Н. Материалы к проведению учебной практики по «Экологическим изысканиям» // Охрана природы и заповедное дело. Природа и биота заказника «Предуралье» / Отв. ред. Бузмаков С.А. Пермь: Пермский гос. университет, 2020. С. 467–480.

44. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
45. Zhou B., Zhao L., Wang Y., Sun Y., Li X., Xu H., Weng L., Pan Z., Yang S., Chang X., Li Y. Spatial distribution of phthalate esters and the associated response of enzyme activities and microbial community composition in typical plastic-shed vegetable soils in China // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2020. V. 195. Art. 110495. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110495>.
46. Xing H., Yu X., Huang J., Du X., Wang M., Sun J., Lu G., Tao X. Characteristics and health risks of phthalate ester contamination in soil and plants in coastal areas of South China // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2022. V. 19, No 15. Art. 9516. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159516>.
47. Peijnenburg W.J.G.M., Struijs J. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands // *Ecotox. Environ. Saf.* 2006. V. 63, No 2. P. 204–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.07.023>.
48. Carlberg G.E., Ofstad E.B., Drangsholt H., Steinnes E. Atmospheric deposition of organic micropollutants in Norway studied by means of moss and lichen analysis // *Chemosphere*. 1983. V. 12, No 3. P. 341–356. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(83\)90109-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(83)90109-1).
49. Hongjun Y., Wenjun X., Qing L., Jingtao L., Hongwen Y., Zhaohua L. Distribution of phthalate esters in topsoil: A case study in the Yellow River Delta, China // *Environ. Monit. Assess.* 2013. V. 185, No 10. P. 8489–8500. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3190-7>.
50. Dutta S., Haggerty D.K., Rappolee D.A., Ruden D.M. Phthalate exposure and long-term epigenomic consequences // *Front. Genet.* 2020. V. 11. Art. 405. <https://doi.org/10.3389/fgene.2020.00405>.
51. Wowkonowicz P. Phthalates in the environment: Their toxicology and associated risk to humans // *Environ. Prot. Nat. Resour.* 2023. V. 34, No 1. P. 1–12. <https://doi.org/10.2478/oszn-2023-0001>.
52. Shah S.I., Nosheen S., Mamoon, Riaz S., Shahid S., Abbas M., Mughal T.A. Phytotoxic effect of dibutyl phthalate, dimethyl phthalate, diethyl phthalate and di-n-octyl phthalate on malondialdehyde content and total phenolic content of leaves and roots of edible plants // *Soil Sediment Contam.* 2024. V. 33, No 7. P. 1208–1218. <https://doi.org/10.1080/15320383.2023.2300261>.
53. Ma T.-T., Christie P., Luo Y.-M., Teng Y. Physiological and antioxidant responses of germinating mung bean seedlings to phthalate esters in soil // *Pedosphere*. 2014. V. 24, No 1. P. 107–115. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60085-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60085-5).
54. Wang C., Yao X., Li X., Wang Q., Wang J., Zhu L., Wang J. Effects of dibutyl phthalate on microbial community and the carbon cycle in salinized soil // *J. Cleaner Prod.* 2023. V. 404. Art. 136928. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136928>.

References

1. Heudorf U., Mersch-Sundermann V., Angerer J. Phthalates: Toxicology and exposure. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 2007, vol. 210, no. 5, pp. 623–634. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>.
2. Shkaeva I.E., Solntseva S.A., Nikulina O.S., Nikolaev A.I., Dulov S.A., Zemlyanoy A.V. Toxicity and hazard of phthalates (a literature review). *Toxicol. Rev.*, 2019, no. 6, pp. 3–9. <https://doi.org/10.36946/0869-7922-2019-6-3-9>. (In Russian)
3. Lin S., Ku H.-Y., Su P.-H., Chen J.-W., Huang P.-C., Angerer J., Wang S.-L. Phthalate exposure in pregnant women and their children in central Taiwan. *Chemosphere*, 2011, vol. 82, no. 7, pp. 947–955. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.073>.
4. Kapanen A., Stephen J.R., Brüggemann J., Kiviranta A., White D.C., Itävaara M. Diethyl phthalate in compost: Ecotoxicological effects and response of the microbial community. *Chemosphere*, 2007, vol. 67, no. 11, pp. 2201–2209. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.023>.
5. Ma T., Zhou W., Chen L., Wu L., Christie P., Liu W. Toxicity of phthalate esters to lettuce (*Lactuca sativa*) and the soil microbial community under different soil conditions. *PLoS One*, 2018, vol. 13, no. 12, art. e0208111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208111>.

6. He L., Gielen G., Bolan N.S., Zhang X., Qin H., Huang H., Wang H. Contamination and remediation of phthalic acid esters in agricultural soils in China: A review. *Agron. Sustainable Dev.*, 2015, vol. 35, no. 2, pp. 519–534. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0270-1>.
7. Brodskiy E.S., Shelepchikov A.A., Agapkina G.I., Tikhonova M.O., Paramonova T.A., Lipatov D.N. Phthalate esters' content in soils of Moscow. *Moscow Univ. Soil Sci. Bull.*, 2019, vol. 74, no. 2, pp. 88–92. <https://doi.org/10.3103/S0147687419020029>.
8. Zorníková G., Jarošová A., Hřivna L. Distribution of phthalic acid esters in agricultural plants and soil. *Acta Univ. Agric. Silvic. Mendelianae Brun.*, 2011, vol. 59, no. 3, pp. 233–238. <https://doi.org/10.11118/actaun201159030233>.
9. Maslennikova I.L., Shishkin M.A., Sherstobitova N.P., Kuznetsova M.V. Ecological evaluation of the urban soil in Perm. *Hyg. Sanit.*, 2021, vol. 100, no. 2, pp. 116–122. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-2-116-122>. (In Russian)
10. Škrbić B.D., Ji Y., Đurišić-Mladenović N., Zhao J. Occurrence of the phthalate esters in soil and street dust samples from the Novi Sad city area, Serbia, and the influence on the children's and adults' exposure. *J. Hazard. Mater.*, 2016, vol. 312, pp. 272–279. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.045>.
11. Zhang Z., He G., Peng X., Lu L. Distribution and sources of phthalate esters in the topsoils of Beijing, China. *Environ. Geochem. Health.*, 2014, vol. 36, no. 3, pp. 505–515. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9577-0>.
12. Xia X., Yang L., Bu Q., Liu R.J. Levels, distribution, and health risk of phthalate esters in urban soils of Beijing, China. *J. Environ. Qual.*, 2011, vol. 40, no. 5, pp. 1643–1651. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0032>.
13. Li X.H., Ma L.L., Liu X.F., Fu S., Cheng H.X., Xu X.B. Phthalate ester pollution in urban soil of Beijing, People's Republic of China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2006, vol. 77, no. 2, pp. 252–259. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-1057-0>.
14. Wang L., Liu M., Tao W., Zhang W., Wang L., Shi X., Lu X., Li X. Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an, Northwest China. *Chemosphere*, 2018, vol. 191, pp. 467–476. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.066>.
15. Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L.N., Luo D., Chen L., Lin Y., Liu M., Sun G. Distribution of phthalate esters in urban soils of subtropical city, Guangzhou, China. *J. Hazard. Mater.*, 2009, vol. 164, nos. 2–3, pp. 1171–1178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.029>.
16. Vikelsøe J., Thomsen M., Carlsen L. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *Sci. Total Environ.*, 2002, vol. 296, nos. 1–3, pp. 105–116. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00063-3).
17. Wang J., Luo Y., Teng Y., Ma W., Christie P., Li Z. Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film. *Environ. Pollut.*, 2013, vol. 180, pp. 265–273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.036>.
18. Cai Q.Y., Mo C.H., Li Y.H., Zeng Q.Y., Wang B.G., Xiao K.E., Li H.Q., Xu G.S. Preliminary study of PAEs in soils from typical vegetable fields in areas of Guangzhou and Shenzhen, South China. *Acta Ecol. Sin.*, 2005, vol. 25, no. 2, pp. 283–288.
19. Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L., Liu M., Sun G., Lin Y., Luo D., Zeng Z. Phthalate esters (PAEs): Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China. *Environ. Pollut.*, 2008, vol. 156, no. 2, pp. 425–434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.045>.
20. Kong S., Ji Y., Liu L., Chen L., Zhao X., Wang J., Bai Z., Sun Z. Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China. *Environ. Pollut.*, 2012, vol. 170, pp. 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017>.
21. Zhou B., Zhao L., Sun Y., Li X., Weng L., Li Y. Contamination and human health risks of phthalate esters in vegetable and crop soils from the Huang-Huai-Hai region of China. *Sci. Total Environ.*, 2021, vol. 778, art. 146281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146281>.

22. Ghosh S., Sahu M. Phthalate pollution and remediation strategies: A review. *J. Hazard. Mater. Adv.*, 2022, vol. 6, art. 100065. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100065>.
23. Maksimova L.A., Shafikova T.N. Endogenous phthalates as a prospective regulator of interspecific relations in a biocoenosis. *Izv. VUZov, Prikl. Khim. Biotekhnol.*, 2022, vol. 12, no. 3, pp. 424–437. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2022-12-3-424-437>. (In Russian)
24. Roy R.N., Laskar S., Sen S.K. Dibutyl phthalate, the bioactive compound produced by *Streptomyces albidoflavus* 321.2. *Microbiol. Res.*, 2006, vol. 161, no. 2, pp. 121–126. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2005.06.007>.
25. El-Naggar M.Y.M. Dibutyl phthalate and the antitumor agent F5A1, two metabolites produced by *Streptomyces nasri* submutant H35. *Biomed. Lett.*, 1997, vol. 55, pp. 125–131.
26. Atallah B.M., Haroun S.A., El-Mohsawy E. Antibacterial activity of two actinomycetes species isolated from black sand in North Egypt. *S. Afr. J. Sci.*, 2023, vol. 119, no. 11/12, art. 14509. <https://doi.org/10.17159/sajs.2023/14509>.
27. Ahsan T., Chen J., Zhao X., Irfan M., Wu Y. Extraction and identification of bioactive compounds (eicosane and dibutyl phthalate) produced by *Streptomyces* strain KX852460 for the biological control of *Rhizoctonia solani* AG-3 strain KX852461 to control target spot disease in tobacco leaf. *AMB Express*, 2017, vol. 7, no. 1, art. 54. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0351-z>.
28. Makarova L.E., Morits A.S., Sokolova N.A., Petrova I.G., Semenov A.A., Dudareva L.V., Tretyakova M.S., Sidorov A.V. Degradation of *N*-phenyl-2-naphthylamine by *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*, *Pseudomonas syringae* pv. *pisi*, and *Clavibacter michiganensis* sps. *sepedonicus* bacteria. *Appl. Biochem. Microbiol.*, 2020, vol. 56, no. 2, pp. 202–210. <https://doi.org/10.1134/S0003683820010123>.
29. Tian C., Ni J., Chang F., Liu S., Xu N., Sun W., Xie Y., Guo Y., Ma Y., Yang Z., Dang C., Huang Y., Tian Z., Wang Y. Bio-Source of di-n-butyl phthalate production by filamentous fungi. *Sci. Rep.*, 2016, vol. 6, no. 1, art. 19791. <https://doi.org/10.1038/srep19791>.
30. Lotfy M.M., Hassan H.M., Hetta M.H., El-Gendy A.O., Mohammed R. Di-(2-ethylhexyl) phthalate, a major bioactive metabolite with antimicrobial and cytotoxic activity isolated from River Nile derived fungus *Aspergillus awamori*. *Beni-Suef Univ. J. Basic Appl. Sci.*, 2018, vol. 7, no. 3, pp. 263–269. <https://doi.org/10.1016/j.bjbas.2018.02.002>.
31. Ye K., Ai H.-L., Liu J.-K. Identification and bioactivities of secondary metabolites derived from endophytic fungi isolated from ethnomedicinal plants of Tujia in Hubei province: A review. *Nat. Prod. Bioprospect.*, 2021, vol. 11, no. 2, pp. 185–205. <https://doi.org/10.1007/s13659-020-00295-5>.
32. Savard M.E., Miller J.D., Blais L.A., Seifert R.A., Samson R.A. Secondary metabolites of *Penicillium bilaii* strain PB-50. *Mycopathologia*, 1994, vol. 127, no. 1, pp. 19–27. <https://doi.org/10.1007/BF01104007>.
33. Senthilkumar G., Madhanraj P., Panneerselvam A. Studies on the compounds and its antifungal potentiality of fungi isolated from paddy field soils of Jenbagapuram Village, Thanjavur District, and South India. *Asian J. Pharm. Res.*, 2011, vol. 1, no. 1, pp. 19–21.
34. Enikeev A.G., Semenov A.A., Permyakov A.V., Sokolova N.A., Gamburg K.Z., Dudareva L.V. Biosynthesis of *ortho*-phthalic acid esters in plant and cell cultures. *Appl. Biochem. Microbiol.*, 2019, vol. 55, no. 3, pp. 294–297. <https://doi.org/10.1134/S0003683819020066>.
35. Rehman N.U., Ahmad N., Hussain J., Ali L., Hussein H., Bakht N., Al-Harrasi A., Shinwari Z.K. One new phthalate derivative from *Nepeta kurramensis*. *Chem. Nat. Compd.*, 2017, vol. 53, no. 3, pp. 426–428. <https://doi.org/10.1007/s10600-017-2014-39035-x>.
36. Pakhar'kova N.V., Radoguz M.S., Golubev S.V., Efremov A.A. Essential oil content in the first- and second-year needles of Siberian fir. *Khim. Rastit. Syr'ya*, 2012, no. 1, pp. 101–104. (In Russian)
37. Rawani A. Larvicidal efficacy of the mature leaf extract of *Cajanus cajan* against the vector of Japanese encephalitis. *Int. J. Trop. Insect Sci.*, 2021, vol. 41, no. 2, pp. 1155–1161. <https://doi.org/10.1007/s42690-020-00300-x>.

38. Semwal P., Painuli S. Antioxidant, antimicrobial, and GC-MS profiling of *Saussurea obvallata* (Brahma Kamal) from Uttarakhand Himalaya. *Clin. Phytosci.*, 2019m vol. 5, no. 1, art. 12. <https://doi.org/10.1186/s40816-019-0105-3>.
39. Duan X., Zhao Y.-y., Zhang J.-c. Characteristics of the root exudate release system of typical plants in plateau lakeside wetland under phosphorus stress conditions. *Open Chem.*, 2020, vol. 18, no. 1, pp. 808–821. <https://doi.org/10.1515/chem-2020-0059>.
40. Ovesnov S.A., Efimik E.G. *Bioraznoobrazie i ekologiya vysshikh rastenii* [Biodiversity and Ecology of Higher Plants]. Perm, Perm State Univ., 2009. 129 p. (In Russian)
41. Oborin A.I., Taskaeva V.Z. Soils of the “Preduralye” training and experimental farm of Molotov State University (formerly known as the Preduralye Nature Reserve). *Izv. Estestv.-Nauchn. Inst. Molotovskom Univ.*, 1957, vol. 13, no. 10, pp. 1–63. (In Russian)
42. Eremchenko O.Z., Kaigorodov R.V., Moskvina N.V. *Polevaya praktika po pochvovedeniyu* [Field Training Course in Soil Science]. Perm, Permsk. Gos. Univ., 2005. 40 p. (In Russian)
43. Andreev D.N. Materials for field training in “environmental studies”. In: Buzmakov S.A. (Ed.) *Okhrana prirody i zapovednoe delo. Priroda i biota zakaznika “Predural’e”* [Environmental Conservation and Nature Reserve Management. Nature and Biota of the Preduralye Sanctuary]. Perm, Permsk. Gos. Univ., 2020, pp. 467–480. (In Russian)
44. *Klassifikatsiya i diagnostika pochv SSSR* [Classification and Diagnosis of soils in the USSR]. Moscow, Kolos, 1977. 224 p. (In Russian)
45. Zhou B., Zhao L., Wang Y., Sun Y., Li X., Xu H., Weng L., Pan Z., Yang S., Chang X., Li Y. Spatial distribution of phthalate esters and the associated response of enzyme activities and microbial community composition in typical plastic-shed vegetable soils in China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2020, vol. 195, art. 110495. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110495>.
46. Xing H., Yu X., Huang J., Du X., Wang M., Sun J., Lu G., Tao X. Characteristics and health risks of phthalate ester contamination in soil and plants in coastal areas of South China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2022, vol. 19, no. 15, art. 9516. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159516>.
47. Peijnenburg W.J.G.M., Struijs J. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands. *Ecotox. Environ. Saf.*, 2006, vol. 63, no. 2, pp. 204–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.07.023>.
48. Carlberg G.E., Ofstad E.B., Drangsholt H., Steinnes E. Atmospheric deposition of organic micropollutants in Norway studied by means of moss and lichen analysis. *Chemosphere*, 1983, vol. 12, no. 3, pp. 341–356. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(83\)90109-1](https://doi.org/10.1016/0045-6535(83)90109-1).
49. Hongjun Y., Wenjun X., Qing L., Jingtao L., Hongwen Y., Zhaoxia L. Distribution of phthalate esters in topsoil: A case study in the Yellow River Delta, China. *Environ. Monit. Assess.*, 2013, vol. 185, no. 10, pp. 8489–8500. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3190-7>.
50. Dutta S., Haggerty D.K., Rappolee D.A., Ruden D.M. Phthalate exposure and long-term epigenomic consequences. *Front. Genet.*, 2020, vol. 11, art. 405. <https://doi.org/10.3389/fgene.2020.00405>.
51. Wowkonowicz P. Phthalates in the environment: Their toxicology and associated risk to humans. *Environ. Prot. Nat. Resour.*, 2023, vol. 34, no. 1, pp. 1–12. <https://doi.org/10.2478/oszn-2023-0001>.
52. Shah S.I., Nosheen S., Mamoonia, Riaz S., Shahid S., Abbas M., Mughal T.A. Phytotoxic effect of dibutyl phthalate, dimethyl phthalate, diethyl phthalate and di-n-octyl phthalate on malondialdehyde content and total phenolic content of leaves and roots of edible plants. *Soil Sediment Contam.*, 2024, vol. 33, no. 7, pp. 1208–1218. <https://doi.org/10.1080/15320383.2023.2300261>.
53. Ma T.-T., Christie P., Luo Y.-M., Teng Y. Physiological and antioxidant responses of germinating mung bean seedlings to phthalate esters in soil. *Pedosphere*, 2014, vol. 24, no. 1, pp. 107–115. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60085-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60085-5).
54. Wang C., Yao X., Li X., Wang Q., Wang J., Zhu L., Wang J. Effects of dibutyl phthalate on microbial community and the carbon cycle in salinized soil. *J. Cleaner Prod.*, 2023, vol. 404, art. 136928. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136928>.

Информация об авторе

Алексей Владимирович Назаров, кандидат биологических наук, доцент, старший научный сотрудник лаборатории микробиологии техногенных экосистем, Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН

E-mail: nazarov@iegm.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4753-4061>

Author Information

Alexey V. Nazarov, Cand. Sci. (Biology), Associate Professor, Senior Researcher, Laboratory of Technogenic Ecosystem Microbiology, Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch, Russian Academy of Sciences

E-mail: nazarov@iegm.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4753-4061>

Поступила в редакцию 16.06.2025

Принята к публикации 30.08.2025

Received June 16, 2025

Accepted August 30, 2025

Оригинальная статья

УДК 528.88

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.319-330>**Влияние пирогенного фактора на сохранность лесных насаждений
в особо охраняемой природной территории степной зоны
(на примере национального парка «Дьяковский лес»)****И.А. Болгов[✉], В.В. Дорошенко***Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения
Российской академии наук, г. Волгоград, Россия*[✉]bolgov-ia@vfan.ru**Аннотация**

В статье приведены результаты оверлейного анализа лесных насаждений национального парка «Дьяковский лес» и пройденных пожаром территорий за период 2000–2024 гг. Методом экспертного дешифрирования разновременных спутниковых снимков выявлено 9.3 тыс. га естественных и искусственных лесных насаждений, обнаружено 53 пожара, в том числе, 13 приходящих. Выявлена высокая значимость пирогенного фактора для сохранности искусственных насаждений. В результате обширных пожаров 2008 и 2010 гг. было уничтожено 3.2 тыс. га насаждений. Общая площадь погибших насаждений, пройденных пожаром за период исследования, составляет 3.6 тыс. га. Пирогенный фактор является критическим для сохранности сосновых насаждений, гибель которых в 93.7 % случаев связана с распространением верховых пожаров. Насаждения вяза мелколистного более резистентны к низовым пожарам, однако в 62 % случаев гибель посадок также связана с пирогенным фактором. Наблюдается низкая повторяемость пожаров (не более 3 на одном участке).

Ключевые слова: Дьяковский лес, ландшафтные пожары, лесные насаждения, ретроспективное картографирование, дистанционное зондирование, геоинформационный анализ

Благодарности. Работа выполнена в рамках государственного задания ФНЦ агроэкологии РАН НИР FNFE-2025-0001 «Научные основы функционирования агролесоландшафтов и пастбищных экосистем, пространственно-временные закономерности таких изменений и прогноз их состояния в условиях деградации земельных и растительных ресурсов на основе динамики спектральных характеристик, актуализации пространственных данных, геоинформационных технологий и аэрокосмических методов».

Для цитирования: Болгов И.А., Дорошенко В.В. Влияние пирогенного фактора на сохранность лесных насаждений в особо охраняемой природной территории степной зоны (на примере национального парка «Дьяковский лес») // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 319–330. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.319-330>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.319-330>

**Effects of fire disturbance on forest integrity in a protected steppe area
(a study of the Dyakovsky Forest National Park)**

I.A. Bolgov✉, V.V. Doroshenko

*Federal Research Center of Agroecology, Complex Melioration, and Forest Reclamations,
Russian Academy of Sciences, Volgograd, Russia*

✉bolgov-ia@vfanc.ru

Abstract

This article presents the results of an overlay analysis carried out from 2000 to 2024 in the forest stands and burned areas of the Dyakovsky Forest National Park. Using expert interpretation of multi-temporal satellite images, 9300 ha of natural and planted forests and 53 fire events, including 13 fires that entered the protected territory from outside the park boundary, were identified. The results show that fires appear to be the primary cause of forest loss in the park. The extensive fires of 2008 and 2010 destroyed 3200 ha of its forests. In total, 3600 ha of forests died due to fires in the studied years. Pine stands were found to be particularly vulnerable to fires, with 93.7 % of mortality cases associated with crown fires. Small-leaved elm stands turned out to be more resistant to ground fires, yet still suffered loss in 62 % of cases due to fire disturbance. The recurrence of fires was low (no more than three fire events per site).

Keywords: Dyakovsky Forest, landscape fires, forest stands, retrospective mapping, remote sensing, geoinformation analysis

Acknowledgments. This study was carried out as part of state assignment no. FNFE-2025-0001 (“Scientific foundations of the functioning of agroforestry landscapes and pasture ecosystems, spatial and temporal patterns of such changes, and forecast of their state in conditions of degradation of land and plant resources based on the dynamics of spectral characteristics, updating spatial data, geoinformation technologies, and aerospace methods”) to the Federal Research Center of Agroecology, Complex Melioration, and Forest Reclamations of the Russian Academy of Sciences.

For citation: Bolgov I.A., Doroshenko V.V. Effects of fire disturbance on forest integrity in a protected steppe area (a study of the Dyakovsky Forest National Park). *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 319–330. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.319-330>. (In Russian)

Введение

Особенностью создания особо охраняемых природных территорий в степной зоне является формирование условий для повышенного накопления мортмассы (растительной ветоши), которая повышает пожароопасность на заповедных участках [1, 2]. Несмотря на то, что ландшафтные пожары в степной зоне являются характерным природным явлением,

запрет на хозяйственную деятельность и низкое поголовье травоядных животных или его отсутствие приводит к формированию большого количества непоедаемой мортмассы. Это, в свою очередь, повышает угрозу крупных ландшафтных пожаров, которые происходят, как правило, раз в 5–7 лет [3, 4]. Ограниченные возможности фиксации степных пожаров, в отличие от таковых на землях Государственного лесного фонда, затрудняют отслеживание их повторяемости, частоты возникновения и выявления критических участков, требующих проведения мероприятий по профилактике ландшафтных пожаров [3, 5, 6]. Поэтому внимание степным пожарам стали уделять только в последние годы [7].

Существующие в настоящее время информационные продукты, которые предоставляют данные об очагах активного горения, можно использовать лишь в качестве вспомогательного источника информации о времени возникновения ландшафтных пожаров, так как они характеризуются низким пространственным разрешением и большим количеством ложных срабатываний [8, 9].

Целью исследования является оценка влияния пирогенного фактора на древесные насаждения в условиях особо охраняемых природных территорий с использованием ретроспективных спутниковых данных за период 2000–2024 гг.

Исследуемый участок располагается в степной зоне юга Заволжья Саратовской области (Краснокутский район) в особо охраняемой природной территории федерального значения «Национальный парк «Дьяковский лес» площадью 18,6 тыс. га (входит в состав национального парка «Хвалынский»). Территория национального парка относится к бассейну реки Еруслан и имеет слабонаклонный равнинный рельеф, сложенный слабогумусированными песками и каштановыми почвами (маломощными, на песках) [10].

Южная часть левобережья Саратовской области является территорией с повышенной пожароопасностью в связи с аридностью климата, что подтверждают данные регионального Министерства природных ресурсов и экологии, определяющего классы пожароопасности в границах каждого административного района [11]. Несмотря на проведенные исследования горимости на территории Саратовской области [9, 12], особенности пожарного режима особо охраняемых природных территорий остаются не рассмотренными.

Территорию национального парка «Дьяковский лес» окружают необрабатываемые (в том числе, залежные) земли, что повышает пожарную опасность [4, 13], поскольку распашанные участки могут служить препятствием для распространения ландшафтных пожаров и сокращать их площади [4].

1. Материалы и методы

Период исследования охватывает более чем два десятилетия – с 2000 по 2024 гг. и основан на доступности информационных продуктов очагов активного горения (термоточки FIRMS) [8, 14]. Выявление пройденных пожарами участков проводили экспертным способом на основе визуального дешифрирования спутниковых снимков “Landsat-4, 5, 7, 8, 9” в комбинации спектральных каналов «дальний инфракрасный – ближний инфракрасный – зеленый» (рис. 1). Растительность представлена яркими зелеными оттенками, сгоревшие территории имеют красно-коричневые оттенки (в зависимости от давности пожара), а поверхность водоемов ярко-голубая, что актуально для картографирования в весенние месяцы, когда в характерных для части территории национального парка «Дьяковский лес» понижениях может скапливаться вода [15, 16]. Экспертное дешифрирование значительно

повышает точность определения гарей по сравнению с данными, получаемыми на основе информационных продуктов, но дополнение визуального способа информационными продуктами позволяет исключить ошибочное определение вспаханных и переувлажненных участков почв как гарей [4, 9].

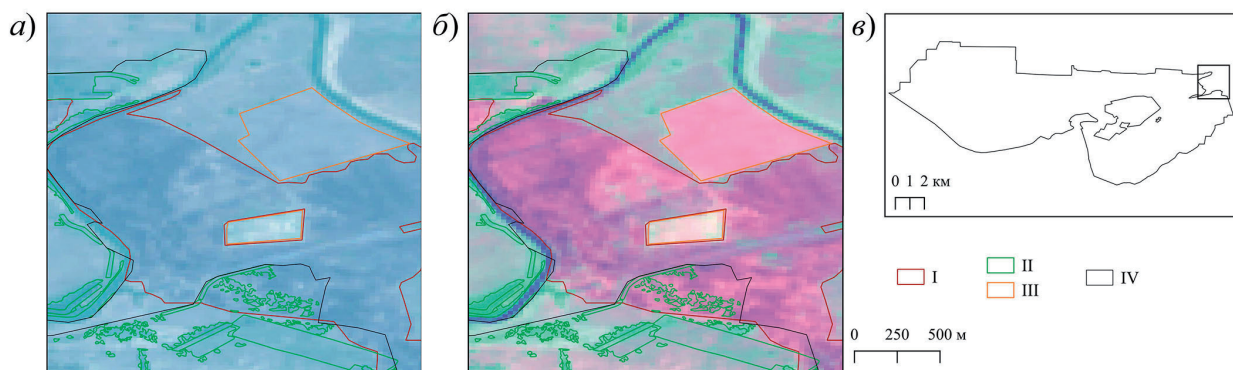


Рис. 1. Насаждения и ландшафтный пожар на спутниковом снимке “Landsat-8” в естественных (а) и искусственных (б) цветах (съемка от 31.08.2021, I – выгоревшая территория, II – насаждения, III – пашня, IV – граница национального парка), а также местоположение пожара (в)

Fig. 1. Forest stands and landscape fire in the Landsat-8 satellite image shown in true (a) and false (b) colors (acquired on August 31, 2021, I – burnt area, II – stands, III – arable land, IV – border of the national park) as well as fire location (c)

Лесные насаждения выделяли на основе снимков сверхвысокого разрешения Google Earth PRO (спутниковые снимки Maxar, CNES, аэрофотоснимки Airbus с 2011 по 2025 гг.) методом экспертного дешифрирования. Естественные леса национального парка хорошо различимы на снимках в естественных цветах на фоне прилегающих травянистых сообществ на песках. Искусственные защитные лесные насаждения (ЗЛН) имеют характерные дешифровочные признаки: четкие линейные границы, однородную структуру, рядность посадки лесных культур [17]. Использование зимних снимков позволило выделить хвойные и лиственные посадки. На месте выпавших участков искусственных насаждений остаются линейные гряды от предпосадочной обработки почвы, а также поваленные стволы деревьев, что позволило выделить проектные границы ЗЛН.

Сохранность ЗЛН рассчитывали как отношение площади сомкнутого полога в пределах проектной границы ЗЛН к его проектной площади, поскольку проектные характеристики ЗЛН соответствуют предельной полноте насаждения с полностью сомкнутым пологом [18, 19]. Площадь сомкнутого полога в проектных границах ЗЛН рассчитывали методом порогового значения вегетационного индекса NDVI на основе мультиспектральных снимков Sentinel-2 (дата съемки – 15.09.2024 г.) [14, 20]. Полученный геоинформационный слой лесных насаждений дополняли таксационными характеристиками по данным лесоустройства. ЗЛН были разграничены по категориям «лесные культуры», «несомкнувшиеся культуры» и «погибшие насаждения». В связи с невозможностью определения полноты насаждения дистанционными методами, для распределения по категориям использовали сохранность ЗЛН: к лесным культурам отнесены молодняки и другие насаждения с сохранностью $\geq 40\%$ и $\geq 30\%$ соответственно, насаждения с сохранностью $< 20\%$ (единичные деревья) отнесены к насаждениям погибшим, остальные – к несомкнувшимся культурам [21].

Обработку материалов спутниковой съемки, а также векторных информационных продуктов, формирование картографических материалов и атрибутивных данных прово-

дили в геоинформационном ПО “QGIS”. Статистическую обработку данных выполняли в MS Excel (Microsoft Corp., США).

2. Результаты и их обсуждение

По результатам дешифрирования данных дистанционного зондирования выявлено 7 547 участков лесных насаждений естественного и искусственного происхождения общей площадью 9.3 тыс. га (рис. 2).

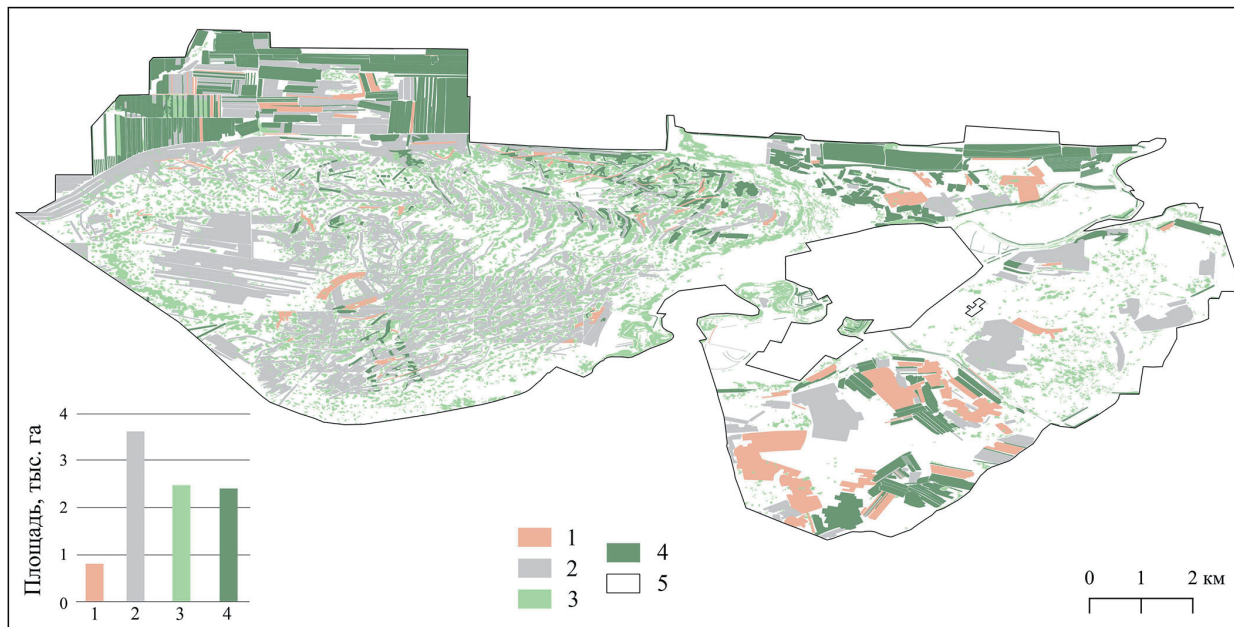


Рис. 2. Схематическое изображение пространственного положения насаждений на территории нацпарка (1 – несомкнувшиеся культуры, 2 – погибшие насаждения, 3 – насаждения естественного происхождения, 4 – культуры лесные, 5 – граница национального парка)

Fig. 2. Spatial distribution of forest stands in the national park (1 – open stands, 2 – dead stands, 3 – natural stands, 4 – planted stands, 5 – border of the national park)

На песках естественные леса приурочены к увлажненным местам и представлены в основном колками в блюдцеобразных понижениях либо вытянутыми насаждениями в межгрядовых понижениях заросших песчаных бугров. Лесообразующими породами преимущественно выступают береза бородавчатая (*Betula pendula* Roth), ольха черная (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), дуб черешчатый (*Quercus robur* L.), тополь черный (*Populus nigra* L.). Общая площадь естественных насаждений составляет 2 393 га. Искусственные леса представлены преимущественно сложной сетью линейных насаждений сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), чередующихся с полосами посадок вяза мелколистного (*Ulmus parvifolia* L.) вокруг естественных колковых лесов. Большинство сосновых и вязовых насаждений в западной части в пределах бугристых песков находятся в неудовлетворительном состоянии. Так, из 3 795.6 га общей площади сосновых насаждений погибло 2 571.1 га, из 1 080.2 га насаждений вяза погибло 581.4 га. Высокую сохранность имеют лесные массивы на севере национального парка, представленные преимущественно посадками дуба черешчатого, клена ясенелистного (*Acer negundo* L.), ясеня обыкновенного (*Fraxinus excelsior* L.), тополя черного и сосны обыкновенной, а также насаждения сосны обыкновенной и вяза мелколистного на востоке и юго-востоке. Крупные массивы насаждений ивы остролистной (*Salix acutifolia* Willd.) на востоке и юго-востоке на данный момент распались, сохранившись отдельными

ми кустарниковыми зарослями в понижениях рельефа. Общая площадь проектных границ ЗЛН составляет 6 849 га, из них лесные культуры занимают 2 360 га, культуры несомкнувшиеся – 811 га, насаждения погибшие – 3 678 га. Общая площадь сохранившихся посадок искусственного происхождения, рассчитанная по NDVI, равна 2 253 га.

Значимым фактором, влияющим на сохранность лесных насаждений в степных условиях, является горимость территории. Ландшафтные пожары, распространяющиеся по травянистой растительности, могут представлять угрозу для древесной растительности из-за опаления коры, выжигания подроста, лесной подстилки и опада при низовом пожаре. Наиболее опасны случаи перехода низового пожара в верховой, поражающий деревья верхнего яруса и приводящий к гибели насаждения [22].

В отличие от насаждений естественного происхождения, лесные культуры при повреждении пожарами не имеют возможности естественного возобновления. В связи с этим выявление погибших от пожаров участков лесных культур перспективно для планирования лесовосстановления, тогда как участки, ранее занятые насаждениями естественного происхождения, сохраняют границы в ходе возобновления и требуют мониторинга и своевременного ухода без дополнительных посадок.

На территории национального парка «Дьяковский лес» за период 2000–2024 гг. выявлено 53 пожара, в том числе 13 приходящих, то есть распространившихся не только в границах особо охраняемой природной территории (ООПТ), но и за ее пределами. Общая площадь выгоревших территорий в национальном парке и его окрестностях составила 24 тыс. га, из них строго в границах парка – 15.3 тыс. га (рис. 3).

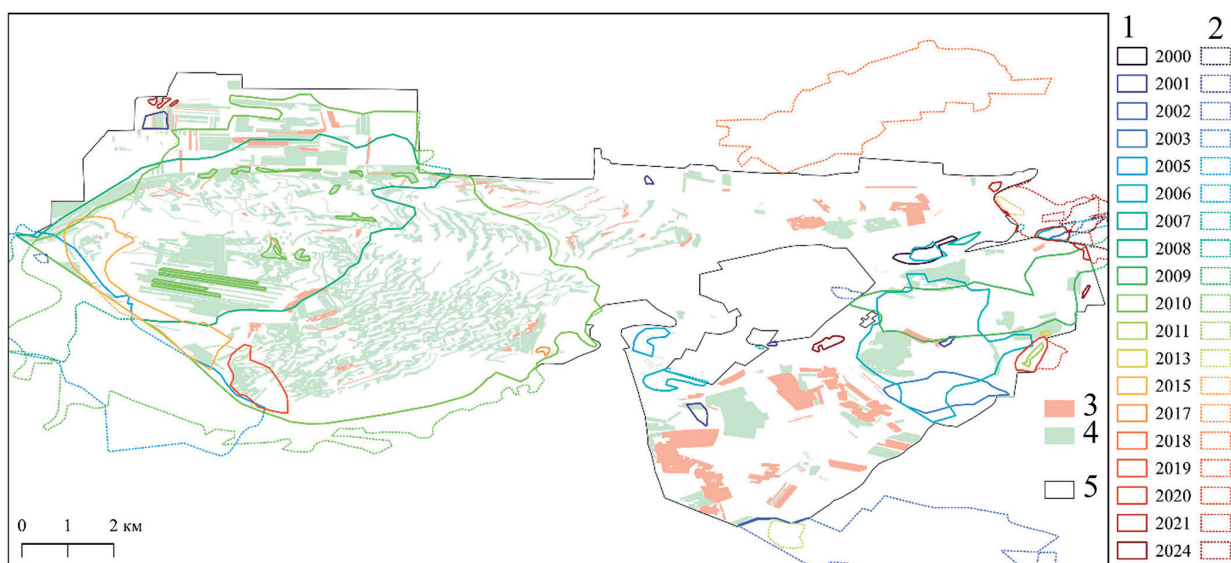


Рис. 3. Схема взаимного пространственного положения насаждений и выгоревших участков на территории национального парка (1 – пожары на территории ООПТ по годам, 2 – приходящие пожары по годам, 3 – несомкнувшиеся культуры, 4 – погибшие насаждения, 5 – граница национального парка)

Fig. 3. Spatial distribution of forest stands and burnt areas in the national park (1 – fires within the protected area by year, 2 – incoming fires by year, 3 – open stands, 4 – dead stands, 5 – border of the national park)

Имеющиеся данные о насаждениях позволяют провести сравнительный анализ сгоревших территорий по годам прохождения пожара и пространственного положения погибших

насаждений. Наблюдающиеся наложения разновременных пожаров не свидетельствуют о повторном уничтожении леса, в связи с чем фактическая площадь погибших насаждений, пройденных пожаром не менее одного раза, составляет 3.6 тыс. га. Определение состояния насаждений на неоднократно пройденных пожарами участках после каждого выгорания не входило в цели исследования, но гибель насаждений наблюдалась уже после первого прохождения пожара.

Наиболее обширные ландшафтные пожары за период исследования произошли в 2008 и 2010 гг. Пожар 2008 г. охватил западную часть Дьяковского леса площадью 3.6 тыс. га, уничтожив 1.6 тыс. га лесных насаждений. Пожар 2010 г., самый обширный по площади, охватил практически всю территорию бугристых песков национального парка, в результате чего выгорело 8.3 тыс. га территории и погибло еще 1.6 тыс. га насаждений, не затронутых пожаром 2008 г. (рис. 4). Вследствие этих пожаров преимущественно выгорели насаждения сосны обыкновенной и вяза мелколистного.

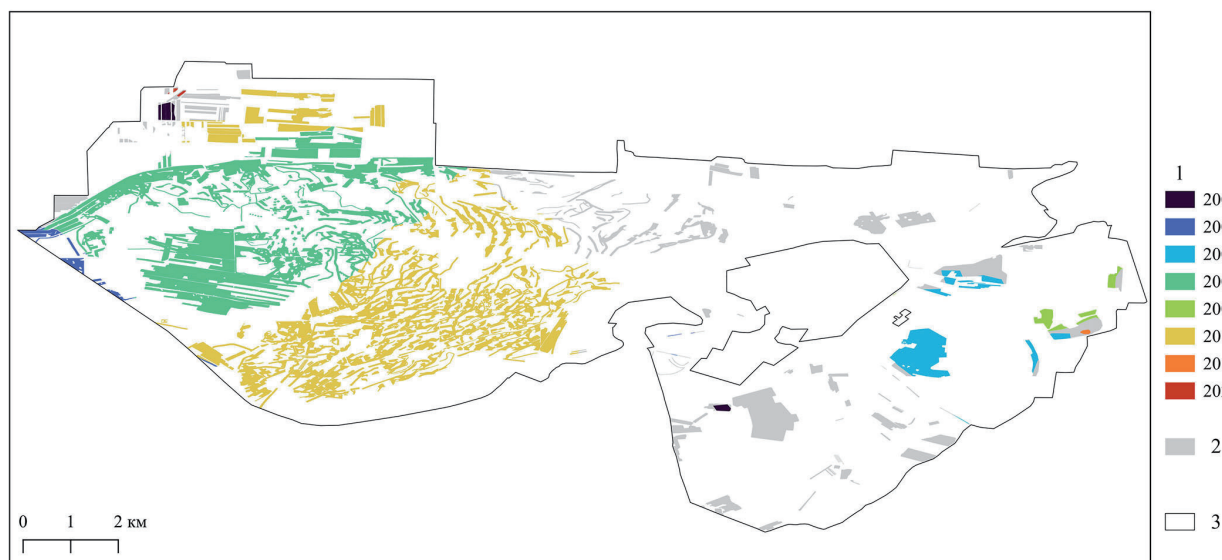


Рис. 4. Схема пространственного положения погибших насаждений по годам выгорания (1 – погибшие от пожаров насаждения по годам, 2 – погибшие насаждения, 3 – граница национального парка)

Fig. 4. Spatial distribution of dead stands by year of fire damage (1 – stands destroyed by fires by year, 2 – dead stands, 3 – border of the national park)

Оверлейный анализ (анализ пространственного наложения) при большой выборке по этим породам позволяет выяснить, затронут ли тот или иной выдел ЗЛН пожаром хотя бы один раз за период исследования, и установить значимость пирологического фактора на состояние ЗЛН. Так, из всех погибших насаждений сосны обыкновенной (2571.1 га) пожаром пройдены 2409.6 га (93.7 % погибших насаждений). Большинство выделов (854.2 из 1154.2 га) среди лесных культур сосны обыкновенной с высокой сохранностью не были затронуты пожарами, их средняя и медианная сохранность составляет 84 и 90 % соответственно. Среди лесных культур, пройденных пожаром, сохранность ниже: средняя – 65 %, медианная – 64 %.

Среди погибших насаждений вяза мелколистного (581.4 га) воздействию пожара подверглись выделы площадью 359.7 га (62 % погибших насаждений). Лесные культуры вяза

в большинстве случаев не были подвержены пожарам (330.4 из 411.6 га), их средняя и медианная сохранность составляет 76 и 83 % соответственно. Для пройденных пожаром культур вяза средняя и медианная сохранность составляют 75 и 83 % соответственно.

Таким образом, пирологический фактор является критическим для культур сосны обыкновенной. Большинство ландшафтных пожаров в сосновых посадках переходят в верховые и приводят к полному уничтожению насаждений, а низовые пожары повреждают деревья и снижают сохранность сосновых насаждений. Культуры вяза мелколистного менее подвержены воздействию пирологического фактора. Низовые пожары практически не повреждают посадки, однако более половины случаев гибели насаждений связаны с пожарами. В связи с этим при обеспечении противопожарных мер сосна обыкновенная и вяз мелколистный могут быть рекомендованы для лесовосстановительных работ на участках погибших насаждений.

Низкая повторяемость гарей (не более трех пожаров на одном участке за весь период исследования) не позволяет выявить так называемые «горячие точки», требующие первоочередного принятия мер по обеспечению противопожарной безопасности, но необходимо отметить наибольшие площади пожаров, приходящих из-за пределов национального парка. Наиболее эффективной мерой борьбы с ландшафтными пожарами является организация минеральных полос вдоль границ ООПТ, позволяющая предотвратить приходящие пожары, а также создание минеральных полос по границам лесных кварталов, что будет способствовать локализации пожаров, возникших на территории национального парка.

Заключение

Всего за исследуемый период картографированы гари на площади более 15 тыс. га. По результатам оверлейного анализа выявлено, что почти 3 тыс. га погибших насаждений, числящихся в официальных данных, погибли в результате прохождения пожара.

Особенности использования ООПТ предполагают затруднения для регулярного мониторинга на основе полевых работ, в связи с чем привлечение геоинформационных технологий и данных дистанционного зондирования Земли позволяет упростить наблюдения, в том числе оперативные, проводить точечные обследования конкретных пострадавших территорий, что снижает экологическую нагрузку, а также выявлять основные места возникновения пожаров и проводить предварительное планирование противопожарных мероприятий.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. *Павлейчик В.М.* Пространственно-временная структура пожаров на заповедном участке «Буртинская степь» // Бюллетень Оренбургского научного центра УрО РАН. 2015. № 4. Статья 12.
2. *Рябинина Н.О.* Влияние пожаров на степные и полупустынные ландшафты юго-востока Русской равнины (на примере природных парков Волгоградской области) // География и природные ресурсы. 2018. № 4. С. 38–46. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4\(38-46\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(38-46)).

3. Шинкаренко С.С., Иванов Н.М., Берденгалиева А.Н. Пространственно-временная динамика выгоревших площадей на федеральных ООПТ юго-востока Европейской России // *Nature Conservation Research. Заповедная наука*. 2021. Т. 6, № 3. С. 23–44. <https://doi.org/10.24189/ncr.2021.035>.
4. Болгов И.А., Дорошенко В.В. Оценка пирологического режима сельскохозяйственных угодий юга Саратовского Заволжья с использованием снимков Sentinel и Landsat // *Геодезия и картография*. 2025. № 2. С. 15–25. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2025-1016-2-15-25>.
5. Павлейчик В.М. Условия распространения и периодичность возникновения травяных пожаров в Заволжско-Уральском регионе // *География и природные ресурсы*. 2017. № 2. С. 56–65. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2\(56-65\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2(56-65)).
6. Логинов И.С., Мошуров В.М., Сафонова Т.В., Вершинин А.К., Ясников А.И. Спутниковый мониторинг лесных пожаров // *Информационные технологии и системы: управление, экономика, транспорт, право*. 2023. № 2(46). С. 4–10.
7. Павлейчик В.М. Широотно-зональная неоднородность развития травяных пожаров в Заволжско-Уральском регионе // *Бюллетень Оренбургского научного центра УрО РАН*. 2019. № 2. Статья. 3. <https://doi.org/10.24411/2304-9081-2019-12013>.
8. Hall J.V., Loboda T.V., Giglio L., McCarty G.W. A MODIS-based burned area assessment for Russian croplands: Mapping requirements and challenges // *Remote Sens. Environ.* 2016. V. 184. P. 506–521. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.022>.
9. Шинкаренко С.С., Дорошенко В.В., Берденгалиева А.Н., Комарова И.А. Динамика горимости аридных ландшафтов России и сопредельных территорий по данным детектирования активного горения // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2021. Т. 18, № 1. С. 149–164. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-1-149-164>.
10. Дьяковский лес. URL: <https://nphvalynskiy.ru/content/dyakovskiy-les>.
11. Болгов И.А., Матвеев Ш., Маштаков Д.А. Геоинформационная оценка климатических условий Саратовской области // *Известия НВ АУК*. 2024. № 1(73). С. 403–411. <https://doi.org/10.32786/2071-9485-2024-01-45>.
12. Павлейчик В.М., Чибилёв А.А. Степные пожары в условиях заповедного режима и изменяющегося антропогенного воздействия // *География и природные ресурсы*. 2018. № 3. С. 38–48. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-3\(38-48\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-3(38-48)).
13. Болгов И.А., Берденгалиева А.Н. Анализ пространственной структуры сельскохозяйственных угодий юга Саратовского Заволжья // *Научно-агрономический журнал*. 2023. № 4(123). С. 60–67. <https://doi.org/10.34736/FNC.2023.123.4.009.60-67>.
14. Юфеев В.Г., Кулик К.Н., Пугачёва А.М., Кузепко А.И., Денисова Е.В., Берденгалиева А.Н., Дорошенко В.В., Синельникова К.П., Выприцкий А.А., Васильченко А.А., Мелихова А.В., Матвеев Ш. Геоинформационное картографирование опустынивания аридных, субаридных и сухих субгумидных регионов Российской Федерации на основе данных дистанционного зондирования и полевых исследований: тестовая модель методики. Волгоград: ФНИЦ агроэкологии РАН, 2024. 271 с.
15. Дорошенко В.В. Влияние развития процессов опустынивания на распространение ландшафтных пожаров в Ставропольском крае // *Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки*. 2023. Т. 165, кн. 3. С. 486–498. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.3.486-498>.
16. Шинкаренко С.С., Дорошенко В.В., Берденгалиева А.Н. Динамика площади гарей в зональных ландшафтах юго-востока европейской части России // *Изв. РАН. Сер. геогр.* 2022. Т. 86, № 1. С. 122–133. <https://doi.org/10.31857/S2587556622010113>.
17. Выприцкий А.А., Матвеев Ш. Анализ сохранности государственных защитных лесных полос на территории Ростовской области по данным дистанционного зондирования Земли // *Геодезия и картография*. 2025. Т. 86, № 3. С. 26–36. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2025-1017-3-26-36>.

18. Агролесомелиорация / Под ред. А.Л. Иванова, К.Н. Кулика. Волгоград: ВНИАЛМИ, 2006. 746 с.
19. Ткаченко Н.А., Кошелев А.В. Картографирование защитной лесистости агроландшафтов Волгоградского Заволжья // Вестник АПК Ставрополья. 2017. № 2(26). С. 137–143.
20. Выприцкий А.А., Синельникова К.П. Оценка сезонной динамики коэффициентов спектральной яркости преобладающих пород ГЗЛП «Пенза-Каменск» с помощью ДЗЗ и полевых исследований // Исследование Земли из космоса. 2024. № 6. С. 64–75. <https://doi.org/10.31857/S0205961424060056>.
21. Приказ Федеральной службы лесного хозяйства России от 15 декабря 1994 г. N 265 «Об утверждении инструкции по проведению лесоустройства в лесном фонде России». URL: <https://legalacts.ru/doc/prikaz-rosleskhoza-ot-15121994-n-265-ob/>.
22. Гринько О.И., Григорьева О.И., Григорьев И.В. Влияние лесных пожаров на лесную экосистему // Вестник АГАТУ. 2023. № 3(11). С. 45–72.

References

1. Pavleichik V.M. Spatial and temporal structure of fires in the “Burtinskaya Steppe” protected area. *Byull. Orenb. Nauchn. Tsentra Ural. Otd. Ross. Akad. Nauk*, 2015, no. 4, art. 12. (In Russian)
2. Ryabinina N.O. The influence of fires on steppe and desert steppe landscapes of the southeast of the Russian Plain (a case study of the natural parks of the Volgograd region). *Geogr. Prir. Resur.*, 2018, no. 4, pp. 38–46. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4\(38-46\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(38-46)). (In Russian)
3. Shinkarenko S.S., Ivanov N.M., Berdengalieva A.N. Spatiotemporal dynamics of burnt areas in federal protected areas in the southeast of European Russia. *Nat. Conserv. Res.*, 2021, vol. 6, no. 3, pp. 23–44. <https://doi.org/10.24189/ncr.2021.035>. (In Russian)
4. Bolgov I.A., Doroshenko V.V. Estimating the pyrological regime of agricultural lands in the south of the Saratov Trans-Volga region, RF. *Geod. Cartogr.*, 2025, vol. 86, no. 2, pp. 15–25. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2025-1016-2-15-25>. (In Russian)
5. Pavleichik V.M. The conditions for the spread of grass fires and the periodicity of their occurrence in the Transvolga–Ural region. *Geogr. Prir. Resur.*, 2017, no. 2, pp. 56–65. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2\(56-65\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2(56-65)). (In Russian)
6. Loginov I.S., Moshurov V.M., Safonova T.V., Vershinin A.K., Yasnikov A.I. Satellite monitoring of forest fires. *Inf. Tekhnol. Sist.: Upr., Ekon., Transp., Pravo*, 2023, no. 2(46), pp. 4–10. (In Russian)
7. Pavleichik V.M. Spatial heterogeneity in the development of grass fires in the Volga–Ural region across latitudinal zones. *Byull. Orenb. Nauchn. Tsentra Ural. Otd. Ross. Akad. Nauk*, 2019, no. 2, art. 3. <https://doi.org/10.24411/2304-9081-2019-12013>. (In Russian)
8. Hall J.V., Loboda T.V., Giglio L., McCarty G.W. A MODIS-based burned area assessment for Russian croplands: Mapping requirements and challenges. *Remote Sens. Environ.*, 2016, vol. 184, pp. 506–521. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.07.022>.
9. Shinkarenko S.S., Doroshenko V.V., Berdengalieva A.N., Komarova I.A. Dynamics of arid landscapes burning in Russia and adjacent territories based on active fire data. *Curr. Probl. Remote Sens. Earth Space*, 2021, vol. 18, no. 1, pp. 149–164. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-1-149-164>. (In Russian)
10. Dyakovsky Forest. URL: <https://nphvalynskiy.ru/content/dyakovskiy-les>. (In Russian)
11. Bolgov I.A., Matveev S., Mashtakov D.A. Geoinformation assessment of climatic conditions of the Saratov region. *Izv. Nizhnevolzh. Agrouniv. Kompleksa*, 2024, no. 1(73), pp. 403–411. <https://doi.org/10.32786/2071-9485-2024-01-45>. (In Russian)
12. Pavleichik V.M., Chibilev A.A. Steppe fires in conditions the regime of reserve and under changing anthropogenic impacts. *Geogr. Nat. Resour.*, 2018, vol. 39, no. 3, pp. 212–221. <https://doi.org/10.1134/S1875372818030046>.

13. Bolgov I.A., Berdgalieva A.N. Analysis of the spatial structure of agricultural land in the south of the Saratov Trans-Volga region. *Sci. Agron. J.*, 2023, no. 4(123), pp. 60–67. <https://doi.org/10.34736/FNC.2023.123.4.009.60-67>. (In Russian)
14. Yuferev V.G., Kulik K.N., Pugacheva A.M., Kuzepko A.I., Denisova E.V., Berdengalieva A.N., Doroshenko V.V., Sinelnikova K.P., Vypritskiy A.A., Vasil'chenko A.A., Melikhova A.V., Matveev Sh. *Geoinformatsionnoe kartografirovaniye opustynivaniya aridnykh, subaridnykh i sukhikh subgumidnykh regionov Rossiiskoi Federatsii na osnove dannykh distantsionnogo zondirovaniya i polevykh issledovaniy: testovaya model' metodiki* [Geoinformation Mapping of Desertification in Arid, Subarid, and Dry Subhumid Regions of the Russian Federation Based on Remote Sensing and Field Surveys: A Test Methodological Model]. Volgograd, FNTs Agroekol. Ross. Akad. Nauk, 2024. 271 p. (In Russian)
15. Doroshenko V.V. Understanding the impact of desertification progress on the spread of landscape fires in the Stavropol region. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2023, vol. 165, no. 3, pp. 486–498. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.3.486-498>. (In Russian)
16. Shinkarenko S.S., Doroshenko V.V., Berdengalieva A.N. Burned areas dynamics in zonal landscapes of the south-east of the European part of Russia. *Izv. Ross. Akad. Nauk. Ser. Geogr.*, 2022, vol. 86, no. 1, pp. 122–133. <https://doi.org/10.31857/S2587556622010113>. (In Russian)
17. Vypritskiy A.A., Matveev Sh. Analyzing the safety of state protective forest belts in the Rostov region based on remote sensing data. *Geod. Cartogr.*, 2025, vol. 86, no. 3, pp. 26–36. <https://doi.org/10.22389/0016-7126-2025-1017-3-26-36>. (In Russian)
18. *Agrolesomeliyatsiya* [Agroforestry]. Ivanov A.L., Kulik K.N. (Eds.). Volgograd, VNIALMI, 2006. 746 p. (In Russian)
19. Tkachenko N.A., Koshelev A.V. Mapping of protective forest cover of agrolandscapes in the Volgograd Transvolga region. *Vestn. APK Stavrop.*, 2017, no. 2(26), pp. 137–143. (In Russian)
20. Vypritskiy A.A., Sinel'nikova K.P. Evaluation of seasonal dynamics of spectral brightness coefficients of predominant species in the Penza–Kamensk state protective forest belt using remote sensing and field research. *Izv., Atmos. Oceanic Phys.*, 2024, vol. 60, no. 12, pp. 1617–1625. <https://doi.org/10.1134/S0001433825700288>.
21. Order of the Federal Forestry Agency of Russia of December 15, 1994 No. 265 “On approval of instructions for forest management in the forest fund of Russia”. URL: <https://legalacts.ru/doc/prikaz-rosleskhoza-ot-15121994-n-265-ob/>. (In Russian)
22. Grin'ko O.I., Grigor'eva O.I., Grigor'ev I.V. The impact of forest fires on the forest ecosystem. *Vestn. AGATU*, 2023, no. 3(11), pp. 45–72. (In Russian)

Информация об авторах

Иван Александрович Болгов, младший научный сотрудник лаборатории геоинформационного моделирования и картографирования агролесоландшафтов, Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения Российской академии наук

E-mail: bolgov-ia@yfanc.ru

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3174-6382>

Валерия Витальевна Дорошенко, кандидат сельскохозяйственных наук, научный сотрудник лаборатории геоинформационного моделирования и картографирования агролесоландшафтов, Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения Российской академии наук

E-mail: dor.valerya@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3253-1132>

Author Information

Ivan A. Bolgov, Junior Researcher, Laboratory of Geoinformation Modeling and Mapping of Agroforestry Landscapes, Federal Research Center of Agroecology, Complex Melioration, and Forest Reclamations, Russian Academy of Sciences

E-mail: *bolgov-ia@vfanc.ru*

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-3174-6382>

Valeria V. Doroshenko, Cand. Sci. (Agriculture), Researcher, Laboratory of Geoinformation Modeling and Mapping of Agroforestry Landscapes, Federal Research Center of Agroecology, Complex Melioration, and Forest Reclamations, Russian Academy of Sciences

E-mail: *dor.valerya@yandex.ru*

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3253-1132>

Поступила в редакцию 24.06.2025

Принята к публикации 14.09.2025

Received June 24, 2025

Accepted September 14, 2025

Оригинальная статья

УДК 556

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.331-362>**Особенности состава снежного покрова в Республике Татарстан****Р.Х. Мусин[✉], А.Р. Галиева, И.Р. Гиззатуллин, И.И. Зиннатов***Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия*[✉]*Rustam.Musin@kpfu.ru***Аннотация**

На основе результатов опробования 2016–2022 гг. представлена характеристика состава снежного покрова Казани, Альметьевска, Бугульмы и их окрестностей, а также Нижнекамской промзоны. Минерализация снеготалых вод варьируется в пределах 5.26–733 мг/л, pH – от 4.89 до 7.84, а интенсивность пылевых выпадений – в диапазоне 1.40–880 кг/(км²×сут). Установлены особенности состава снежного покрова различных природно-антропогенных ландшафтов и основных функциональных зон вне и в пределах городских территорий. Наименее минерализованным и запыленным является снежный покров в пределах полевых участков и акваторий озер на удалении от автодорог, а максимально загрязненным – вдоль загородных автомагистралей, а также в промышленных зонах и вдоль оживленных автотрасс г. Казани. Показана возможность использования изотопных данных (δD и $\delta^{18}O$) для определения степени загрязненности снега. В пределах Республики Татарстан (РТ) средняя интенсивность выпадения с зимними атмосферными осадками растворенных веществ составляет 1.1 т/км², а пылевых выпадений – 5.37 т/км². Общее количество вещества, депонируемого снежным покровом в Татарстане за сезон, равно 438800.5 т. Основной объем кислотных осадков приходится на окрестности Нижнекамской промзоны, причем негативное влияние расположенных здесь крупных нефтехимических предприятий отражается только на значении pH и органолептических свойствах снежного покрова. Выявлен существенный прогресс в качественных показателях снежного покрова в Татарстане с 1990 г., что обусловлено постепенным улучшением аналогичных показателей атмосферного воздуха.

Ключевые слова: ионный состав, микрокомпонентный состав, загрязнение, ландшафтно-функциональные зоны, пылевая нагрузка, коэффициенты концентрации, кислотность осадков, компоненты окружающей среды, снеговые свалки, здоровье населения

Благодарности. Авторы выражают глубокую благодарность руководству и сотрудникам лаборатории геохимии, изотопного и элементного анализа Казанского федерального университета за проведенные исследования части проб снежного покрова методами масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой и изотопной масс-спектрометрии.

Для цитирования: Мусин Р.Х., Галиева А.Р., Гиззатуллин И.Р., Зиннатов И.И. Особенности состава снежного покрова в Республике Татарстан // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 331–362. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.331-362>.

Original article

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.331-362>

Chemical composition of the snow cover in the Republic of Tatarstan

R.Kh. Musin✉, A.R. Galieva, I.R. Gizzatullin, I.I. Zinnatov

Kazan Federal University, Kazan, Russia

✉Rustam.Musin@kpfu.ru

Abstract

Based on snow samples collected in 2016–2022, the chemical composition of the snow cover in major urban centers of the Republic of Tatarstan, including Kazan, Almetyevsk, Bugulma, and the Nizhnekamsk industrial zone, was examined. The snowmelt waters exhibited mineralization values of 5.26–733 mg/L, pH of 4.89–7.84, and dust fallout intensity of 1.40–880 kg/(km²×day). Differences were identified among various natural and anthropogenic landscapes, as well as across key functional zones both within and outside the urban areas. The least mineralized and dusty snow was found in the field sites and lake environments away from roads. The highest pollution levels were associated with the suburban highways, industrial zones, and heavily trafficked roads in Kazan. The potential of using isotopic data (δD and $\delta^{18}O$) to infer the degree of snow pollution was demonstrated. The mean fallout intensity of dissolved substances and dust with winter atmospheric precipitation in Tatarstan was estimated at 1.1 t/km² and 5.37 t/km², respectively. The total amount of substances deposited in the region by the snow cover per winter season was 438 800.5 t. The most intense acidic precipitation was observed near the Nizhnekamsk industrial zone, although the emissions from its petrochemical enterprises affected only the snow pH and organoleptic properties. The substantial improvement in the snow quality since 1990 suggests a progressive enhancement of the air quality.

Keywords: ionic composition, trace element composition, pollution, functional landscape zones, dust load, concentration coefficients, precipitation acidity, environmental components, snow disposal sites, public health

Acknowledgments. The authors thank the management and staff of the Laboratory of Geochemistry, Isotope, and Elemental Analysis of Kazan Federal University for their assistance with the inductively coupled plasma mass spectrometry and isotope ratio mass spectrometry analyses of selected snow samples.

For citation: Musin R.Kh., Galieva A.R., Gizzatullin I.R., Zinnatov I.I. Chemical composition of the snow cover in the Republic of Tatarstan. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 331–362. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.331-362>. (In Russian)

Введение

Снежный покров является удобным индикатором загрязнения не только самих атмосферных осадков, но и атмосферного воздуха, а также последующего загрязнения вод и почв. В России его активное изучение с целью выявления геоэкологических условий территорий началось в 1970-х гг. К настоящему времени с различной степенью детализации изучен снежный покров многих городов [1–6], окрестностей крупных предприятий, промышлен-

ных зон и автотрасс [7–11], заповедных территорий [12–15]. Основной акцент в этих исследованиях сделан на выявление особенностей состава снежного покрова, в том числе характера, степени и природы его загрязнения, возможности использования в качестве одного из поисковых признаков рудных и нефтяных месторождений, влияния на другие компоненты окружающей среды (почвы, поверхностные воды, растительность) и здоровье местного населения. Аналогичные исследования снежного покрова проводят за рубежом [16–23].

Опробование снежного покрова обычно выполняют на полную мощность перед началом его таяния. При этом круг определяемых показателей достаточно разнообразен. В минимальном варианте рассматривают рН и электропроводность талой снеговой воды [24, 25]. В полном варианте талую снеговую воду фильтруют, после чего в фильтрате и пылевой взвеси определяют различные компоненты и показатели, включающие иногда изотопный состав воды, гранулометрический и минеральный состав пыли [1, 5, 9]. Зачастую в пробах снежного покрова определяют лишь ограниченный набор тяжелых металлов, причем порой такому анализу подвергается только пылевая составляющая [11].

Обработка получаемого химико-аналитического материала также разнообразна. Иногда рассчитывают лишь коэффициенты концентрации компонентов относительно фоновых или кларковых содержаний. За фоновые чаще всего принимают концентрации компонентов в пробах или сериях проб с участков с минимальным уровнем антропогенного воздействия. Некоторые исследователи при изучении особенностей состава пылевой части проб снежного покрова используют кларки гранитного слоя континентальной коры [6, 11]. Наиболее часто работа с фактическим материалом ведется по методике ИМГРЭ [26], которая предполагает расчет коэффициентов концентрации (K_c) относительно фоновых содержаний (C_ϕ) для компонентов (C_i), находящихся в растворенной или нерастворенной (пылевая составляющая) формах, а также расчет суммарного показателя загрязнения (Z_c), среднесуточной пылевой нагрузки (P_n) по уравнениям 1–3:

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi}; \quad (1)$$

$$Z_c = \sum K_c - (n-1); \quad (2)$$

$$P_n = \frac{\Pi}{t}; \quad (3)$$

где n – число компонентов, входящих в изученную ассоциацию; Π – общая пылевая нагрузка (кг/км²); t – время (сут) от установления устойчивого снежного покрова до даты опробования.

Кроме этого, на основе данных по составу пылевой взвеси по уравнению, аналогичному уравнению 2, рассчитывают два дополнительных параметра, позволяющих затем определить суммарный показатель нагрузки. Для ранжирования очагов загрязнения используется четырехуровневая шкала (табл. 1). Уровни загрязнения атмосферы, отражающиеся на качественных показателях снежного покрова, определяют состояние здоровья населения. При низком уровне загрязнения регистрируется невысокий уровень заболеваемости и минимальная частота проявления функциональных отклонений. При переходе к среднему уровню загрязнения происходит увеличение общей заболеваемости. Высокий уровень загрязнения приводит к росту частоты возникновения хронических заболеваний и функциональных отклонений, а при очень высоком уровне загрязнения наблюдается увеличение нарушений репродуктивных функций и появление других отдаленных последствий [26].

Табл. 1. Шкала оценки аэрогенных очагов загрязнения

Table 1. Scale for assessment of air pollution hotspots

Уровень загрязнения	Показатели загрязнения снежного покрова	
	Суммарный (Z_c)	Пылевая нагрузка (P_n , кг/(км ² ×сут))
Низкий (допустимый)	< 64	< 250
Средний (умеренно-опасный)	64–128	250–450
Высокий (опасный)	128–256	450–800
Очень высокий (чрезвычайно опасный)	> 256	> 800

В 2000-х гг. группой казанских ученых предложен несколько иной метод обработки данных по составу фильтрата талой снеговой воды [27], основанный на реальном предельно допустимом поступлении химических элементов в снежный покров (РПДПСп), то есть поступлении химических элементов в составе водорастворимых химических соединений в снежный покров из атмосферного воздуха, вызывающем повышение содержания химического элемента в 1 кг снега, размещенного на 1 м² снежного покрова, на 1 ПДК (мг/м²). Чаще всего для этого используют рыбохозяйственные ПДК. К основным преимуществам этой методики следует отнести возможность сравнения техногенной нагрузки на снежный покров для любых регионов, отличающихся величиной зимних атмосферных осадков, а также отсутствие необходимости учета фоновых характеристик, которые могут сильно варьироваться в масштабах страны.

Первые исследования состава атмосферных осадков в России (определение аммиака, азотистой и азотной кислот, хлористого натрия) появились на рубеже XIX–XX веков [24]. Первое крупное обобщение по составу зимних и летних атмосферных осадков за период 1958–1961 гг. на территории европейской части бывшего СССР проведено специалистами Главной Геофизической Обсерватории им. А. И. Воейкова, в котором учтены данные 13 метеостанций, в том числе станции «Вязовые», расположенной на правом берегу Куйбышевского водохранилища в 30 км на запад от Казани. На этой метеостанции суммарное содержание основных ионов в зимних осадках за рассматриваемый период составило 21.8 мг/л (5.3 мг/л HCO₃⁻, 7.7 мг/л SO₄²⁻, 2.2 мг/л Cl⁻, 1.0 мг/л NO₃⁻, 1.7 мг/л Ca²⁺, 0.4 мг/л Mg²⁺, 1.5 мг/л Na⁺, 0.8 мг/л K⁺ и 1.2 мг/л NH₄⁺), pH варьировался в диапазоне 5.16–6.62 с преобладающими значениями 5.3–5.9 [24].

В работах [27–33] представлены результаты исследований снежного покрова г. Казани, других городов и районов Республики Татарстан (РТ). Сотрудниками ВНИИГеолнеруд проведено одно из первых и наиболее масштабных исследований (зимние сезоны 1987–1988 и 1988–1989 гг., 197 проб) по выявлению геоэкологических условий г. Казани и его окрестностей с использованием методики ИМГРЭ [33]. В качестве фона использованы данные по составу снежного покрова района пос. Верхний Услон, расположенного на правом берегу Куйбышевского водохранилища, на 6 км западнее г. Казани. Установленный ионный состав талой снеговой воды обобщен в табл. 2. Интенсивность пылевых выпадений в 1987–1989 гг. варьировалась в пределах 13–1500 кг/(км²×сут) при среднем значении 603 кг/(км²×сут). Установлено присутствие в них шести тяжелых металлов (Pb, Ni, Cu, Zn, Cr, Cd), на основе содержания которых построены схематические карты в масштабе 1:25000. Благодаря довольно высокой плотности опробования, авторы смогли выделить основные очаги загрязнения (крупные промышленные предприятия,

а также автомагистрали с интенсивным движением грузового транспорта, вдоль которых отмечались повышенные содержания свинца (500 мг/кг и более)). Комплексный анализ фактического материала свидетельствовал о неблагоприятной экологической обстановке в городе и повышенной угрозе здоровью населения [33].

Табл. 2. Основной ионный состав талой воды

Table 2. Ionic composition of the snowmelt waters

Зона	Число проб	Среднее содержание ионов, мг/л								Суммарное содержание ионов, мг/л
		HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	
Лесная зона и окраина города	50	3.45	2.85	1.55	1.70	2.10	0.25	0.25	0.30	12.65
Жилые массивы	85	6.45	5.50	2.65	1.65	3.35	0.40	0.80	0.75	22.0
Промышленно-транспортная	55	17.8	13.5	6.10	1.75	7.55	0.65	3.25	1.40	56.1
Фоновая	7	2.25	1.90	1.30	1.15	0.70	0.15	0.11	0.20	8.00

В Институте Экологии природных систем Академии наук РТ в 1990–2000-х гг. активно проводили исследования по оценке загрязнения снежного покрова городов и районов РТ тяжелыми металлами (Co, Mn, Cu, Ni, Pb, Cr, Zn, Fe, Cd) [27–32]. Концентрации каждого из них на локальных участках превышали соответствующие ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения, при этом наиболее информативными, обладающими максимальными коэффициентами концентрации, оказались Mn, Cu и Zn. В результате исследований были созданы моноэлементные карты изоконцентрат тяжелых металлов для территории РТ, проведено ранжирование крупных промышленных центров и районов РТ по степени загрязненности снежного покрова, а также оценено ее влияние на качественные показатели почв, поверхностных вод и др.

На основе предшествующих исследований [28–34] следует отметить, что ионный состав, минерализация и pH талых снеговых вод варьируются во времени в определенных пределах, достаточно узких при отсутствии интенсивного антропогенного влияния. Основными источниками загрязнения снежного покрова являются оживленные автотрассы и крупные промышленные предприятия. Снег, вывозимый с территории населенных пунктов и складированный в пределах специализированных полигонов, может представлять существенную опасность для почв и водоемов. Показана тесная положительная корреляция между составом снежного покрова и уровнем заболеваемости местного населения. Выявлена тенденция по уменьшению степени загрязнения снежного покрова, в первую очередь на территории г. Казани, состояние атмосферы которой можно оценить как удовлетворительное при умеренной антропогенной нагрузке на урбанизированные ландшафты. При этом наблюдается низкий уровень запыленности снежного покрова городов РТ.

Цель настоящей работы заключается в сопоставлении качественных показателей снежного покрова различных природно-антропогенных ландшафтов РТ по данным опробования 2016–2022 гг., оценке степени его загрязненности и характера пространственно-временной изменчивости состава, а также определении плотности выпадения вещества (в растворенной и нерастворенной формах) в зимний период в пределах РТ.

1. Объекты и методы исследования

Изучен снежный покров в пределах Казани, Альметьевска, Бугульмы и их окрестностей, а также района Нижнекамской промзоны, включающей крупные предприятия нефтехимической промышленности (ПАО «Нижнекамскнефтехим», ПАО «Нижнекамскшина», АО «ТАИФ-НК», АО «ТАНЕКО») (рис. 1, табл. 3).



Рис. 1. Расположение территорий опробования

Fig. 1. Spatial distribution of the sampling sites

Табл. 3. Основные данные по опробованию снежного покрова

Table 3. Summary data for the snow sampling sites

Территория	Год	Число проб		Удаление от границ города, ограничения промзоны, км	Предельные значения мощности снежного покрова, м	Среднее значение/медиана мощности снежного покрова, м
		Общее	Городская территория, промзона			
г. Казань	2016	82	53	15	0.2–1.07	0.62/0.64
г. Казань	2018	96	57			
Нижнекамская промзона	2019	39	5*	10	0.25–1.2	0.53/0.56
г. Альметьевск	2021	34	14	14	0.30–0.70	0.50/0.48
г. Бугульма	2022	17	9	11	0.36–1.26	0.70/0.68

Примечание. * – пробы на удалении не более 100 м от бетонного ограничения «ТАНЕКО»

Опробование проводили на полную мощность снежного покрова в феврале – марте, в период максимальных влагозапасов. Для этого использовали пластиковые трубы с внутренним диаметром 100 мм. В каждом пункте отбирали не менее 2–3 колонок снежного покрова. Пробы помещали в 5-литровые пластиковые емкости, предварительно промытые дистиллированной водой. Оттаивание проводили в лаборатории при комнатной температуре. Талую снеговую воду сначала пропускали через алюминиевое сито с диаметром отверстий 1 мм для удаления обломков веток, листьев и др., а затем фильтровали через промытые дистил-

лированной водой, высушенные и взвешенные фильтры «синяя лента». Пылевые частицы диаметром более 1 мм с алюминиевого сита перемещали на фильтры (такие крупные частицы встречались крайне редко). Фильтры с осажденной взвесью и фильтраты использовали для дальнейших химико-аналитических исследований.

Для талой воды определяли основные интегральные показатели природных вод, а также концентрацию макро- и микрокомпонентов. Ионный состав (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , F^- , PO_4^{3-} , Br^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Li^+) определяли методом ионной хроматографии на Dionex ICS-1600 (Thermo Fisher Scientific, США). Гидрокарбонат-ионы, перманганатную окисляемость и содержание кремнекислоты определяли титриметрически, pH – потенциометрически на иономере Анион-7051 (ООО НПП «Инфраспек-Аналит», Россия), а электропроводность – с помощью кондуктометра Эксперт-002 (ООО «Эконикс-Эксперт», Россия). Микрокомпоненты (Fe, Mn, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Co, Ni, Zn) определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на анализаторе ContrAA-700 (Analytik Jena AG, Германия). Кроме того, 19 проб с Приказанского района, Нижнекамской промзоны и окрестностей г. Бугульмы проанализированы методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на анализаторе iCAP Qc (Thermo Fisher Scientific, США) с определением 65 элементов от лития до урана. В большей части проб содержание лишь 17 микрокомпонентов превышает пределы обнаружения, которые представлены в скобках (нг/л): Al (195), Fe (3.9), V (0.007), Cr (6.6), Mn (0.004), Co (0.5), Ni (0.004), Cu (2.3), Zn (4.4), As (0.04), Rb (0.008), Sr (6.3), Cd (0.01), Sb (4.8), Ba (6.4), Tl (0.02), U (0.01). В 9 пробах проведено определение изотопного состава водорода и кислорода (изотопный масс-спектрометр Delta V Plus (Thermo Fisher Scientific GmbH, Германия)) с расчетом изотопной плотности δD и $\delta^{18}\text{O}$ (‰) относительно международного стандарта SMOW.

Бумажные фильтры с осадком после высушивания при 105 °C и повторного взвешивания (для определения общей массы пылевой взвеси) выдерживали в муфельной печи при температуре 500 °C в течение 1 ч, что позволило оценить долю органического вещества в общей массе пылевых выпадений. Все аналитические определения проводили согласно действующим нормативным документам [35–40].

Обработку фактического аналитического материала осуществляли в несколько этапов. Сначала на основе массовых концентраций ионов рассчитывали их эквивалентные и %-эквивалентные концентрации. Затем значения по пылевым выпадениям пересчитывали на количество вещества, выпавшего на единицу площади (г/м^2), и интенсивность этого выпадения ($\text{г/}(\text{м}^2 \times \text{сут})$, $\text{кг/}(\text{км}^2 \times \text{сут})$). Каждую пробу приурочивали к определенной природно-антропогенной ландшафтной (или городской функциональной) зоне: поле, лес, малые населенные пункты и др. Аналитические материалы каждого года опробования первоначально обрабатывали отдельно. При этом проводили стандартный статистический анализ, а также корреляционный, факторный и кластерный анализы. Результаты обработки данных были сопоставимы. Довольно резкое отличие наблюдали между пробами с городских и окрестных территорий, а также отчетливые различия фиксировали между составом снежного покрова различных функциональных зон в пределах и вне городов. Построение достоверных карт изоконцентрат оказалось невозможным, что обусловлено относительно невысокой плотностью опробования и довольно резкими изменениями состава снежного покрова даже на небольших расстояниях. Последнее связано с влиянием, в первую очередь, автодорожной сети. При этом степень этого влияния определяется плотностью движения автотранспорта, которая также испытывает значительные флуктуации даже на локальных площадях.

На заключительном этапе проводили обработку всего фактического материала. Осредненные данные по отдельным ландшафтным зонам по всем 5 временным этапам опробования обрабатывали указанными выше методами многомерной статистики. На факторных и кластерных диаграммах отчетливо проявилась тесная связь между удаленными друг от друга выборками с полевых, лесных, придорожных (на удалении до 150 м от автодорог, во всех остальных случаях это удаление было не менее 150–200 м) и других участков (зон). К выборкам с полевых участков тяготеют и осредненные данные по снежному покрову озер Приказанского района (оз. Архирейское, Чистое, Ковалинское, Раифское, Осиново). Поэтому все пробы из окрестностей городов представляли осредненными данными по ландшафтными зонам (поле, лес, малые населенные пункты, зоны вдоль крупных автомагистралей). Пробы снежного покрова с городских территорий в пределах Казани объединены по функциональным зонам (парки, жилая, промышленная, транспортная зоны). Сходный характер объединения проведен по г. Альметьевску. Пробы с территории г. Бугульмы по особенностям состава объединили в три группы (центральная, срединная и окраинная части города). В промышленную зону г. Казани включены участки в северо-западной и юго-западной частях города (ПАО «Казаньоргсинтез», пивоваренный завод, компания «Нэфис», ТЭЦ-1 и др.). Довольно высокая плотность движения грузового автотранспорта в этой зоне также оказывает влияние на качественные показатели снежного покрова.

В марте 2018 г. при опробовании снежного покрова г. Казани и его окрестностей отмечались частые обильные снегопады. Их производные в виде слоя толщиной 2–4 см, сформированного за 1–2 суток, были опробованы в акваториях озер Архирейское, Раифское, Осиново, Ковалинское. Состав такого снежного покрова является отражением природных условий и минимально подвержен антропогенному влиянию. Такую пробу свежеснежавшего снега (производного двухдневного снегопада), отобранную 17.03.2018 г. на площади Архирейского озера, расположенного на 15 км южнее г. Казани, использовали для получения фоновых показателей. Фоновая проба имела $\text{HCO}_3^-/\text{Na-Ca}$ состав [41], $\text{pH} = 5.87$, перманганатную окисляемость, равную 1.6 мг О/л, электропроводность – 2.73 мкСм/см и невысокое суммарное содержание ионов – 4.85 мг/л, соответствующее фоновым значениям минерализации для средних широт России 5–6 мг/л [8]. Ионный состав пробы представлен 3.0 мг/л HCO_3^- , 0.48 мг/л SO_4^{2-} , 0.22 мг/л Cl^- , 0.55 мг/л NO_3^- , 0.26 мг/л Ca^{2+} , 0.05 мг/л Mg^{2+} , 0.14 мг/л Na^+ , 0.04 мг/л K^+ и 0.08 мг/л NH_4^+ . Содержание железа и марганца составило 0.33 и 0.10 мкг/л соответственно. Общая плотность пылевых выпадений равна 1.38 кг/(км²×сут), включая 1.12 кг/(км²×сут) минеральной и 0.26 кг/(км²×сут) органической пыли.

Степень концентрирования компонентов в снежном покрове различных природно-антропогенных ландшафтных (функциональных) зон рассматривали относительно этих фоновых показателей. Коэффициенты концентрации, суммарные показатели загрязнения, среднесуточную пылевую нагрузку рассчитывали согласно уравнениям 1–3. Степень загрязнения снежного покрова оценивали для средних составов снежного покрова всех выделенных ландшафтных и городских функциональных зон, учитывая содержание основных ионов (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) согласно данным табл. 1.

Обработка данных изотопного анализа. Первичные данные δD и $\delta^{18}\text{O}$ наносили на график и сопоставляли их с линией метеорных вод Г. Крейга (глобальная линия метеорных вод), аппроксимируемой уравнением 4 [42, 43], и с локальной линией метеорных вод (уравнение 5) [44]:

$$\delta\text{D} = 8 \times \delta^{18}\text{O} + 10; \quad (4)$$

$$\delta D = 7.7 \times \delta^{18}O + 5.5. \quad (5)$$

Затем проводили корреляционный анализ изотопных данных практически со всеми параметрами состава проб снежного покрова.

Для учета карбонатного равновесия в образцах с $pH < 5.6$ концентрацию угольной кислоты рассчитывали исходя из выражения константы ее диссоциации по первой ступени, с учетом значений pH и концентрации HCO_3^- , принимая коэффициенты активностей равными единице.

При определении плотности и общего количества влажных и пылевых выпадений с зимними осадками, а также сопоставления их с величиной выброса в атмосферу различных загрязняющих веществ в пределах РТ толщину слоя талой воды во всех изученных районах принимали равной 114 мм, а период залегания снежного покрова считали равным 143 дням [45].

Количество вещества в растворенной форме (W_p , мг/м²) на единицу площади и количество пылевых выпадений (W_n , мг/(м²×сут)) на единицу площади в единицу времени рассчитывали по уравнениям 6 и 7 соответственно

$$W_p = V \times M \times 1000, \quad (6)$$

$$W_n = \frac{m}{S \times t}, \quad (7)$$

где V – объем талой воды на единичной площади (м³), M – минерализация талой воды (сумма содержаний ионов) (мг/дм³), m – масса пыли на бумажном фильтре (мг), S – площадь пробоотбора (м²), t – время от начала установления устойчивого снежного покрова до даты опробования (сут).

Количество пылевых выпадений на единицу площади за зимний период ($W_{n(общ)}$, мг/м²) рассчитывали согласно уравнению 8

$$W_{n(общ)} = W_n \times 143. \quad (8)$$

Для проведения количественных оценок массы вещества, выпадающего в зимний период на городские территории, необходимо знать их площадь и функциональное зонирование. Значения площадей городов и число жителей на 2024 г.: г. Казань – 638 км² и 1318 тыс. чел.; г. Альметьевск – 118 км² и 163.75 тыс. чел.; г. Бугульма – 27.87 км² и 79.55 тыс. чел. [46]. Функциональное зонирование г. Казани проведено на базе генплана Казани до 2040 г. [47] следующим образом (в % от общей площади города): жилые массивы – 55, парковые зоны – 26, транспортные зоны – 13, промышленные зоны – 6. Такое же зонирование проведено для г. Альметьевска. На основе результатов опробования и анализа разномасштабных топокарт и космоснимков территория г. Бугульмы разделена на 3 зоны: окраинную, срединную и центральную с долями площадей 9.7, 72.2 и 18.1 % соответственно.

Для определения общего количества вещества, выпадающего в зимний период в пределах всей РТ, использовали площади отдельных категорий земель (46139 км² угодий сельскохозяйственного назначения, 1578 и 2553 км² – городские и сельские населенные пункты соответственно, 12208 и 3997 км² – лесной и водный фонды, 1005 км² земель промышленности, транспорта и энергетики, 332 км² – особо охраняемые территории и 25 км² – земли запаса при общей площади РТ, равной 67837 км²), представленные в работе [48].

2. Результаты исследования

Состав снежного покрова с изученных территорий на примере 267 проб варьируется в широких пределах (табл. 4). Среднее и медианное значения доли органической пыли составляют 53 %. Содержание Fe, Mn, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Co, Ni, Zn оценено методами атомно-абсорбционной спектроскопии и масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой. Различия в результатах двух методов для одних и тех же проб не превышают 20–30 %. В таблице представлены данные метода атомно-абсорбционной спектроскопии.

Табл. 4. Интегральные показатели, микро- и макрокомпонентный состав снежного покрова

Table 4. Integral indicators, trace and major element composition of the snow cover

Параметр	Предельные значения	Среднее значение	Медиана
1	2	3	4
Интегральные показатели			
Минерализация, мг/л	5.26–733	26	16
Электропроводность, мкСм/см	2.57–1168	40	19
pH	4.89–7.84	6.4	6.4
Плотность пылевых выпадений, кг/(км ² ×сут)			
Общая, кг/(км ² ×сут)	1.40–880.2	70	36
Минеральная пыль, кг/(км ² ×сут)	0.18–720	35	12
Органическая пыль, кг/(км ² ×сут)	0–718	35	17
Перманганатная окисляемость, мгО/л	0–5.1	1.3	1.1
Содержание кремнекислоты, мг/л	0–1.9	0.1	0
Макрокомпонентный состав			
HCO ₃ ⁻ , мг/л	3.4–47	9	8
SO ₄ ²⁻ , мг/л	0–50	2	1
Cl ⁻ , мг/л	0–461	7	1
NO ₃ ⁻ , мг/л	0–3.3	1	1
NO ₂ ⁻ , мг/л	0–2.3	0.1	0.1
F ⁻ , мг/л	0–1.3	0.04	0.02
PO ₄ ³⁻ , мг/л	0–0.1	0.004	0
Br ⁻ , мг/л	0–0.13	0.004	0
Ca ²⁺ , мг/л	0.1–19	2	1
Mg ²⁺ , мг/л	0–5	0.3	0.2
Na ⁺ , мг/л	0.1–202	4	1
K ⁺ , мг/л	0–6	0.3	0.1
NH ₄ ⁺ , мг/л	0–4.1	0.4	0.4
Li ⁺ , мкг/л	0–2.6	0.2	0.1
Микрокомпонентный состав			
Fe, мкг/л	0–834	63	31
Mn, мкг/л	0–415	9	5
Cu, мкг/л	0–16	1	0
Co, мкг/л	0–24	9	9

Окончание табл. 4 / End of Table 4

1	2	3	4
Cr, мкг/л	0–51	1	0
Ni, мкг/л	0–145	5	1
Zn, мкг/л	0–112	15	10
Pb, мкг/л	0–10	0.4	0.1
As, мкг/л	0–2.5	0.2	0
Cd, мкг/л	0–0.06	0.01	0.004
Al, мкг/л	0.8–271	93	82
V, мкг/л	0.03–5.1	0.9	0.6
Rb, мкг/л	0.06–0.3	0.16	0.15
Sr, мкг/л	2–763	49	4
Sb, мкг/л	0.01–0.4	0.13	0.11
Ba, мкг/л	1.5–13	2.9	1.8
Tl, мкг/л	0.0–0.01	0.01	0.004
U, мкг/л	0.0–0.61	0.05	0.002

Максимальные значения минерализации и пылевых выпадений в большинстве случаев отмечаются вдоль оживленных автотрасс (на расстоянии до 50–70 м). Содержание практически всех компонентов минимально в снежном покрове полевых участков и озерных котловин, расположенных на максимальном удалении от городских территорий и крупных автодорог. Увеличение содержания компонентов происходит по мере приближения к границам городских территорий, в пределах которых они максимальны в центральных частях. В целом каждая крупная ландшафтная зона характеризуется своими типоморфными особенностями состава снежного покрова (табл. 5). Пробы Нижнекамской промзоны отобраны в ближайшей (на расстоянии 100 м) окрестности АО «ТАНЕКО».

Табл. 5. Интегральные показатели состава снежного покрова отдельных ландшафтных зон

Table 5. Integral indicators of the snow cover composition in individual landscape zones

Природно-антропогенные зоны	Число проб	Минерализация, мг/л	pH	Тип талых вод	Плотность пылевых выпадений, кг/км ² ×сут	Доля органической пыли, %
1	2	3	4	5	6	7
Свежий снег акватории озер Раифское, Осиново, Ковалинское	4	6.9–8.4 7.5 7.4	5.59–6.0 5.8 ± 0.2 5.8	HCO ₃ /Na-Ca HCO ₃ /NH ₄ -Ca	—	—
Поля	28	5.5–17.2 8.4 8.1	4.89–6.52 5.8 ± 0.5 6.0	HCO ₃ /Na-Ca HCO ₃ /NH ₄ -Ca	3.3–182 28 18	4.5–92.9 50 47
Леса	20	6.0–13.7 10 9.9	5.03–6.45 5.9 ± 0.4 5.9	HCO ₃ /NH ₄ -Ca	10–298 68 28	47–98 73 67
Малые населен. пункты	18	5.3–16.4 11 10.8	4.95–7.02 6.1 ± 0.5 6.2	HCO ₃ /NH ₄ -Ca	8–89 31 18	35–91 65 63

Окончание табл. 5 / End of Table 5

1	2	3	4	5	6	7
Автоматистрали	21	10.7–228 47 23	5.68–7.02 6.4 ± 0.4 6.4	$\text{HCO}_3^-/\text{Cl}/\text{Na}$ $\text{Cl}-\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$	11–788 136 79	4–72 34 26
Нижекамская промзона	5	7.4–9.9 8.6 8.5 25–123 55 46	5.1–5.85 5.5 ± 0.3 5.5	HCO_3^-/Ca $\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$	7–28 17 16	31–60 46 44
г. Казань	110	8–733 40 21	5.76–7.84 6.7 ± 0.4 6.7	$\text{HCO}_3^-/\text{Cl}/\text{Ca}-\text{Na}$ $\text{Cl}-\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$	6–564 96 61	7–99 48 50
г. Альметьевск	14	15–36 21 19	6.28–7.07 6.6 ± 0.2 6.5	$\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$ $\text{Cl}-\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$	10–277 56 36	5–81 48 50
г. Бугульма	9	6–26 14 10	5.0–6.8 5.8 ± 0.6 5.7	$\text{HCO}_3^-/\text{Na}-\text{Ca}$	20–167 66 61	25–95 71 70

Примечание: в первой строке данных представлены предельные значения, во второй – среднее значение, в третьей строке – медиана

При изучении атмосферных осадков особое внимание уделяют рассмотрению их кислотности (pH). Осадки с $\text{pH} < 5.6$ считаются кислыми, а с $\text{pH} < 4.2$ – ультракислыми. Из 268 проанализированных проб лишь 28 (10.4 %) имеют $\text{pH} < 5.6$ и все они характеризуются определенной пространственной локализацией (19 проб из района Нижнекамской промзоны, в первую очередь ее южного, занятого лесным массивом, обрамления, а 9 проб с окраин г. Бугульмы). Кроме того, пробы с $\text{pH} < 5.6$ имеют пониженные значения электропроводности и суммарного содержания ионов (2.84–15.4 мкСм/см (преобладают значения 3–10 мкСм/см) и 5.3–11.5 мг/л (в основном 5.5–9.0 мг/л) соответственно). Низкий уровень минерализации во многом обусловлен тем, что при $\text{pH} < 5.6$ основная часть компонентов карбонатного равновесия находится в форме H_2CO_3^* , доля которой превышает долю HCO_3^- . Поэтому для Нижнекамской промзоны (табл. 5) первые данные по минерализации приведены на основе учета концентрации гидрокарбонат-ионов, а вторые – с учетом расчетных концентраций угольной кислоты.

Состав снежного покрова в пределах городов также изменяется в широких диапазонах (табл. 6). В пределах крупных промышленно-гражданских центров, как и следовало ожидать, наиболее чистый снежный покров наблюдается в парковых и жилых (дворовых) зонах на удалении от автомобильных дорог и зон применения противогололедных средств (г. Казань), а в пределах малых городов такой покров встречается на окраинах (г. Бугульма).

Степень различия и сходства состава различных объектов наиболее оптимально выявляется методами многомерной статистики. Основные компоненты ионного состава, дополненные интегральными показателями (минерализация, жесткость и pH) и постоянно присутствующими в значимых концентрациях микрокомпонентами (Fe, Mn), формируют несколько хорошо обособленных кластеров (рис. 2, а).

Табл. 6. Интегральные показатели состава снежного покрова в пределах городских территорий
Table 6. Integral indicators of the snow cover composition within urban areas

Функциональные зоны	Число проб	Минерализация, мг/л	pH	Преобладающий тип талых вод	Плотность пылевых выпадений, кг/км ² ×сут	Доля органической пыли, %
г. Казань						
Парки	19	8–21 14 14	5.97–6.66 6.4 ± 0.2 6.4	Cl-HCO ₃ /Na-NH ₄ -Ca HCO ₃ /NH ₄ -Ca	12–50 30 28	7–82 53 56
Жилые массивы	20	8–23 15 16	5.76–6.98 6.5 ± 0.4 6.5	HCO ₃ /NH ₄ -Ca	23–193 59 42	27–77 57 58
Промышленные зоны	7	17–121 47 45	6.56–7.48 6.9 ± 0.4 6.8	HCO ₃ -Cl/Ca-Na	10–646 132 118	8–85 40 38
Транспортные зоны	40	12–153 41 28	6.41–7.84 7.0 ± 0.3 6.9	HCO ₃ -Cl/Ca-Na Cl-HCO ₃ /Na-Ca	6–564 132 115	100–99 44 42
Зоны использования технической соли	4	119–733 303 181	7.28–7.57 7.5 ± 0.1 7.5	HCO ₃ -Cl/Ca-Na Cl/Na	—	—
г. Альметьевск						
Парки	7	15–31 21 17	6.40–7.07 6.6 ± 0.3 6.5	HCO ₃ /Na-Ca	17–65 36 34	24–83 55 51
Жилые массивы	4	19–23 21 21	6.28–6.58 6.4 ± 0.2 6.4	HCO ₃ /Na-Ca	10–82 50 54	32–68 57 64
Промышленно-транспортные зоны	3	15–36 23 17	6.29–6.94 6.6 ± 0.3 6.6	HCO ₃ /Na-Ca	25–277 113 36	5–28 19 24
г. Бугульма						
Окраинная часть	3	6–8 6 6	5.0–5.41 5.2 ± 0.2 5.3	HCO ₃ /Na-Ca	20–41 32 35	70–95 85 91
Срединная часть	4	9–20 13 12	5.44–5.93 5.7 ± 0.2 5.8	HCO ₃ /Na-Ca	22–87 62 70	68–92 78 77
Центральная часть	2	26–26 26 26	6.42–6.80 6.6 ± 0.3 6.6	HCO ₃ /Ca	84–167 126 126	25–42 33 33

Примечание: в первой строке данных представлены предельные значения, во второй – среднее значение и стандартное отклонение, в третьей строке – медиана

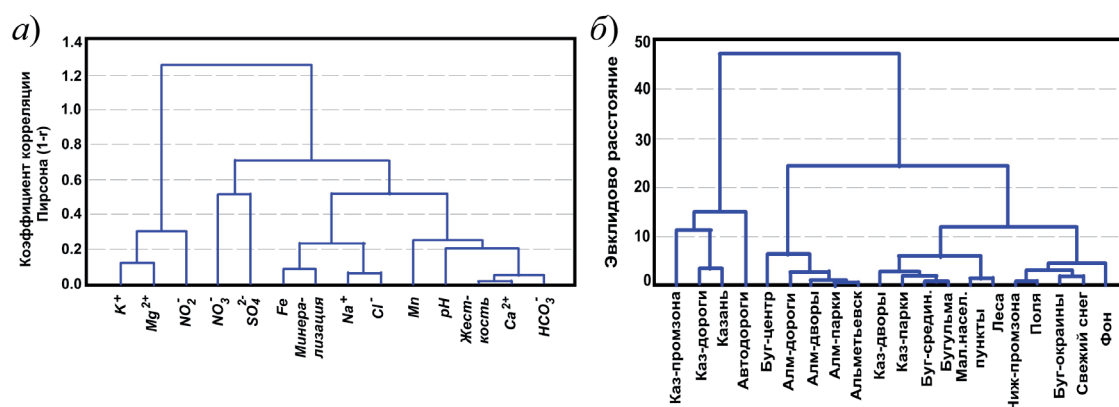


Рис. 2. Кластерные диаграммы связей компонентов состава снежного покрова (мера связи – коэффициент корреляции Пирсона ($1-r$)) (а) и средних составов снежного покрова различных ландшафтных и функциональных зон (мера связи – Эвклидово расстояние) (б)

Fig. 2. Cluster diagrams of the relationships among the snow cover components (with the Pearson correlation coefficient ($1-r$) as the distance measure) (a) and among the average snow cover compositions across various landscape and functional zones (with the Euclidean distance as the distance measure) (b)

Образующие один из кластеров биогенные компоненты (K^+ , Mg^{2+} , NO_3^-) характеризуются повышенными концентрациями в слабора нарушенных условиях в снежном покрове лесных массивов и парковых зон. Тесная связь минерализации с группой Fe, Cl^- и Na^+ однозначно связана с антропогенным фактором. Эти компоненты являются определяющими в первую очередь в составе придорожного снега, промзон Казани, а вне этих зон – на участках использования соли в качестве противогололедного реагента. Нитраты с сульфатами, формирующие третий кластер, присутствуют в повышенных концентрациях в зонах влияния казанских промышленных предприятий. Кластер, образованный жесткостью, pH, содержанием Mn, а также Ca^{2+} и HCO_3^- , имеет двойственную природно-антропогенную природу. На участках с минимальной степенью антропогенного воздействия снежный покров отличается наименьшими содержаниями практически всех компонентов (при этом доля HCO_3^- в анионном составе – 65–80 %-экв) и низкими значениями pH. Антропогенное воздействие любой интенсивности (не солевой природы) сопровождается концентрированием практически всех компонентов, причем наиболее заметно увеличивается содержание Ca^{2+} и HCO_3^- , и параллельно увеличивается pH. Кластеризация отдельных выборок на основе компонентов и параметров, отраженных на рис. 2, а, также информативна (рис. 2, б). Эта кластерная диаграмма хорошо коррелирует с данными табл. 5 и 6. Наиболее чистым, с минимальной степенью трансформации состава, является снежный покров в пределах полевых участков и Нижнекамской промзоны (без учета концентраций угольной кислоты). Более минерализованный снежный покров регистрируется в пределах лесных массивов и малых населенных пунктов. Степень минерализованности снежного покрова увеличивается на основной площади малых городов и казанских парков с жилыми зонами и продолжает возрастать в направлении транспортных и промышленных зон г. Казани, достигая максимальных значений концентраций основных компонентов влажных выпадений. С содержанием растворенных компонентов тесно связаны и пылевые выпадения, количество которых на рис. 2, б также возрастает справа налево (связь положительная). Согласованность результатов кластерного анализа и данных в табл. 5 и 6 также подтверждается коэффициентами концентрации и суммарными показателями загрязнения (Z_c) (табл. 7). Следует отметить, что высокое значение Z_c по Казани в целом (133.8) обусловлено включением в выборку аналитических данных с пунктов использования технической соли.

Табл. 7. Суммарные показатели загрязнения снежного покрова**Table 7.** Total indicators of the snow cover pollution

Функциональная зона	Населенный пункт (Z_c в целом)	Z_c
Свежий снег	—	5.2
Поля	—	10.9
Леса	—	14.0
Малые населенные пункты	—	13.7
Автоматистралы	—	203.5
Парки	г. Казань (133.8)	25.4
Жилая зона		26.6
Промзона		130.0
Транспортная зона		130.3
Парки	г. Альметьевск (41.4)	43.4
Жилая зона		38.2
Транспортная зона		41.1
Окраинная часть	г. Бугульма (29.4)	8.4
Срединная часть		26.6
Центральная часть		66.3

Суммарные показатели загрязнения снега, превышающие значение 128, фиксируются вдоль автомагистралей вне городских территорий, а также в зоне влияния крупных предприятий и оживленных автодорог г. Казани. При этом содержания тяжелых металлов и интенсивность пылевых выпадений также достигают максимальных значений. Согласно табл. 1 это соответствует опасному уровню загрязнения снежного покрова.

Изотопные данные снежного покрова удовлетворительно аппроксимируются линией метеорных вод Г. Крейга (табл. 8, рис. 3 (номера проб в таблице и на рисунке – тождественны)). Различия между реальными и рассчитанными по уравнению 4 значениями изотопной плотности водорода (δD) находятся в пределах 2–7 % за исключением пробы № 4 из акватории оз. Средний Кабан, для которой оно достигает 13.7 %. Локальная линия метеорных вод характеризует полученные изотопные данные чуть лучше (рис. 3).

Табл. 8. Изотопный состав снежного покрова**Table 8.** Isotopic composition of the snow cover

№ пробы	Местоположение	Район	Дата отбора пробы	$\delta^{18}O$, ‰	δD , ‰	pH	Минерализация, мг/л
1	оз. Раифское	Приказанье	22.03.2018	–19.57	–146.80	5.59	7.35
2	пос. Кадышево	Приказанье	15.03.2018	–16.79	–120.60	5.88	18.3
3	Парк Горького	г. Казань	14.03.2018	–16.91	–122.52	6.66	14.5
4	оз. Средний Кабан	г. Казань	24.03.2018	–12.51	–104.36	7.48	121
5	Южнее промзоны	Нижнекамск	16.03.2019	–20.27	–144.20	5.88	7.94
6	Восточнее промзоны	Нижнекамск	16.03.2019	–20.62	–147.97	5.04	5.45
7	д. Биклянь	Нижнекамск	16.03.2019	–13.04	–88.22	6.32	10.0
8	д. Малая Бугульма	Бугульма	07.02.2022	–18.54	–135.10	5.95	26.9
9	д. Спасское	Бугульма	07.02.2022	–19.38	–142.09	5.01	8.70

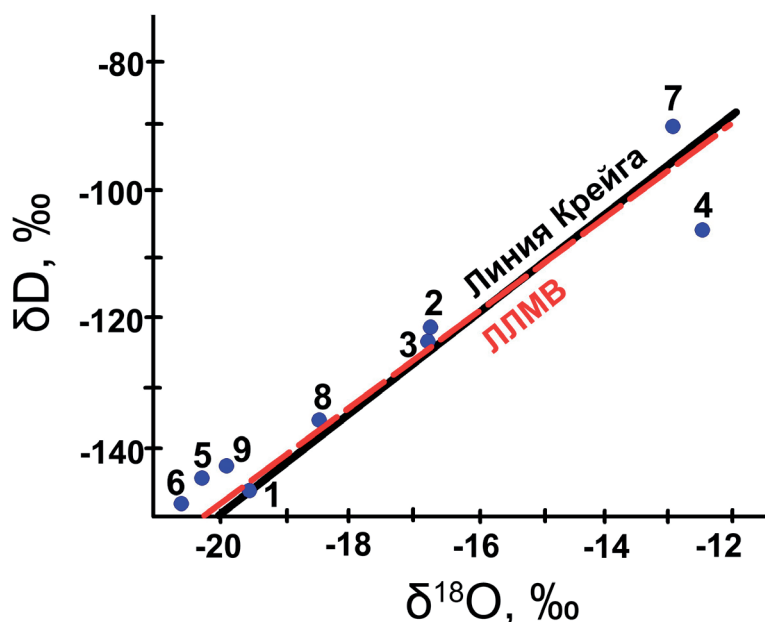


Рис. 4. Расположение проб снежного покрова на диаграмме $\delta^{18}\text{O}$ – δD (ЛЛМВ – локальная линия метеорных вод)

Fig. 4. Positions of the snow samples on the $\delta^{18}\text{O}$ – δD plot (LMWL is the local meteoric water line)

Наиболее легким в изотопном отношении является снежный покров, для которого минимальны концентрации практически всех компонентов и значения pH. Образцы с большей минерализацией и более высокой щелочностью отличаются повышенными значениями изотопной плотности водорода и кислорода (табл. 9). В таблице приведены лишь значимые коэффициенты парных корреляций. Максимальная положительная корреляция получена для δD и $\delta^{18}\text{O}$ что обусловлено одинаковыми физическими свойствами молекулы воды с тяжелым водородом с одной стороны и тяжелым кислородом с другой [43]. Коэффициенты парных корреляций всех компонентов и параметров состава проб снежного покрова с изотопными данными, не отраженные в табл. 9, положительные и варьируются в диапазоне 0.1–0.66 с преобладающими значениями 0.3–0.6.

Табл. 9. Корреляционные связи изотопных данных с параметрами состава снежного покрова

Table 9. Correlations of the isotopic data with the snow cover composition parameters

Параметры	$\delta^{18}\text{O}$	δD	HCO_3^-	F^-	K^+	pH	Mn
$\delta^{18}\text{O}$	1.00	0.97	0.68	0.70	0.88	0.82	0.76
δD	0.97	1.00	0.51	0.75	0.74	0.72	0.68

В РТ с зимними осадками на каждый квадратный километр площади природных ландшафтных поверхностей вне городских территорий выпадает в среднем 5–11 т вещества, представленного на 78–90 % пылевыми выделениями, причем вдоль автомагистралей эта величина увеличивается до 25 т (табл. 10). Непосредственно в пределах городов плотность сухих и влажных выпадений составляет 11.6 т/км² в Казани (5.62 кг/чел.), 10.7 т/км² в Альметьевске (7.74 кг/чел.) и 11.8 т/км² в Бугульме (4.12 кг/чел.) с преобладанием пылевых выпадений, количество которых варьируется в диапазоне 68–87 % (табл. 10).

Табл. 10. Интенсивность выпадений с зимними атмосферными осадками на территории РТ
Table 10. Intensity of fallout with winter atmospheric precipitation in the Republic of Tatarstan

Зона	Нерастворенное вещество		Растворенное вещество		Площадь		Общая масса (с вычетом фона), т/км², *т	Доля пыли в общей массе, %	Суммарная масса (с вычетом фона), т
	кг/(км²×сут)	т/км²	г/м³	т/км²	км²	%			
Фон	1.38	0.2	4.85	0.55	—	—	0.75 (—)	26.3	—
Ландшафтные зоны									
Поля	27.9	3.99	8.39	0.96	—	—	4.95 (4.2)	80.7	—
Леса	68.4	9.78	10.0	1.14	—	—	10.9 (10.2)	89.6	—
Малые населенные пункты	30.6	4.38	11.1	1.27	—	—	5.65 (4.90)	77.6	—
Автомобильные магистрали	136	19.4	46.7	5.32	—	—	24.7 (24.0)	78.4	—
Территория г. Казани									
Парки	30.1	4.3	13.9	1.58	166	26	975.49*	73.1	7403.21 (6924.74)
Жилые массивы	58.8	8.41	15.2	1.73	351	55	3558.13*	82.9	
Промзоны	132	18.9	46.6	5.31	38.3	6	927.24*	78.1	
Автотранспортные зоны	132	18.8	40.6	4.63	82.9	13	1942.35*	80.2	
Территория г. Альметьевска									
Парки	36.1	5.16	21.0	2.39	30.7	26	231.79*	68.3	1267.65 (1179.15)
Жилые массивы	50.0	7.15	20.7	2.36	64.9	55	617.20*	75.2	
Промышленно-транспортные зоны	112.5	16.09	22.8	2.60	22.4	19	418.66*	86.1	
Территория г. Бугульмы									
Окраинная часть	32.1	4.59	6.2	0.71	2.70	9.7	14.31*	86.6	328 (307.1)
Срединная часть	61.9	8.85	13.1	1.49	20.1	72.2	208.04*	85.6	
Центральная часть	125.7	17.98	25.8	2.94	5.05	18.1	105.65*	85.9	

Представляет интерес связь между количествами вещества, поступившими в атмосферу с выбросами и депонированными снежным покровом. В 2023 г. общее количество выбросов в атмосферу в пределах РТ составило 427.2 тыс. т., из которых 319.7 тыс. т поступило из стационарных источников загрязнения, а 107.5 тыс. т от авто- и железнодорожного транспорта [48]. При площади РТ 67837 км² общая плотность выбросов в атмосферу составляет 6.30 т/км². Интенсивность выбросов во временном разрезе 2019–2023 гг. изменялась незначительно. При этом общее количество взвешенного вещества в выбросах 2023 г. оценено в 14.3 тыс. т. Депонированное снежным покровом вещество в пределах РТ определено на основе данных табл. 10 и площадей разнотипных земельных угодий. Для земель сельхозназначения, водного фонда, особо охраняемых территорий и земель запаса использовали значение плотности выпадений для полевых участков (табл. 10); для земель лесного фонда, промышленности и транспорта, сельских населенных пунктов – значения плотности выпадений в пределах лесных массивов, вдоль автомобильных магистралей и в малых населенных пунктах соответственно. Учитывая различия 22 городов РТ по площади, числу

жителей, автомобилей и промышленному потенциалу, для более адекватной оценки общего количества выпадений с зимними атмосферными осадками городские поселения представлены кластером наиболее крупных городов (Казань (638 км²), Набережные Челны (161 км²), Нижнекамск (116 км²)) с максимальным промышленным потенциалом (данные для г. Казани в табл. 10). Качество снежного покрова в г. Зеленодольске (37.73 км²), пятом городе РТ по численности населения, принято аналогичным г. Альметьевску (табл. 10). Все остальные города по числу жителей уступают г. Бугульме, поэтому для них приняты значения 1.68 т/км² для плотности влажных выпадений (соответствует средневзвешенной по площади плотности выпадения растворенного вещества в пределах г. Бугульмы) и 6 т/км² для плотности пылевых выпадений (больше соответствующей плотности для малых населенных пунктов, но меньше средневзвешенной плотности пыли в Альметьевске (8.3 т/км²)). В пределах самой Бугульмы средневзвешенная плотность пылевых выпадений достигает 10.1 т/км², что прежде всего связано с повышенной долей органической пыли (до 90 %), которая является производной окружающих город лесных массивов.

В целом на территории РТ за зимний период (143 сут) с атмосферными осадками выпадает в среднем 438800.5 т разнообразного вещества (табл. 11), причем преобладают (83 %) пылевые выпадения. Примерно 4-кратное превышение пылевых выпадений по сравнению с влажными отмечается в большей части природных ландшафтных и городских функциональных зон, а максимальное 8.6-кратное (по средним данным) превышение наблюдается в пределах лесных массивов. Доли минеральной и органической составляющих в составе пыли в большинстве случаев примерно одинаковы. Средневзвешенные по площади РТ интенсивности влажных и пылевых выпадений (1.1 и 5.37 т/км² соответственно) наиболее близки к таковым в сельских населенных пунктах. Для сравнения в южноуральских промышленных городах соотношение влажных и пылевых выпадений находится в диапазоне от 1 : 10 до 1 : 20 [49].

Табл. 11. Количество вещества, депонируемое в РТ снежным покровом (* – средневзвешенные по площади значения)

Table 11. Amounts of substances deposited in the Republic of Tatarstan by the snow cover (* indicates area-weighted mean values)

Земельные угодья	Площадь, км ²	Плотность выпадений, т/км ²		Количество депонированного вещества, т	
		Влажные	Пылевые	Растворенное	Нерастворенное
Угодья сельскохозяйственного назначения, акватории и др.	50493	0.96	3.99	48473.3	201467.1
Лесной фонд	12208	1.14	9.78	13917.1	119394.2
Земли промышленности и транспорта	1005	5.32	19.38	5346.6	19476.9
Сельские населенные пункты	2553	1.27	4.38	3242.3	11182.1
Крупные города	915	2.28	9.32	2088.8	8529.2
Средние города	155.73	2.41	8.33	375.8	1297.4
г. Бугульма	27.87	1.68	10.09	46.7	281.2
Малые города	479.4	1.68	6.00	805.4	2876.4
Итого	67837	1.10*	5.37*	74296.0	364504.5

Приведенные расчеты базируются на средних значениях минерализации снеготалой воды и плотности пылевых выпадений. При использовании для расчетных процедур медианных значений этих параметров средневзвешенная величина плотности влажных выпадений в целом по РТ уменьшается незначительно, а средневзвешенная плотность пылевых выпадений сокращается на 20–30 %.

3. Обсуждение результатов

Полученные результаты подтверждают и дополняют имеющиеся данные по составу снежного покрова в пределах РТ. Низкий (или допустимый) уровень загрязнения снежного покрова на большей части территории РТ свидетельствует об удовлетворительном состоянии атмосферы. Этот вывод, основывающийся на содержании 7 основных компонентов ионного состава, подтверждается данными по 5 приоритетным тяжелым металлам (Mn, Cu, Ni, Pb и Zn) для снежного покрова всех административных районов РТ, полученными в ходе многолетних исследований и отраженными на карте интенсивности загрязнения [28]. В целом наблюдается некоторое улучшение качественных показателей атмосферы во времени, начиная с 1990 г. Так, на метеостанциях «Вязовые» и «Казань-опорная» с 1991 по 1996 гг. выявлено постепенное снижение содержания хлоридов и сульфатов [34]. Уровень выпадения тяжелых металлов на снежный покров г. Казани по данным опробования 1990 и 2000 гг. сократился на 27 % (с 62 до 45 кг/км²) [32]. Анализ геоэкологической ситуации в одном из районов нефтедобывающего региона РТ позволил установить улучшение качественных показателей атмосферного воздуха, поверхностных вод и почвенного покрова за период 2005–2009 гг. [50]. В настоящее время во многих регионах России также отмечается снижение загрязненности снежного покрова, поверхностных и подземных вод [51–53].

Сравнение данных табл. 2 и 6 свидетельствует о снижении общей минерализованности и запыленности снежного покрова с 1990 г. (средняя интенсивность пылевых выпадений в зимние сезоны 1987–1989 гг. составляла 603 кг/(км²×сут) [33], а в 2016 и 2018 гг. – 96 кг/(км²×сут)). Отмечается существенное уменьшение содержания тяжелых металлов (содержание Pb в придорожных зонах уменьшилось в 500 раз до 1 мг/кг за период с конца 1980-х до 2000-х гг. [54]). Общая экологическая обстановка в г. Казани по составу снежного покрова изменилась от неблагоприятной с повышенной угрозой для здоровья [33] до «удовлетворительной» в 2000 г. [32].

Улучшение качества основных параметров окружающей среды, вероятно, связано с некоторым снижением деловой (производственной) активности по сравнению с советским периодом за счет закрытия многих промышленных предприятий, а также с внедрением новых малоотходных производственных технологий, использованием систем оборотного водоснабжения, а также ужесточением природоохранного законодательства. Выбросы в атмосферу от стационарных источников загрязнения сократились в РТ на 45 % относительно 1991 г. за счет замены на крупных предприятиях устаревшего оборудования, снижения доли мазута в топливном балансе предприятий энергетики, модернизации производственных мощностей. А выбросы от передвижных источников загрязнения сократились на 75 % за счет постепенного ввода в эксплуатацию автомобилей классов Евро 4, 5 и 6, а также перевода некоторой их части на природный газ [48].

Повышенная запыленность снежного покрова г. Казани во второй половине 1980-х гг. во многом связана с широким применением песчаных смесей в качестве противогололед-

ного реагента, использование которых в настоящее время сократилось за счет перехода на техническую соль. Это может быть причиной появления хлоридно-натриевых снеготалых вод с повышенной минерализацией (до 733 мг/л (табл. 6)), которые в первую очередь будут формироваться вдоль оживленных автодорог, откуда снег вывозится на снежные полигоны. Весной это может негативно сказаться на качестве поверхностных вод, так как содержание многих компонентов в снеготалой воде превышает ПДК для водоемов рыбохозяйственного значения (согласно полученным данным для Cl^- , Na^+ , NO_2^- , F^- , NH_4^+ , Al, Fe, V, Mn, Cu, Zn, Cr, Ni, Co, Sr и Pb в 1.5, 1.7, 28.8, 1.7, 8.1, 6.8, 8.3, 5.0, 41.5, 16, 11.2, 2.5, 14.5, 2.4, 1.9 и 1.7 раз соответственно).

Первые данные о негативном влиянии на почвы и природные воды соляных растворов, применяемых в качестве противогололедных реагентов, относятся к Московскому региону. Так, более 50 % территории Восточного округа г. Москвы составляют почвы с различной степенью деградации. Большая часть городских почв имеет среднюю степень засоления и слабую степень солонцеватости. Наибольшая степень засоления NaCl и CaCl_2 свойственна почвам в транспортной и промышленной зонах. Темпы соленакопления в почвах округа в 2005–2010 гг. возросли в 3.8 раза по сравнению с 1989–2005 гг. Используемые реагенты также оказывают негативное влияние на городские насаждения, дорожную инфраструктуру (коррозия мостов, труб, автомобилей) и на здоровье населения [55, 56]. В РТ высокую опасность для поверхностных водоемов и почвенного покрова представляют снежные полигоны, создаваемые без какого-либо научного обоснования и сопровождения, а также специального оборудования. Осредненные по годам за 1999–2008 гг. значения минерализации (по сухому остатку) талой снеговой воды с казанских свалок составляют 116–1501 мг/л (преобладающие значения – 214–711 мг/л). При этом наибольшие превышения ПДК для рыбохозяйственных водоемов зафиксированы для нефтепродуктов (140–12000 ПДК), некоторых металлов (для Fe, Al, Mn, Zn и Cu они достигают 8–170, 9–180, 2–42, 1–14 и 4–130 ПДК соответственно), а также хлоридов, нитритов, фенолов, фосфатов [31]. Таким образом, необорудованные снежные полигоны не должны располагаться у небольших водоемов и водотоков, а также скважинных водозаборов питьевых вод, каптирующих грунтовые водоносные горизонты. Наиболее опасным является создание таких полигонов у водоемов с низкой (<100 мг/л) минерализацией воды. В РТ это обычно озера, в питании которых принимают участие лишь атмосферные осадки. В окрестностях г. Казани это озера Чистое, Ковалинское, Глубокое и некоторые другие. Необходимо отметить, что проблема снежных свалок стоит довольно остро во многих регионах России и за рубежом [5, 17, 18, 57].

Минерализованные снеготалые воды могут приводить к постепенной метаморфизации состава и подземных вод. Интенсивность процесса будет определяться погодными условиями (зимними температурами, продолжительностью оттепелей и др.), масштабами пространственного и объемного использования технической соли в качестве противогололедного реагента, а в нефтяных районах РТ – подземных пластовых рассолов. Анализ пространственно-временной изменчивости состава подземных вод в пределах г. Казани демонстрирует постепенное концентрирование в них хлоридов [58], что может быть связано именно с инфильтрацией минерализованных снеготалых вод.

Одним из важнейших интегральных показателей атмосферных осадков является кислотность, увеличение которой чревато крайне неблагоприятными последствиями для всех

основных компонентов окружающей среды. Так, высокая кислотность приводит к снижению урожайности почв за счет вымывания оснований из почвенного поглощающего комплекса, к изменению структуры почвенной поглотительной способности и возрастанию подвижности в почвах тяжелых металлов [59]. В исследуемой выборке доля кислых проб снежного покрова ($\text{pH} < 5.6$) составляет 10.4 %. Повышенную кислотность осадков обычно связывают с наличием в атмосфере сернистого ангидрита и окислов азота. В Нижнекамской промзоне пониженные значения pH (до 4.89) снежного покрова, скорее всего, обусловлены несколько повышенным парциальным давлением углекислого газа и органическими (карбоновыми) кислотами, которые присутствуют в дымовых выбросах крупных нефтехимических предприятий. Карбоновые кислоты могут быть причиной гнилостного запаха большей части отобранных на этой территории проб с $\text{pH} < 5.6$. В пределах РТ отличительными чертами снежного покрова с высокой кислотностью являются низкая минерализация снеготалых вод (при отсутствии лабораторного определения свободной углекислоты) и очень слабая запыленность. Так, коэффициенты парной корреляции между pH и минерализацией, интенсивностью выпадения минеральной пыли в $\text{кг}/(\text{км}^2 \times \text{сут})$, а также с долей органической пыли для всех проб составляют 0.67; 0.52 и (–0.33) соответственно, а для выборки отраженных на рис. 3 осредненных данных – 0.79, 0.55 и (–0.52) соответственно. Все эти корреляционные связи являются статистически значимыми. Аналогичные соотношения между этими параметрами отмечаются и в других регионах [49, 59]. Кислотные атмосферные осадки в РТ пока не оказывают существенного негативного влияния на окружающую среду, так как уже на уровне почвенного слоя они нейтрализуются за счет повышенной карбонатности. Последняя обусловлена широким развитием карбонатных пород в верхней части геологического разреза. Отсутствие такого влияния подтверждается значениями pH поверхностных и грунтовых вод (6.7–8.4) в районе Нижнекамской промзоны [60].

Снежный покров изученных областей характеризуется довольно широкими вариациями значений изотопной плотности водорода и кислорода (табл. 8). Учитывая комплекс данных, можно предполагать, что наиболее чистые зимние атмосферные осадки в пределах РТ имеют $\delta D < -142.00 \text{ ‰}$ и $\delta^{18}\text{O} < -19.30 \text{ ‰}$. Более «тяжелые» разности снега появляются за счет антропогенного воздействия различной интенсивности. Относительно слабое воздействие приводит к δD от –135.1 до –120.60 ‰ и $\delta^{18}\text{O}$ от –18.54 до –16.79 ‰ (пробы с территории парка Горького и района пос. Кадышево в г. Казани, а также района д. Малая Бугульма). Более интенсивное воздействие дает δD от –104.36 до –88.22 ‰ и $\delta^{18}\text{O}$ от –13.04 до –12.51 ‰ (пробы из акватории оз. Средний Кабан и дер. Биклянь). Эти данные можно использовать для оценки степени загрязненности снежного покрова. Утяжеление молекул воды в более минерализованном снеге может быть связано с более интенсивным его испарением за счет меньшей отражательной способности. Последнее обусловлено тесной корреляционной связью между минерализованностью и запыленностью снежного покрова ($r = 0.83$ и 0.73 по осредненным и всем имеющимся данным соответственно). Сопоставимые изотопные данные получены для проб снежного покрова зимой 2015–2016 гг. на 45 станциях в Карелии, расположенных по субмеридиональному (650 км) и 2 субширотным (130 и 180 км) профилям (δD от –158 до –118 ‰ и $\delta^{18}\text{O}$ от –21.1 до –15.7 ‰) [61]. При этом наблюдается заметное облегчение изотопного состава с юга на север в соответствии с понижением зимней

температуры. По субширотным профилям явных трендов изменения изотопного состава авторами не выявлено.

Города являются локальными зонами нарушения экологического равновесия, в том числе за счет генерации частично аккумулируемого снежным покровом разнофазового вещества. Интенсивность этой генерации в зимнее время на примере трех изученных городов составляет в среднем (с учетом фоновых значений) 10.7–11.8 т/км². На каждого жителя приходится от 4.1 до 7.7 кг такого вещества, причем преимущественно в пылевой форме. Уровень накопления различных веществ в снежном покрове на большей части территории РТ не превышает допустимых границ и достигает опасного уровня ($Z_c > 128$) только вдоль крупных загородных автотрасс, казанских промзон и оживленных автодорог.

Следует отметить, что объемы выбросов в атмосферу и депонирования в снежном покрове в пределах РТ почти равны (близки и удельные значения этих параметров, равные 6.30 и 6.47 т/км² соответственно), однако это не означает полного перехвата всех выбросов зимними атмосферными осадками. Учитывая ряд факторов (количество растворенного в снежном покрове вещества, более высокие количества летних атмосферных осадков, большую растворимость веществ в воде по сравнению со снежным покровом, увеличение интенсивности дымовых выбросов в зимнее время), можно предположить, что в 2023 г. не менее 200–250 тыс. т из ~413 тыс. т газовых выбросов в атмосферу были осаждены атмосферными осадками и приняли участие в формировании их состава. Неосажденная часть газовых компонентов должна была принимать участие в трансграничном переносе. Также можно считать, что весь объем выбрасываемых в атмосферу взвешенных веществ (14.3 тыс. т в 2023 г.) осаждаются в РТ. При этом ветровой перенос пыли, масса которой составляет 364.5 тыс. т (табл. 11), имеет ключевое значение в формировании нерастворимой части состава снежного покрова. Провести достоверную оценку доли пыли регионального происхождения и поступившей из соседних областей в настоящее время не представляется возможным.

Проведено сопоставление полученных данных с таковыми для соседних регионов (табл. 12). Разброс значений содержаний основных компонентов состава снежного покрова определяется двумя основными факторами – характером и интенсивностью антропогенного воздействия, а также чувствительностью используемых аналитических методов. Концентрации компонентов в снежном покрове, полученные с помощью современных инструментальных методов, например, ионной хроматографии, ниже, чем полученные гравиметрически, титриметрически и некоторыми другими методами. Учитывая это и данные в табл. 4 и 12, можно считать, что полученные результаты по составу снежного покрова хорошо согласуются с литературными данными, особенно в случае различных районов Московской области и Восточного административного округа Москвы. Аналогичный тренд характерен и для данных по интенсивности пылевых выпадений. В парковых зонах г. Москвы зафиксированная в 2011–2012 гг. интенсивность пылевых выпадений составила 23–67 кг/(км²×сут) в Покровском-Стрешневом районе, 19–64 (в среднем 34) кг/(км²×сут) в парке Кузьминки-Люблино, 34–128 кг/(км²×сут) в Петровском парке с отчетливой тенденцией нарастания по направлению к Ленинградскому проспекту [2]. В парковых зонах г. Казани эта величина находится в пределах 12–50 кг/(км²×сут) при среднем значении 30 кг/(км²×сут) (табл. 6).

Табл. 12. Показатели снежного покрова других регионов (— отсутствие данных, показатели в первой строке ячейки соответствуют средним или предельным значениям, во второй строке ячейки – средним значениям)

Table 12. Snow cover parameters in other regions (— no available data, values in the first line of the cell correspond to the mean values or the lower and upper limits, while data in the second line of the cell show the mean values)

Регион, функциональная зона, период наблюдения, число проб (n) и источник литературы											
Показатель	Саратов, разные части города [3]	Сургут, фоновая, 2016 [4]	Сургут, селитебная зона, 2016, n = 28 [4]	д. Кыртовое, Коми, фоновая, 2004 [4]	Сыктывкар, 2004–2007, n = 2 [10]	Воркута, 2004–2007, n = 2 [10]	Бобруйск, 2004, n = 27, [16]	Полоцк, 2006, n = 20 [16]	Подмосковная Мещера, фоновая, n = 5 [55]	г. Москва, Восточный АО, 2010, n = 51 [55]	Московская область (20 районов), 2009–2013 [59]
pH	5.1–8.1	5.93	6.4–7.5 6.81	—	6.7–9.1	6.7–9.1	5.1–7.3 6.1	5.7–6.9 6.26	5.6	4.5–7.6 6.2	4.4–6.8
Минерализация, мг/л	—	—	—	6.34	8.6–142.6	48–60	5.6–40 10.6	67.13	9.50	3.0–236 20.5	—
HCO ⁻ ₃ , мг/л	—	0.61	0.12–5.5 1.63	3.81	4.2–76.4	29–32	1.2–26.4 5.14	15–92 58.7	1.80	0.1–23.0 4.07	12.2–51.9
SO ²⁻ ₄ , мг/л	11.1–16.3	3.01	0.7–27.6 3.91	0.88	0.94–1.56	5.9–12.0	0.4–2.9 1.56	—	1.74	0.1–5.89 2.09	0.9–8.3
Cl ⁻ , мг/л	15.7–66	1.49	2–10.7 3.59	0.31	0.2–0.3	0.5–0.9	0.4–2.1 0.98	—	1.55	0.0–160 7.00	0.5–16.6
NO ⁻ ₃ , мг/л	—	1.94	1.5–3.2 2.87	0.18	0.6–0.9	0.0–0.2	0–1.7 0.58	0.4–1.3 0.67	1.36	0.1–3.3 1.54	0.1–1.6
Ca ²⁺ , мг/л	—	—	—	0.45	0.0–4.3	11–12	0.5–8.8 1.45	0.0–8.8 2.12	1.40	0.9–23 3.37	0.7–11
Mg ²⁺ , мг/л	—	—	—	0.10	0.0–0.6	0.3–0.4	0.1–0.9 0.32	0.3–2.9 0.79	0.13	0.1–0.3 0.13	0.03–1.3
Na ⁺ , мг/л	1.1–37.0	—	—	0.17	1.6–51	0.3	0.1–1.1 0.38	0.1–9.6 2.60	0.74	0.2–48 1.74	0.0–11.7
K ⁺ , мг/л	0.3–3.3	—	—	0.36	0.3–7.3	0.4–0.6	0.0–0.3 0.14	0.3–4.7 1.20	0.30	0.1–5.2 0.55	0.0–1.1
NH ⁺ ₄ , мг/л	0.1–8.31	—	—	0.03	0.1–0.3	1.1–1.2	0–0.67 0.08	0–2.7 1.05	0.30	0.0–0.1 0.05	—

Заключение

В пределах РТ снежный покров характеризуется изменчивым составом, обусловленным комплексом природно-антропогенных факторов. Особенности изменения состава снежного покрова в большинстве случаев подчиняются простому тренду, заключающемуся в симбатном увеличении суммарного содержания растворенных веществ, в том числе большей части макро- и микрокомпонентов, пылевых выпадений и pH. Пробы снежного покрова, наименее подверженные антропогенному воздействию и обладающие минимальными значениями минерализации и pH, демонстрируют наиболее легкий изотопный состав. Регистрируемые в настоящее время содержания разнофазовых веществ в снежном покрове значительно ниже таковых на период конца 1980-х гг. При этом они достигают опасных (в медицинском плане) значений лишь в узколокальных зонах, что является дополнительным подтверждением относительно благоприятного состояния атмосферного воздуха в пределах РТ в целом.

Дальнейшие исследования целесообразно направить на выявление состава пылевых выпадений и установление экологически безопасного уровня внесения технической соли или подземных рассолов на автодороги и городские тротуары. Основной объем пылевых выпадений состоит из минеральной и органической частей в примерном соотношении 1 : 1. Желательно знать их гранулометрический, минеральный и химический состав, а также степень растворимости в воде. В первую очередь это необходимо установить для участков с максимальным содержанием пыли в снежном покрове.

Внесение соли на дорожную сеть в качестве противогололедного средства приобретает все больший размах. Для предотвращения ущерба почвам, поверхностным и подземным водам минерализованными водами Cl/Na состава необходимы обоснованные нормы внесения этих средств. Более того, они могут варьироваться по административным районам и городам РТ, учитывая неоднородность их гидрогеоэкологических условий. При расчете норм внесения соли желательно учитывать, что в странах Европы и США применяют дозировку 30 г/м², в России – до 150 г/м², что объясняется более суровыми климатическими условиями, хотя согласно некоторым исследованиям [50] максимальная доза хлоридных реагентов должна составлять около 20 г/м².

Следует отметить необходимость создания санитарно-защитных полос шириной хотя бы до 30–50 м вдоль оживленных городских автомагистралей, в пределах которых не должно быть жилых и офисных помещений, что не всегда соблюдается в случае точечной застройки жилых объектов.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. Бондаревич Е.А. Микроэлементный состав компонентов снежного покрова города Читы и его окрестностей // Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2024. Т. 32, № 4. С. 445–453. <https://doi.org/10.22363/2313-2310-2024-32-4-445-453>.
2. Варава К.В. Некоторые особенности эколого-геохимического мониторинга рекреационных зон Москвы // Разведка и охрана недр. 2012. № 7. С. 17–22.
3. Ерёмин В.Н., Решетников М.В., Гребенюк Л.В., Соколов Е.С. Особенности структуры геохимического поля снегового покрова на территории г. Саратова // Изв. Сарат. ун-та. Нов. сер. Сер. Науки о Земле. 2015. Т. 15, вып. 2. С. 36–40. <https://doi.org/10.18500/1819-7663-2015-15-2-36-40>.

4. Русак С.Н., Кравченко И.В. Макрокомпонентный состав снежного покрова г. Сургута как маркерный признак индикации техногенного влияния // Север России: стратегия и перспективы развития: материалы II Всероссийской науч.-практич. конф. (Сургут, 27 мая 2016 г.). Сургут: ИЦ СурГУ, 2016. Т. IV. С. 272–276.
5. Чередова Т.В., Чудинова О.Н. Химический и минеральный состав снежного покрова на площадках снегонакопления города Улан-Удэ // Вестник РУДН. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2025. Т. 33. № 2. С. 189–203. <https://doi.org/10.22363/2313-2310-2025-33-2-189-203>.
6. Янченко Н.И., Баранов А.Н., Ершов В.А., Чебыкин Е.П., Воднева Е.Н., Тимкина Е.В. Распределение некоторых химических элементов в снежном покрове в г. Братске // Системы. Методы. Технологии. 2013. № 4(20). С. 164–169.
7. Бахмет О.Н., Солодовников А.Н., Дубина-Чехович Е.В. Влияние аэротехногенного загрязнения на химический состав снежного покрова агроландшафта // Российская сельскохозяйственная наука. 2021. № 2. С. 49–53. <https://doi.org/10.31857/S2500262721020101>.
8. Быстрых В.В., Боев В.М., Макшанцев С.С., Музалева О.В., Белослудцева Л.А. Макро- и микро-элементы в снеговом покрове в зоне возможного влияния газовой промышленности // Вестник ОГУ. 2006. № 12S (62). С. 52–54.
9. Курбаков Д.Н., Кузнецов В.К., Сидорова Е.В., Андреева Н.В., Саруханов А.В., Новикова Н.В., Кречетникова Е.О. Оценка экологического состояния снежного покрова в 30-километровой зоне Новолипецкого металлургического комбината // Экология промышленного производства. 2021. № 2(114). С. 34–40. https://doi.org/10.52190/2073-2589_2021_2_34.
10. Пристова Т.А., Шамрикова Е.В. Характеристика снежного покрова в условиях аэротехногенного загрязнения предприятиями республики Коми // Проблемы региональной экологии. 2010. № 5. С. 78–83.
11. Спицына Т.П., Тасейко О.В. Геохимическая и экологическая оценка содержания металлов в снеговой воде и поверхностных водах бассейна р. Базаихи (Красноярский край) // География и природные ресурсы. 2022. Т. 42, № 3. С. 52–62. <http://doi.org/10.15372/GIPR20220306>.
12. Василевич М.И., Симакин Л.В., Смирнов Н.С. Мониторинг химического состава снежного покрова и факторы его формирования в Печоро-Илычском биосферном заповеднике // Метеорология и гидрология. 2024. № 3. С. 111–119. <https://doi.org/10.52002/0130-2906-2024-3-111-119>.
13. Котова Е.И., Василевич И.И., Ромашова К.В., Красавина А.С. Состав снежного покрова островов Баренцева и Карского морей // Российская Арктика. 2021. № 15. С. 17–27. <https://doi.org/10.24412/2658-4255-20214-17-27>.
14. Салтыков А.В., Балыкин С.Н., Балыкин Д.Н., Горбачев И.В. Ионный состав снежного покрова на территории Сибири и Дальнего Востока // Лед и снег. 2024. Т. 64. № 2. С. 262–272. <https://doi.org/10.31857/S2076673424020092>.
15. Яковлева Е.В., Василевич М.И., Габов Д.Н. Полициклические ароматические углеводороды в снежном покрове заповедных территорий Республики Коми // Теор. прикл. экол. 2024. № 3. С. 72–81. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2024-3-072-081>.
16. Лукашев О.В. Эколого-геохимическое изучение снегового покрова урбанизированных территорий (на примере городов Бобруйск и Полоцк) // Вестник БГУ. Сер. 2. Химия. Биология. География. 2007. № 2. С. 111–117.
17. Corsi S.R., Graczyk D.J., Geis S.W., Booth N.L., Richards K.D. A fresh look at road salt: Aquatic toxicity and water-quality impacts on local, regional, and national scales // Environ. Sci. Technol. 2010. V. 44, No 19. P. 7376–7382. <https://doi.org/10.1021/es101333u>.
18. Droste R.L., Johnston J.C. Urban snow dump quality and pollutant reduction in snowmelt by sedimentation // Can. J. Civ. Eng. 1993. V. 20, No 1. P. 9–21. <https://doi.org/10.1139/193-002>.
19. Johansson I.R. Trace metals in snow strata as indicators of silver-arsenide vein mineralization, Camsell River area, District of Mackenzie // Report of Activities: Part B. Paper 76-1B – Geological Survey of Canada. Dep. Energy, Mines, Resour. Can., 1976. P. 71–75. <https://doi.org/10.4095/103611>.

20. Li F., Zhang Y., Fan Z., Oh K. Accumulation of de-icing salts and its short-term effect on metal mobility in urban roadside soils // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2015. V. 94, No 4. P. 525–531. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1481-0>.
21. Sakai H., Sasaki T., Saito K. Heavy metal concentrations in urban snow as an indicator of air pollution // *Sci. Total Environ.* 1998. V. 77, Nos 2–3. P. 163–174. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(88\)90053-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(88)90053-8).
22. Vijayan A., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. Estimating pollution loads in snow removed from a port facility: Snow pile sampling strategies // *Water, Air, Soil Pollut.* 2021. V. 232, No 2. Art. 75. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05002-9>.
23. 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. Art. 2161. <https://doi.org/10.3390/w13162161>.
24. Дроздова В.М., Петренчук О.П., Селезнева Е.С., Свистов П.Ф. Химический состав атмосферных осадков на европейской территории СССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1964. 209 с.
25. Янченко Н.И. Особенности изменения величины pH и электропроводности снежного покрова в Братске // *Изв. ТПУ. Химия и химические технологии*. 2014. Т. 325. № 3. С. 23–30.
26. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасова А.И., Саркисян С.Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
27. Валетдинов А.Р., Валетдинов Р.К., Валетдинов Ф.Р., Горшкова А.Т., Фридланд С.В., Шлычков А.П. Способ оценки интенсивности загрязнения снежного покрова // Патент РФ на изобретение № 2325640. 2008. Бюл. ФИПС № 15.
28. Валетдинов А.Р., Валетдинов Р.К., Валетдинов Ф.Р., Горшкова А.Т., Шлычков А.П. Исследования загрязненности снежного покрова химическими элементами в нефтедобывающих районах Республики Татарстан // *Журнал экологии и промышленной безопасности*. 2010. № 3(47). С. 109–111.
29. Валетдинов А.Р., Валетдинов Р.К., Валетдинов Ф.Р., Горшкова А.Т., Фридланд С.В., Шлычков А.П. Нормирование интенсивности загрязнения снежного покрова химическими элементами (на примере Республики Татарстан и ее крупных промышленных центров) // *Безопасность жизнедеятельности*. 2008. № 10. С. 16–20.
30. Валетдинов Р.К., Горшкова А.Т., Валетдинов А.Р. Эколого-геохимическая оценка загрязненности снежного покрова тяжелыми металлами // *Вестник Татарстанского отделения РЭА*. 2004. № 2. С. 43–46.
31. Тарасов О.Ю., Шагидуллин Р.Р., Юраниец-Лужаева Р.Ч., Крапивина Н.Ю. Городские снежные свалки как источник загрязнения поверхностных вод // *Георесурсы*. 2011. № 2 (38). С. 31–34.
32. Фасхутдинов М.Г. Формирование и динамика геохимических полей тяжелых металлов в условиях крупного промышленного центра: автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Казань, 2004. 24 с.
33. Яруллин И.А., Ведерников Н.Н., Гисматуллин Р.М., Конюхова Т.П. Эколого-геохимическая оценка г. Казани // *Эколого-геохимическая оценка городов различных регионов страны* / под ред. Э.К. Буренкова, Н.Ф. Челищева. М.: ИМГРЭ, 1991. С. 62–66.
34. Латыпова В.З., Яковлева О.Г., Минакова Е.А., Жданова Г.Н., Захаров С.Д. Динамика ионного состава и кислотные свойства атмосферных осадков Приказанского района (Республика Татарстан) // *Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки*. 2005. Т. 147, кн. 3. С. 141–150.
35. ПНД Ф 14.1:2.4.132-98. Методика выполнения измерений массовой концентрации анионов: нитрита, нитрата, хлорида, фторида, сульфата и фосфата в пробах природной, питьевой и сточной воды методом ионной хроматографии. Москва, 1998. 20 с.
36. ПНД Ф 14.1:2.4.131-98. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов натрия, калия, магния, кальция, бария и аммония в пробах природной, питьевой и сточной воды методом ионной хроматографии. Москва, 1998. 24 с.

37. ПНД Ф 14.1:2:4.214-06. Методика выполнения измерений массовых концентраций железа, кадмия, кобальта, марганца, никеля, меди, цинка, хрома и свинца в питьевых, поверхностных и сточных водах методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии. Москва, 2006. 20 с.
38. ПНД Ф 14.1:2:4.140-98. Методика выполнения измерений массовых концентраций бериллия, ванадия, висмута, кадмия, кобальта, меди, молибдена, мышьяка, никеля, олова, свинца, селена, серебра, сурьмы и хрома в пробах питьевых, природных и сточных вод методом атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической атомизацией. Москва, 1998. 28 с.
39. ГОСТ Р 56219-2014. Вода. Определение содержания 62 элементов методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой. М.: Стандартинформ, 2015. 32 с.
40. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1973. 376 с.
41. ОСТ 41-05-263-86. Воды подземные. Классификация по химическому составу и температуре. М.: ВСЕГИНГЕО, 1986. 14 с.
42. *Craig H.* Isotopic variations in meteoric waters // *Science*. 1961. V. 133, No 3465. P. 1702–1703. <https://doi.org/10.1126/science.133.3465.1702>.
43. *Ferronsky V.I., Polyakov V.A.* Isotopes of the Earth's Hydrosphere. Dordrecht: Springer, 2012. xiv, 630 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2856-1>.
44. *Петрова Д.И.* Комплексная геоэкологическая оценка риска загрязнения подземных вод города Казани: автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук. Казань, 2023. 23 с.
45. *Переведенцев Ю.П., Батришина С.Ф., Исмаилов Н.В., Наумов Э.П., Шанталинский К.М.* Динамика снежного покрова на территории Республики Татарстан // *Лед и снег*. 2011. № 1(113). С. 53–57.
46. Численность постоянного населения Российской Федерации по муниципальным образованиям на 1 января 2025 г. URL: <https://rosstat.gov.ru/>.
47. Генплан Казани (до 2040 г.) URL: <https://genplanmos.ru/project/genplan-kazani-do-2040-goda/>.
48. Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2023 г. Казань, 2024. 399 с. URL: https://eco.tatarstan.ru/file/pub/pub_4211473.pdf.
49. *Абдуллаев С.М., Грачёва И.В., Сапельцева Ю.А., Агеев С.Г.* К вопросу о региональном и локальном уровне загрязнения атмосферы // *Вестник Челябинского ГУ*. 2010. № 8(189). С. 5–10.
50. *Гурьева Л.В., Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Клевлеева Т.Р.* Состояние окружающей среды и здоровья населения в условиях воздействия нефтедобычи (на примере Новошешминского района Татарстана) // *Журнал экологии и промышленной безопасности*. 2010. № 3(47). С. 11–12.
51. *Онищук Н.А., Нецветаева О.Г., Моложникова Е.В.* Межгодовая динамика химического состава снежного покрова в Прибайкалье // *Метеорология и гидрология*. 2023. № 4. С. 33–42. <https://doi.org/10.52002/0130-2906-2023-4-33-42>.
52. *Решетняк О.С., Кондакова М.Ю., Даниленко А.О., Косменко Л.С., Минина Л.И.* Пространственно-временная изменчивость степени загрязнённости воды и состояния речных экосистем различных широтных зон Сибири // *Вода: химия и экология*. 2019. № 1–2. С. 126–137.
53. *Мусин Р.Х., Галиева А.Р., Хамитов А.Д.* Особенности трансформации во времени состава пресных подземных вод в Республике Татарстан // *Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки*. 2023. Т. 165, кн. 3. С. 427–446. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.3.427-446>.
54. *Тунакова Ю.А., Новикова С.В.* Оценка поступления металлов в воздушный бассейн г. Казани с выбросами автотранспорта // *Вестник Казанского государственного технического ун-та им. А.Н. Туполева*. 2006. № 4. С. 94–96.
55. *Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Власов Д.В.* Мониторинг засоления снега и почв Восточного округа Москвы противогололедными смесями // *Фундаментальные исследования*. 2014. № 11. С. 340–347.

56. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Хайбрахманов Т.С. Экологические последствия применения противогололедных реагентов для почв восточного округа Москвы // Вестник Московского ун-та. Сер. 5. География. 2016. № 3 С. 40–49.
57. Михалев М.В. Содержание загрязняющих веществ в талых водах снежного полигона (г. Южно-Сахалинск) // Экология и промышленность России. 2023. Т. 27. № 11. С. 61–65. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2023-11-61-65>.
58. Петрова Д.И. Техногенная трансформация подземной гидросферы г. Казани. Водоносный нижеказанский комплекс // Изв. УГГУ. 2021. Вып. 2(62). С. 114–122. <https://doi.org/10.21440/2307-2091-2021-2-114-122>.
59. Ермаков А.А., Карпова Е.А., Малышева А.Г., Михайлова Р.И., Рыжова И.Н. Мониторинг химического состава загрязнений снегового покрова на территории Московской области // Гигиена и санитария. 2014. Т. 93, № 5. С. 88–94.
60. Мусин Р.Х., Галиева А.Р., Кудбанов Т.Г., Курлянов Н.А. Особенности влияния на гидросферу комплекса нефтеперерабатывающих и нефтехимических предприятий в Нижнекамской промзоне Республики Татарстан // Нефтяное хозяйство. 2020. № 3. С. 108–112. <https://doi.org/10.24887/0028-2448-2020-3-108-112>.
61. Бородулина Г.С., Токарев И.В., Левичев М.А. Изотопный состав ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) снежного покрова Карелии // Лед и снег. 2021. Т. 61. № 4. С. 521–532. <https://doi.org/10.31857/S2076673421040105>.

References

1. Bondarevich E.A. Trace element composition of snow cover components in the city of Chita and its environs. *RUDN J. Ecol. Life Saf.*, 2024, vol. 32, no. 4, pp. 445–453. <http://doi.org/10.22363/2313-2310-2024-32-4-445-453>.
2. Varava K.V. Ecological and geochemical monitoring of recreation areas in Moscow. *Razved. Okhr. Nedr*, 2012, no. 7, pp. 17–22. (In Russian)
3. Eremin V.N., Reshetnikov M.V., Grebenyuk L.V., Sokolov E.S. Structural features of the geochemical field of snow cover in the city of Saratov. *Izv. Sarat. Univ. Earth Sci.*, 2015, vol. 15, no. 2, pp. 36–40. <https://doi.org/10.18500/1819-7663-2015-15-2-36-40>. (In Russian)
4. Rusak S.N., Kravchenko I.V. Major element composition of the snow cover in Surgut as an indicator of anthropogenic impact. *Sever Rossii: strategiya i perspektivy razvitiya: materialy II Vserossiiskoi nauch.-praktich. konf. (Surgut, 27 maya 2016 g.)* [The Russian North: Strategies and Development Prospects. Proc. II All-Russ. Sci. Appl. Conf. (Surgut, May 27, 2016)]. Vol. IV. Surgut, ITZ SurGU, 2016, pp. 272–276. (In Russian)
5. Cheredova T.V., Chudinova O.N. Chemical and mineral composition of snow at the snow disposal sites of Ulan-Ude. *RUDN J. Ecol. Life Saf.* 2025, vol. 33, no. 2, pp. 189–203. <https://doi.org/10.22363/2313-2310-2025-33-2-189-203>. (In Russian)
6. Yanchenko N.I., Baranov A.N., Ershov V.A., Chebykin E.P., Vodneva E.N., Timkina E.V. Distribution of some chemical elements in the snow cover of Bratsk. *Syst. Methods. Technol.*, 2013, no. 4(20), pp. 164–169. (In Russian)
7. Bakhmet O.N., Solodovnikov A.N., Dubina-Chekhovich E.V. Influence of airborne pollution on the chemical composition of the agrolandscape snow cover. *Russ. Agricult. Sci.*, 2021, vol. 47, no. 3, pp. 277–282. <https://doi.org/10.3103/S1068367421030022>.
8. Bystrykh V.V., Boev V.M., Makshantsev S.S., Muzaleva O.V., Belosludtseva L.A. Major and trace element composition of the snow cover in an area potentially affected by the gas industry. *Vestn. OGU*, 2006, no. 12S (62), pp. 52–54. (In Russian)
9. Kurbakov D.N., Kuznetsov V.K., Sidorova E.V., Andreeva N.V., Sarukhanov A.V., Novikova N.V., Krechetnikova E.O. Environmental assessment of the snow cover in the 30-km zone of the Novolipetsk Metallurgical Plant. *Ind. Ecol.*, 2021, no. 2(114), pp. 34–40. https://doi.org/10.52190/2073-2589_2021_2_34. (In Russian)

10. Pristova T.A., Shamrikova E.V. Characteristics of the snow cover under conditions of industrial air pollution from enterprises in the Komi Republic. *Probl. Reg. Ekol.*, 2010, no. 5, pp. 78–83. (In Russian)
11. Spitsyna T.P., Taseiko O.V. Geochemical and ecological assessments of metal content in the snow water and surface waters of the Bazaikha River basin (Krasnoyarsk region). *Geogr. Nat. Resour.*, 2022, vol. 42, no. 3, pp. 52–62. <http://doi.org/10.15372/GIPR20220306>. (In Russian)
12. Vasilevich M.I., Simakin L.V., Smirnov N.S. Monitoring of the chemical composition of the snow and the factors of its formation in the Pechora-Ilych Biosphere Reserve. *Russ. Meteorol. Hydrol.*, 2024, vol. 49, no. 3, pp. 267–273. <https://doi.org/10.3103/S1068373924030105>.
13. Kotova E., Vasilevich I., Romashova K., Krasavina A. Chemical composition of the snow cover in the Barents and Kara Seas islands. *Ross. Arktika*, 2021, no. 15, pp. 17–27. <https://doi.org/10.24412/2658-4255-20214-17-27>. (In Russian)
14. Saltykov A.V., Balykin S.N., Balykin D.N., Gorbachev I.V. Ionic composition of snow cover across Siberia and the Russian Far East. *Ice Snow*, 2024, vol. 64, no. 2, pp. 262–272. <https://doi.org/10.31857/S2076673424020092>. (In Russian)
15. Yakovleva E.V., Vasilevich M.I., Gabov D.N. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the snow cover of protected areas of the Komi Republic. *Theor. Appl. Ecol.*, 2024, no. 3, pp. 72–81. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2024-3-072-081>. (In Russian)
16. Lukashev O.V. Ecological and geochemical study of snow cover in urban areas (for the cities of Bobruisk and Polotsk). *Vestn. Beloruss. Gos. Univ. Ser. 2, Khim., Biol., Geogr.*, 2007, no. 2, pp. 111–117. (In Russian)
17. Corsi S.R., Graczyk D.J., Geis S.W., Booth N.L., Richards K.D. A fresh look at road salt: Aquatic toxicity and water-quality impacts on local, regional, and national scales. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, vol. 44, no. 19, pp. 7376–7382. <https://doi.org/10.1021/es101333u>.
18. Droste R.L., Johnston J.C. Urban snow dump quality and pollutant reduction in snowmelt by sedimentation. *Can. J. Civ. Eng.*, 1993, vol. 20, no. 1, pp. 9–21. <https://doi.org/10.1139/193-002>.
19. Johansson I.R. Trace metals in snow strata as indicators of silver-arsenide vein mineralization, Camsell River area, District of Mackenzie. In: *Report of Activities: Part B. Paper 76-1B – Geological Survey of Canada*. Dep. Energy, Mines, Resour. Can., 1976, pp. 71–75. <https://doi.org/10.4095/103611>.
20. Li F., Zhang Y., Fan Z., Oh K. Accumulation of de-icing salts and its short-term effect on metal mobility in urban roadside soils. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2015, vol. 94, no. 4, pp. 525–531. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1481-0>.
21. Sakai H., Sasaki T., Saito K. Heavy metal concentrations in urban snow as an indicator of air pollution. *Sci. Total Environ.*, 1998, vol. 77, nos. 2–3, pp. 163–174. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(88\)90053-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(88)90053-8).
22. Vijayan A., Österlund H., Marsalek J., Viklander M. Estimating pollution loads in snow removed from a port facility: Snow pile sampling strategies. *Water, Air, Soil Pollut.*, 2021, vol. 232, no. 2, art. 75. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05002-9>.
23. 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, vol. 13, no. 16, art. 2161. <https://doi.org/10.3390/w13162161>.
24. Drozdova V.M., Petrenchuk O.P., Selezneva E.S., Svistov P.F. *Khimicheskii sostav atmosferykh osadkov na evropeiskoi territorii SSSR* [Chemical Composition of Atmospheric Precipitation in the European territory of the USSR]. Leningrad, Gidrometeoizdat, 1964. 209 p. (In Russian)
25. Yanchenko N.I. Changes in pH and electrical conductivity of the snow cover in Bratsk. *Izv. TPU. Khim. Khim. Tekhnol.*, 2014, vol. 325, no. 3, pp. 23–30. (In Russian)
26. Saet Yu.E., Revich B.A., Yanin E.P., Smirnova R.S., Basharkevich I.L., Onishchenko T.L., Pavlova L.N., Trefilova N.Ya., Achkasova A.I., Sarkisyan S.Sh. *Geokhimiya okruzhayushchei sredy* [Environmental Geochemistry]. Moscow, Nedra, 1990. 335 p. (In Russian)

27. Valetdinov A.R., Valetdinov R.K., Valetdinov F.R., Gorshkova A.T., Fridland S.V., Shlychkov A.P. A method of assessing the intensity of snow cover pollution. Patent RF no. 2325640. Byull. FIPS, 2018, no. 15. (In Russian)
28. Valetdinov A.R., Valetdinov R.K., Valetdinov F.R., Gorshkova A.T., Shlychkov A.P. Studies of snow cover pollution by chemical elements in oil-producing regions of the Republic of Tatarstan. *Zh. Ekol. Prom. Bezop.*, 2010, no. 3(47), pp. 109–111. (In Russian)
29. Valetdinov A.R., Valetdinov R.K., Valetdinov F.R., Gorshkova A.T., Fridland S.V., Shlychkov A.P. Standardization of the intensity of snow cover pollution by chemical elements (based on the Republic of Tatarstan and its major industrial centers). *Bezop. Zhiznedeyat.*, 2008, no. 10, pp. 16–20. (In Russian)
30. Valetdinov R.K., Gorshkova A.T., Valetdinov A.R. Ecological and geochemical assessment of snow cover pollution with heavy metals. *Vestn. Tatarstanskogo Otd. REA*, 2004, no. 2, pp. 43–46. (In Russian)
31. Tarasov O.Yu., Shagidullin R.R., Yuranets-Lugaeva R.Ch., Krapivina N.Yu. Snow city landfill as a source of surface water pollution. *Georesources*, 2011, no. 2(38), pp. 31–34. (In Russian)
32. Faskhutdinov M.G. Formation and dynamics of heavy metal geochemical fields in a large industrial center. *Extended Abstract of Cand. Sci. (Geogr.) Diss.* Kazan, 2024. 24 p. (In Russian)
33. Yarullin I.A., Vedernikov N.N., Gismatullin R.M., Konyukhova T.P. Ecological and geochemical assessment of Kazan city. In: Burenkova E.K., Chelishcheva N.F. (Eds.) *Ekologo-geokhimicheskaya otsenka gorodov razlichnykh regionov strany* [Ecological and Geochemical Assessment of Cities in Various Regions of Russia]. Moscow, IMGRE, 1991, pp. 62–66. (In Russian)
34. Latypova V.Z., Yakovleva O.G., Minakova E.A., Zhdanova G.N., Zaharov S.D. Dynamics of ionic composition and acidic properties of atmospheric precipitation of the Kazan area region (Tatarstan). *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2005, vol. 147, no. 3, pp. 141–150. (In Russian)
35. Federal Environmental Regulation 14.1:2:4.132-98. Methodology for measuring the mass concentration nitrite, nitrate, chloride, fluoride, sulfate, and phosphate anions in natural, drinking, and waste water samples using ion chromatography. Moscow, 1998. 20 p. (In Russian)
36. Federal Environmental Regulation 14.1:2:4.131-98. Methodology for measuring the mass concentration of sodium, potassium, magnesium, calcium, barium, and ammonium ions in natural, drinking, and waste water samples using ion chromatography. Moscow, 1998. 24 p. (In Russian)
37. Federal Environmental Regulation 14.1:2:4.214-06. Methodology for measuring the mass concentrations of iron, cadmium, cobalt, manganese, nickel, copper, zinc, chromium, and lead in drinking, surface, and waste water using flame atomic absorption spectrometry. Moscow, 2006. 20 p. (In Russian)
38. Federal Environmental Regulation 14.1:2:4.140-98. Methodology for measuring the mass concentrations of beryllium, vanadium, bismuth, cadmium, cobalt, copper, molybdenum, arsenic, nickel, tin, lead, selenium, silver, antimony, and chromium in drinking, natural, and waste water samples using electrothermal atomic absorption spectrometry. Moscow, 1998. 28 p. (In Russian)
39. State Standard R 56219-2014. Water. Determination of 62 elements by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) method. Moscow, Standartinform, 2015. 32 p. (In Russian)
40. *Unifitsirovannye metody analiza vod* [Unified Methods of Water Analysis]. Moscow, Khimiya, 1973. 376 p. (In Russian)
41. Industrial Standard 41-05-263-86. Groundwater. Classification by chemical composition and temperature. Moscow, VSEGINGEO, 1986. 14 p. (In Russian)
42. Craig H. Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 1961, vol. 133, no. 3465, pp. 1702–1703. <https://doi.org/10.1126/science.133.3465.1702>.
43. Ferronsky V.I., Polyakov V.A. *Isotopes of the Earth's Hydrosphere*. Dordrecht, Springer, 2012. xiv, 630 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2856-1>.
44. Petrova D.I. Integrated geoecological assessment of groundwater pollution risks in the city of Kazan. *Extended Abstract of Cand. Sci. (Geol.–Mineral.) Diss.* Kazan, 2023. 23 p. (In Russian)

45. Perevedentsev Yu.P., Batrshina S.F., Ismagilov N.V., Naumov E.P., Shantalinskii K.M. Dynamics of snow cover in the Republic of Tatarstan. *Ice Snow*, 2011, no. 1(113), pp. 53–57. (In Russian)
46. The resident population of the Russian Federation by municipalities as of January 1, 2025. URL: <https://rosstat.gov.ru/>. (In Russian)
47. General layout of Kazan (until 2040). URL: <https://genplanmos.ru/project/genplan-kazani-do-2040-goda/>. (In Russian)
48. National Report on the State of Natural Resources and Environmental Protection in the Republic of Tatarstan in 2023. Kazan, 2024. 399 p. URL: https://eco.tatarstan.ru/file/pub/pub_4211473.pdf. (In Russian)
49. Abdullaev S.M., Gracheva I.V., Sapel'tseva Yu.A., Ageev S.G. Regional and local levels of air pollution. *Vestn. Chelyab. Gos Univ.*, 2010, no. 8(189), pp. 5–10. (In Russian)
50. Gur'eva L.V., Stepanova N.Yu., Latypova V.Z., Klevleeva T.R. The state of environment and public health under the impact of oil production (a study of Novosheshminsk district of Tatarstan). *Zh. Ekol. Prom. Bezop.*, 2010, no. 3(47), pp. 11–12. (In Russian)
51. Onishchuk N.A., Netsvetaeva O.G., Molozhnikova E.V. Interannual dynamics of the chemical composition of snow cover in the Baikal region. *Russ. Meteorol. Hydrol.*, 2023, vol. 49, no. 4, pp. 309–315. <https://doi.org/10.3103/S1068373923040039>.
52. Reshetnyak O.S., Kondakova M.Yu., Danilenko A.O., Kosmenko L.S., Minina L.I. Spatiotemporal dynamics of water pollution and river ecosystems state in different latitudinal zones of Siberia. *Water: Chem. Ecol.*, 2019, no. 1–2, pp. 126–137. (In Russian)
53. Musin R.Kh., Galieva A.R., Khamitov A.D. Transformation of fresh groundwater composition over time in the Republic of Tatarstan. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta Seriya Estestvennye Nauki*, 2023, vol. 165, no. 3, pp. 427–446. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2023.3.427-446>. (In Russian)
54. Tunakova Yu.A., Novikova S.V. Evaluation of metal pollution in the air of Kazan from traffic emissions. *Vestn. Kazan. Gos. Tekh. Univ. im. A.N. Tupoleva*, 2006, no. 4, pp. 94–96. (In Russian)
55. Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Vlasov D.V. Monitoring of snow and soils salinization by deicing compounds in the Eastern District of Moscow. *Fundam. Res.*, 2014, no. 11, pp. 340–347. (In Russian)
56. Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Khaibrakhmanov T.S. Ecological impact of antiglaze treatment on soils of the Eastern District of Moscow. *Lomonosov Geogr. J.*, 2016, no. 3, pp. 40–49. (In Russian)
57. Mikaliov M. The content of pollutants in the melt water of the snow polygon (Yuzhno-Sakhalinsk). *Ecol. Ind. Russ.*, 2023, vol. 27, no. 11, pp. 61–65. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2023-11-61-65>. (In Russian)
58. Petrova D.I. Technogenic transformation of the underground hydrosphere of Kazan. Lower Kazanian aquifer complex. *News Ural State Min. Univ.*, 2021, no. 2(62), pp. 114–122. <https://doi.org/10.21440/2307-2091-2021-2-114-122>. (In Russian)
59. Ermakov A.A., Karpova E.A., Malysheva A.G., Mikhailova R.I., Ryzhova I.N. Monitoring of the chemical composition of snow cover pollution in the Moscow region. *Hyg. Sanit.*, 2014, vol. 93, no. 5, pp. 88–94. (In Russian)
60. Musin R.Kh., Galieva A.R., Kudbanov T.G., Kurlyanov N.A. The impact of oil refinery and petrochemical system on the hydrosphere of Nizhnekamsk industrial zone in the Republic of Tatarstan. *Neft. Khoz.*, 2020, no. 3, pp. 108–112. <https://doi.org/10.24887/0028-2448-2020-3-108-112>. (In Russian)
61. Borodulina G.S., Tokarev I.V., Levichev M.A. Isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) of the snow cover in Karelia. *Ice Snow*, 2021, vol. 61, no. 4, pp. 521–532. <https://doi.org/10.31857/S2076673421040105>. (In Russian)

Информация об авторах

Рустам Хадиевич Мусин, кандидат геолого-минералогических наук, доцент кафедры общей геологии и гидрогеологии Института геологии и нефтегазовых технологий, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: Rustam.Musin@kpfu.ru

ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-0257-269X>

Альбина Руслановна Галиева, инженер кафедры общей геологии и гидрогеологии Института геологии и нефтегазовых технологий, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: abdullina_albina94@mail.ru

Ильнар Рустамович Гиззатуллин, магистрант Института геологии и нефтегазовых технологий, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: ilnargizzatyllin@mail.ru

Ирек Ильнарович Зиннатов, магистрант Института геологии и нефтегазовых технологий, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: irek_zinnatov@mail.ru

Author Information

Rustam Kh. Musin, Cand. Sci. (Geology and Mineralogy), Associate Professor, Department of General Geology and Hydrogeology, Institute of Geology and Petroleum Technologies, Kazan Federal University

E-mail: Rustam.Musin@kpfu.ru

ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-0257-269X>

Albina R. Galieva, Engineer, Department of General Geology and Hydrogeology, Institute of Geology and Petroleum Technologies, Kazan Federal University

E-mail: abdullina_albina94@mail.ru

Ilnar R. Gizzatullin, Master's Student, Institute of Geology and Petroleum Technologies, Kazan Federal University

E-mail: ilnargizzatyllin@mail.ru

Irek I. Zinnatov, Master's Student, Institute of Geology and Petroleum Technologies, Kazan Federal University

E-mail: irek_zinnatov@mail.ru

Поступила в редакцию 17.04.2025

Принята к публикации 11.07.2025

Received April 17, 2025

Accepted July 11, 2025

Памяти ученого

УДК 591.4+591.9+592+594.5+574.5

<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.363-391>**Сабиров Рушан Мирзович (1958–2025) и кафедра зоологии
Казанского университета****А.В. Голиков^{1,2,3}✉, А.Г. Порфирьев³, А.В. Беспятых³, Ч.М. Нигматуллин⁴**¹*Немецкий центр исследований морского биоразнообразия, Зенкенберг (морской филиал),
г. Гамбург, Германия*²*Университет Гамбурга, г. Гамбург, Германия*³*Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия*⁴*Атлантический филиал Всероссийского института рыбного хозяйства и океанографии
«ВНИРО», Калининград, Россия*✉ golikov.ksu@gmail.com

Благодарности. Авторы выражают искренние соболезнования в связи с кончиной Сабирова Рушана Мирзовича и выражают благодарность за предоставленные сведения и материалы его семье: Сарие Нурмухамедовне Сабировой, Альбине Рушановне Хойссер (Сабировой) и Регине Рушановне Шпет (Сабировой).

Для цитирования: Голиков А.В., Порфирьев А.Г., Беспятых А.В., Нигматуллин Ч.М. Сабиров Рушан Мирзович (1958–2025) и кафедра зоологии Казанского университета // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2026. Т. 168, кн. 2. С. 363–391. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.363-391>.

Tribute Article<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.363-391>**Dr. Rushan M. Sabirov (1958–2025)
and the Department of Zoology at Kazan University****A.V. Golikov^{1,2,3}✉, A.G. Porfiriev³, A.V. Bespyatykh³, Ch.M. Nigmatullin⁴**¹*German Centre for Marine Biodiversity Research, Senckenberg am Meer, Hamburg, Germany*²*University of Hamburg, Hamburg, Germany*³*Kazan Federal University, Kazan, Russia*⁴*Atlantic Branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography, Kaliningrad, Russia*✉ golikov.ksu@gmail.com

Acknowledgments. The authors would like to express their deepest and heartfelt condolences for the passing of Dr. Rushan M. Sabirov and thank his family members – Sarya N. Sabirova, Albina R. Häußler (Sabirova), and Regina R. Shpet (Sabirova) – for sharing their memories about him and providing valuable materials that were used in this article to honor his life and outstanding scientific contributions.

For citation: Golikov A.V., Porfiriev A.G., Bespyatykh A.V., Nigmatullin Ch.M. Dr. Rushan M. Sabirov (1958–2025) and the Department of Zoology at Kazan University. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2026, vol. 168, no. 2, pp. 363–391. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.363-391>. (In Russian)



Рушан Мирзович Сабилов, 2012 г. (фото: Алёна Николаевна Герасимова)

Rushan M. Sabirov, 2012 (photo: Alena N. Gerasimova)

28 июня 2025 г. в возрасте 67 лет после продолжительной болезни скончался заведующий кафедрой зоологии и общей биологии Казанского федерального университета кандидат биологических наук, доцент Рушан Мирзович Сабилов. Он был ярким ученым, природным педагогом и наставником для студентов, художником-графиком, талантливым администратором и в то же время замечательным неформальным организатором, добрым и отзывчивым человеком с притягательной харизмой и жизнеутверждающим характером. Его уход – огромная потеря для семьи, друзей, коллег и студентов, а также для всего научного сообщества и биологического образования в Казанском университете.

Основные вехи жизни

Родился в Казани, 27 января 1958 г., в большой татарской семье боевого офицера Мирзы Шариповича, прошедшего три войны, и школьной учительницы Рашиды Харисовны. В семье было две дочери и два сына. Рушан Мирзович был младшим. Родители создали все

условия для получения детьми высшего образования: старшая сестра получила художественное, закончив Московское высшее художественно-промышленное училище (бывшее Строгановское), вторая сестра – медицинское, а брат – инженерное.

Рушан Мирзович с детства интересовался животными, замечательно рисовал, постоянно оформляя классные и школьные стенные газеты. В 1975 г. с отличием окончил школу № 51 Вахитовского района Казани и поступил на Биолого-почвенный факультет Казанского государственного университета. Со школьных лет Рушан Мирзович мечтал об исследованиях дельфинов, но после первого семестра он сделал выбор в пользу кафедры зоологии беспозвоночных, где начал заниматься турбелляриями под руководством доцента Нины Александровны Порфирьевой. Летом 1976 г. он участвовал в студенческой экспедиции на Белое море под руководством заведующего кафедрой зоологии беспозвоночных профессора Владимира Львовича Вагина. Благодаря знакомству с морем и его фауной, он окончательно остановил свой выбор на морских моллюсках, которые и стали основным делом его жизни в науке.

В.Л. Вагин, выпускник Ленинградского государственного университета и ученик В.А. Догеля [1] был для студента Р.М. Сабирова Учителем с большой буквы, каким впоследствии и сам Рушан Мирзович стал для своих учеников. В беседах со своими студентами и аспирантами он часто упоминал и цитировал Владимира Львовича. В частности, его высказывание – «море является живой книгой Догеля» – знакомо многим поколениям казанских студентов-биологов, прошедших практику на Белом море под руководством Рушана Мирзовича. «Книга Догеля» в данном случае – это многократно переиздававшийся учебник В.А. Догеля по зоологии беспозвоночных [2], до сих пор один из наиболее востребованных.

Начало научной специализации Рушана Мирзовича по изучению биологии головоногих моллюсков было связано с посещением кафедры зимой 1977 г. ее выпускником Ч.М. Нигматуллиным, учеником В.Л. Вагина, специалистом по биологии головоногих моллюсков, сотрудником Института биологии южных морей АН УССР (ИнБЮМ, Севастополь). Владимир Львович предложил ему принять на курсовую практику двух студентов – Р.М. Сабирова и А.С. Щетинникова. Летом 1977 г. в ИнБЮМе они обрабатывали материалы по биологии океанических кальмаров семейства *Ommastrephidae* Атлантического и Индийского океанов. Рушан Мирзович освоил методику изучения морфологии сперматофоров самцов кальмаров и онтогенетических аспектов сперматофорогенеза, разработанную Ч.М. Нигматуллиным в 1974–1976 гг. в АтлантНИРО (Калининград). На основе полученных результатов Рушан Мирзович подготовил курсовую работу «Материалы к изучению сперматофоров кальмаров родов *Ornithoteuthis*, *Eucleoteuthis* и *Hyaloteuthis* (Cephalopoda, Ommastrephidae)» под руководством В.Л. Вагина и Ч.М. Нигматуллина, которая была высоко оценена на кафедре.

Летом 1978 г. курсовая практика Рушана Мирзовича прошла в Сахалинском НИИ рыбного хозяйства и океанографии (Сахалин), где он впервые принял участие в научно-исследовательском рейсе в заливе Терпения и прилегающих водах северной части Тихого океана. Под руководством заведующего лабораторией промысловых беспозвоночных В.Д. Табункова, он собрал материал для изучения продукционной экологии двустворчатых моллюсков, на основе которого была выполнена курсовая работа «Продукционные свойства популяций моллюсков родов *Yoldia* и *Megayoldia* в заливе Терпения (Сахалин)» [3].

Здесь важно отметить, что и В.Д. Табунков, и Ч.М. Нигматуллин были учениками В.Л. Вагина. Направление студентов на практику к своим состоявшимся в профессии ученикам была широко используемой В.Л. Вагиным тактикой формирования новых кадров морских зоологов. В результате выпускники кафедры в 1960–1980-е гг. стали работать практически во всех морских НИИ страны, и в эти годы среди морских биологов появилось даже такое выражение как «Казанская школа морских зоологов». В дальнейшем, начиная со второй половины 80-х гг., также успешно применял эту тактику и Рушан Мирзович.

Летом 1979 г. преддипломная практика Р.М. Сабирова вновь состоялась в ИнБЮМе с обработкой материала по сперматофорогенезу океанических кальмаров. На его основе под руководством В.Л. Вагина и Ч.М. Нигматуллина была подготовлена объемная (109 с.) дипломная работа «Функциональная морфология сперматофорного комплекса органов и сперматофоров кальмаров подсемейства Ommastrephinae (Cephalopoda, Oegopsida)». В мае 1980 г. он защитил ее с отличной оценкой, завершил обучение в Казанском университете с красным дипломом и был рекомендован к поступлению в аспирантуру родной кафедры.

Одновременно пришла заявка на распределение в Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (АтлантНИРО, Калининград). Весной 1980 г. в АтлантНИРО вернулся Ч.М. Нигматуллин, который активно формировал программу работ и новый расширенный штат сектора головоногих моллюсков, который должен был вести исследования в рамках только, что созданной всесоюзной комплексно-целевой программы «Кальмар» [4]. Осенью 1980 г. Рушан Мирзович оказался в ситуации мучительного выбора между этими двумя вариантами будущего, что он ярко описал в своем мемориальном очерке «Как все начиналось» [5]. В итоге в сентябре он спонтанно сделал свой выбор в пользу АтлантНИРО, привлеченный романтикой океанических рейсов и еще формировавшимся, но уже располагающим к себе коллективом активных начинающих исследователей. Лидерами лаборатории были ученики В.Л. Вагина – представители казанской морской зоологической школы Р.Н. Буруковский и Ч.М. Нигматуллин. В лаборатории быстро сложилась неповторимая атмосфера взаимопонимания, дружбы и научной продуктивности, где Рушан Мирзович стал ведущим сотрудником, принимая активное и действенное участие в организации молодежного сектора общественной жизни Института.

Проработав в АтлантНИРО более трех лет, Рушан Мирзович принял участие в трех полугодовых научно-исследовательских экспедициях в юго-восточную часть Тихого океана. Основная цель этих экспедиций – изучение биологии и возможностей промысла гигантского кальмара-дозидикуса (*Dosidicus gigas*), годовой вылов которого в настоящее время достигает до 1 млн т [6]. В двух последних рейсах 1982–1983 гг. он был начальником экспедиции. По отзывам капитанов и членов научных групп этих судов, несмотря на свою молодость, он был авторитетным и мудрым руководителем. Помимо руководства, он активно участвовал в сборе данных о биологическом состоянии кальмаров и рыб, проявив себя как незаурядный полевой исследователь, выполнивший ряд важных наблюдений за поведением кальмара-дозидикуса [7]. Его рейсовые отчеты принимались с высокой оценкой. Особо отмечалась превосходная культура оформления отчета, собранных данных и проб для камеральной обработки. В АтлантНИРО на Рушана Мирзовича, как на исследо-

вателя и перспективного руководителя экспедиционных и береговых коллективов, возлагались большие надежды.

Однако, когда он вернулся из рейса в октябре 1983 г., его ждали трагические известия из родной Казани: почти одновременно скончались его мама и сестра-художник. Возникла острая необходимость в помощи отцу-инвалиду. В декабре 1983 г. Рушан Мирзович вернулся в Казань. Первую половину 1984 г. он работал в лаборатории почвенной зоологии Института биологии Казанского филиала АН СССР, где его до сих пор вспоминают с большой теплотой.

В сентябре 1984 г. Рушан Мирзович перешел на работу в родной университет в должности заведующего отделом беспозвоночных Зоологического музея КГУ. На середину – конец 1980-х гг. пришелся расцвет отдела беспозвоночных музея. Благодаря личным связям, Р.М. Сабировым было налажено сотрудничество с АтлантНИРО и рядом других институтов системы НИРО и АН СССР. Коллекционные фонды музея стали массово пополняться уникальными экспонатами из различных районов Мирового океана. В том числе это был и собственный материал Рушана Мирзовича, собранный им в рейсах для Зоомузея КГУ. Он мастерски и кропотливо работал с материалом. Ни один новый экземпляр не оставался не учтенным и не хранился в запасниках до лучших времен, как это часто бывает. Весь новый материал был определен, каталогизирован и передан на хранение в основной фонд или выставлен в экспозиции. С тех пор в Зоомузее можно увидеть множество экспонатов с характерной этикеткой, оформленной каллиграфическим почерком Рушана Мирзовича.

Наряду с музейной работой он сразу же начал преподавательскую деятельность и научное руководство студентами на кафедре зоологии беспозвоночных. Не оставалась в стороне и собственная научная работа, в частности по репродуктивной биологии самцов кальмаров семейства *Ommastrephidae*. Результатом этого стала кандидатская диссертация: «Сперматофорогенез и репродуктивная стратегия кальмаров-оммастрефид (*Oegopsida: Ommastrephidae*)» [8] по специальности зоология, руководители доктор биологических наук К.Н. Несис – выдающийся советский теутолог [9] и Ч.М. Нигматуллин. Защита состоялась 31 октября 1995 г. в Институте проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН (Москва).

Вскоре после защиты в 1996 г. Рушан Мирзович принял участие в трехмесячном рейсе в северо-западную часть Тихого океана у побережий Северных Курил и Юго-Восточной Камчатки в качестве научного наблюдателя от Всероссийского НИИ рыбного хозяйства и океанографии на японском судне «Тога Мару No. 58». Он собрал богатый материал по видовому составу и биологическому состоянию рыб и головоногих. Это был его последний океанический рейс.

В сентябре 1994 г. Рушан Мирзович перешел из Музея на кафедру зоологии беспозвоночных на должность преподавателя. В марте 1996 г., то есть практически сразу после защиты диссертации, он занял должность доцента, с присвоением ему ученого звания доцента в марте 2000 г. С 2008 г. Рушан Мирзович был исполняющим обязанности заведующего кафедрой зоологии беспозвоночных, и с 2009 г. – заведующим кафедрой. На кафедре в это время происходил быстрый подъем уровня исследований и преподавания. Рушан Мирзович много сделал для формирования новых научных направлений, оснащения ла-

бораторий и заключения договоров о сотрудничестве с российскими и международными научными организациями. Это обеспечило приток молодых специалистов, повышение уровня исследований и публикаций научных результатов в журналах мирового уровня, а также получение ряда престижных грантов, в том числе международных. На кафедре, во многом благодаря доброжелательности Р.М. Сабирова, складывалась дружественная атмосфера, люди тянулись к нему. В 2000–2020-е гг. научный, педагогический, организационный и административный таланты Рушана Мирзовича проявились в полной мере, что было отмечено коллективом кафедры/факультета и, как следствие, закономерным последующим карьерным ростом.

Вклад Рушана Мирзовича в развитие биологического образования в Казанском университете невозможно переоценить. С начала 2000-х гг. он занимал высшие руководящие должности в области биологического образования в Казанском университете: с 2004 г. – декан Биолого-почвенного факультета Казанского государственного университета (с 2010 г. ставшего федеральным); с мая 2012 г. – заместитель директора по образовательной деятельности в области биологии Института фундаментальной медицины и биологии; и с 2019 г. по декабрь 2024 г. – декан Высшей школы биологии Института фундаментальной медицины и биологии КФУ. На эти годы пришелся ряд существенных изменений в высшем образовании РФ, таких как переход со специалитета на двухуровневую систему образования – бакалавриат и магистратура, а также реорганизация факультета в Институт фундаментальной медицины и биологии. Благодаря организационным и административным талантам Рушана Мирзовича, развитие биологического образования приобрело новую структуру и наполнение, что проявилось в первую очередь в формировании новых направлений. Это было следствием стратегического подхода Рушана Мирзовича к планированию развития на годы вперед. Было создано и оснащено множество новых лабораторий, включая международные, получено более сотни грантов от отечественных, зарубежных научных и научно-прикладных фондов.

За свою работу Рушан Мирзович получил 15 наград. Это были почетные грамоты и благодарности от Казанского университета, руководящих органов Республики Татарстан и Российской Федерации. Среди них наиболее значимые: Диплом лауреата Всероссийской выставки Российской академии естествознания «Золотой фонд отечественной науки» (Сочи, 20 августа 2011 г.); Почетная грамота Министерства образования и науки Российской Федерации (19 июля 2013 г.); звание «Почетный работник сферы образования Российской Федерации» (5 декабря 2017 г.); Благодарность Министерства образования и науки Республики Татарстан (17 мая 2019 г.); Медаль Республики Татарстан «За доблестный труд» (15 ноября 2021 г.) и Благодарственное письмо Министерства образования и науки Республики Татарстан (27 декабря 2021 г.).

Основные результаты научной деятельности

Научное мировоззрение Рушана Мирзовича базировалось на концепции эволюционной морфологии и экологии, которая являлась традиционной основой исследований на кафедре зоологии беспозвоночных Казанского университета. Для Рушана Мирзовича были характерны холистический подход с одновременным вниманием к деталям, умение отличать главное от интересных, но второстепенных моментов, а также формулировка ряда гипотез.

тез с их дальнейшей верификацией. Все это позволяло ему подмечать важные связи между не связанными, на первый взгляд, явлениями и фактами. «Ищите эвристический момент», часто повторял он своим ученикам, подсказывая эти моменты, не замеченные ими в своих работах.

Широкий научный кругозор Рушана Мирзовича и глубокие знания в области биологической и особенно зоологической методологии позволили ему работать с различными таксонами и экологическими группами животных. Но главной его страстью была морская зоология, и он прекрасно знал морскую фауну, особенно Белого моря. Также он работал с пресноводной и наземной фауной Республики Татарстан, в которой хорошо ориентировался [10–16; см. приложение с полной библиографией].

Среди морских групп животных основной интерес для Рушана Мирзовича представляли головоногие моллюски. В этой группе его любимой темой исследований была функциональная морфология и эволюция репродуктивной системы самцов, а наиболее полно изучаемым таксоном – кальмары семейства *Ommastrephidae* [8, 17–25]. В своей кандидатской диссертации [8] он описал строение и морфометрию сперматофорного комплекса органов и их аллометрический рост на различных стадиях онтогенеза; морфологию и морфометрию сперматофоров с их онтогенетическими изменениями; у 17 видов оценил плодовитость по сперматофорам. Рушаном Мирзовичем было показано, что морфологические особенности сперматофоров могут быть использованы для изучения филогении семейства и видовой диагностики.

С начала 1990-х гг. в изучении репродуктивной биологии самцов головоногих Рушан Мирзович поставил перед собой задачу описания репродуктивных систем у максимально возможного количества таксонов совместно с учениками и коллегами и, в конечном счете, создания общей картины репродуктивных стратегий у колеоидных головоногих. Эти работы велись широким фронтом и наряду с кальмарами-оммастрефидами *Ommastrephidae* (см. выше) были изучены: цирратные [26, 27] и инциратные осьминоги [28–35], спидула *Spirula spirula* [36], сепиолиды *Sepiolida* [37–43], каракатицы-сепииды *Sepiida* [38, 44–48], кальмары-лолигиниды *Loliginidae* [49], кальмар-ромб *Thysanoteuthis rhombus* [50, 51], крючьеносный кальмар *Moroteuthis robusta* [52], командорский кальмар *Berryteuthis magister* [53], арктический кальмар-гонатус *Gonatus fabricii* [54], глубоководный кальмар *Mastigoteuthis agassizii* [55] и ледяной антарктический кальмар *Psychroteuthis glacialis* [56]. Исследования проводились по единой методике на представителях всех главных таксонов уровня отрядов колеоид. На протяжении последних 25 лет, наряду с описанием, происходило осмысление полученных материалов, а также постепенное формирование общей концепции разнообразия сперматофорогенеза у этих групп моллюсков с публикуемыми предварительными данными [8, 17–19, 21–23, 57–63].

Наиболее важной и многообещающей серией публикаций Рушана Мирзовича было обобщение материалов исследований строения репродуктивной системы самцов головоногих разных групп [21], сперматофорного комплекса органов [22] и морфологии их сперматофоров [23]. Были описаны особенности строения сперматофорного комплекса органов у *Nautilida*, *Cirrata*, *Incirrata*, *Sepiida* и *Teuthida* и направления эволюции их архитектоники по

мере усложнения структуры сперматофоров и изменения механизма их передачи самкам. Было выявлено, что эволюция комплекса сперматофорных желез у самцов головоногих происходила в направлении непрерывного удлинения дистальных отделов, а также их дифференциации, усложнения структуры образующихся агрегатов спермы и совершенствования механизмов их переноса самке.

Наряду с исследованиями репродуктивной биологии самцов, он занимался и другими аспектами изучения биологии головоногих моллюсков. Одна из его важнейших публикаций была посвящена описанию яйцевых кладок и эмбриогенеза (наблюдаемого во время инкубации в аквариумах на борту) кальмара-ромба *Thysanoteuthis rhombus*, в которой были сделаны значимые выводы об изменении биотопической локализации яйцекладки по мере развития эмбрионов [64]. Рушан Мирзович принимал активное участие в недавнем пересмотре таксономического статуса арктических и североатлантических глубоководных осьминогов *Muusoctopus* и описании *Muusoctopus aegir* [35].

В середине 2000-х гг., Рушан Мирзович начал формировать программу работ по изучению биологии арктических головоногих из Баренцева моря совместно с Полярным НИИ морского рыбного хозяйства и океанографии им. Н.М. Книповича (ПИНРО) по результатам их многолетних сборов [24, 65, 66]. С начала 2010-х гг. и по сей день эта тема активно разрабатывается его учеником А.В. Голиковым при активном международном сотрудничестве с учеными арктических государств – Норвегии, Исландии и Гренландии. Роль Рушана Мирзовича в развитии этой тематики в Казанском университете и выстраивании сотрудничества с ПИНРО – основополагающая, и он оставался ключевым участником консорциума. В рамках работ по данному направлению было опубликовано множество статей по биологии арктических головоногих, в том числе изменчивости границ ареалов и популяционных характеристик на фоне текущих климатических изменений [напр., 25, 35, 54, 67–69 и др.; см. приложение].

Рушан Мирзович принимал личное участие в конференциях Международного консультативного совета по головоногим моллюскам (CIAC) в 2000 г. (Абердин, Великобритания) и 2012 г. (Флорианополис, Бразилия), а также заочно в нескольких конференциях CIAC в качестве соавтора презентаций в 2015, 2018, 2022 и 2025 гг.

Говоря о научной деятельности Рушана Мирзовича, нельзя не отметить его авторские иллюстрации, выполненные тушью и позже – черной гелевой ручкой. Он был замечательным художником-графиком, обладая выраженными творческими способностями. Как правило, научные публикации Рушана Мирзовича иллюстрировались его прекрасными рисунками (рис. 1), которые передавали сложную структуру зоологических объектов. Особенно познавательны его рисунки трехмерной структуры изучаемых объектов. Его научные иллюстрации и зарисовки на самые различные жизненные темы всегда вызывали восхищение своей высокой эстетической и познавательной ценностью. Эти навыки также помогали ему готовить высокохудожественные презентации, которые сами по себе привлекали внимание на публичных выступлениях.

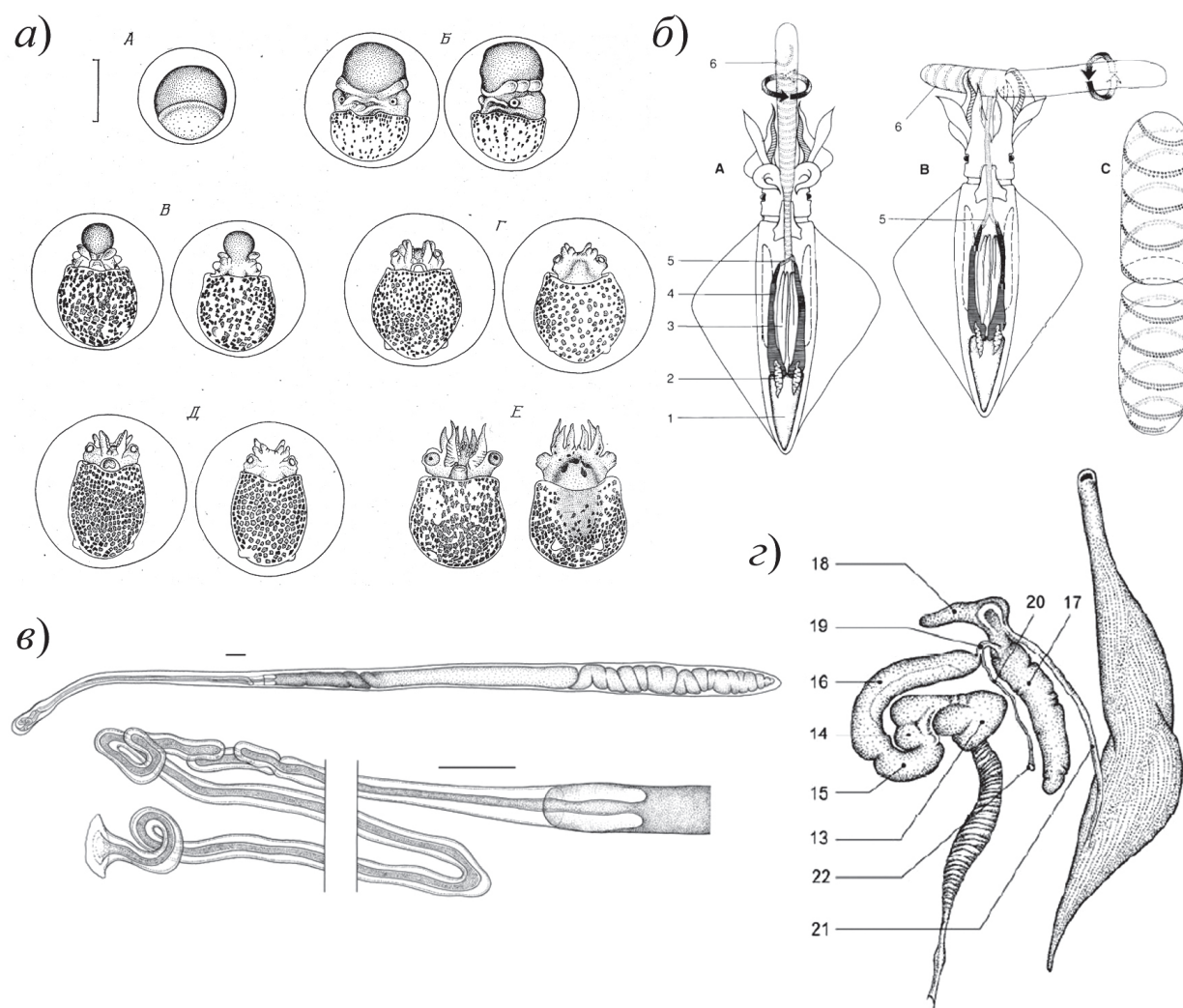
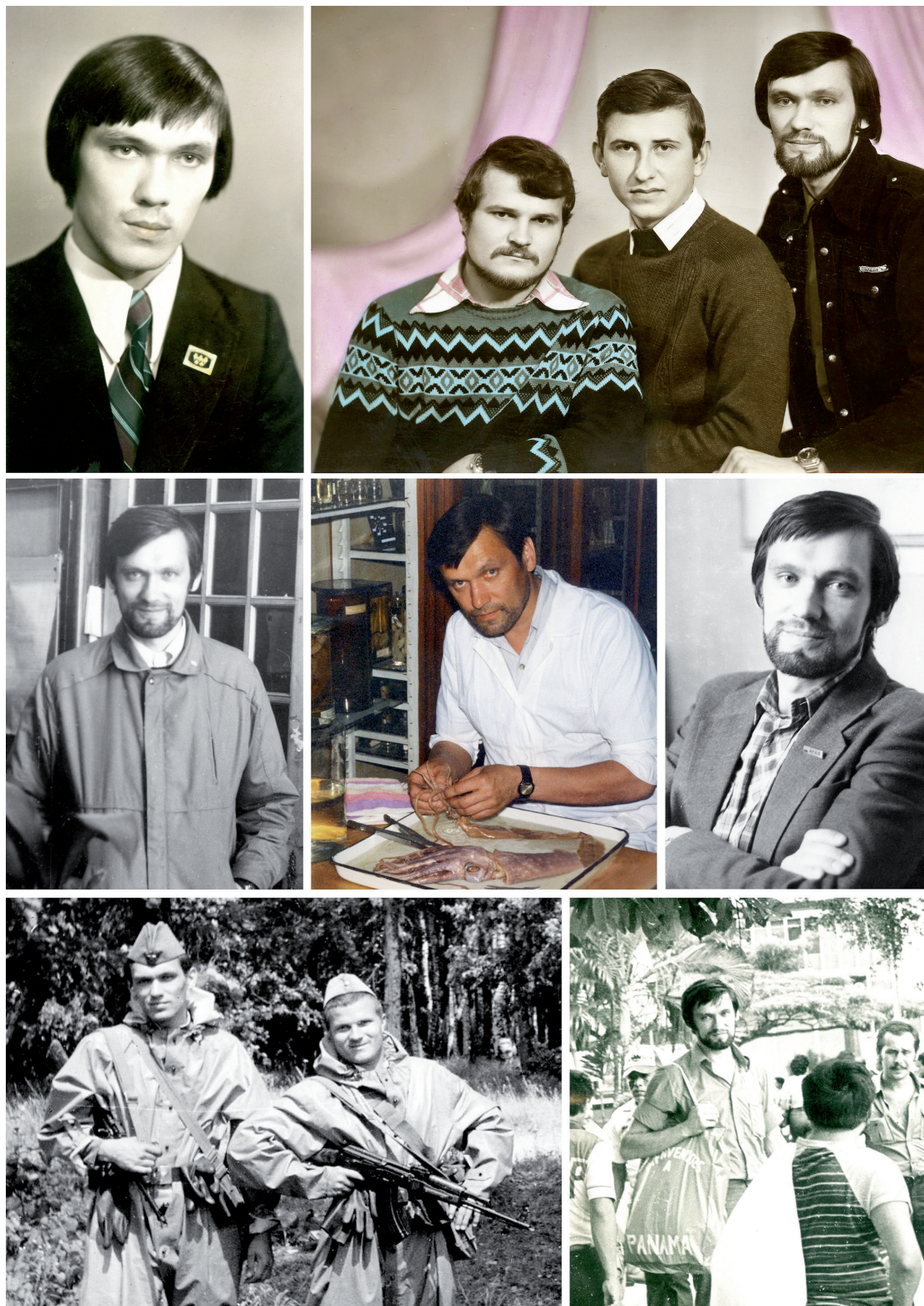


Рис. 1. Авторские иллюстрации Р.М. Сабирова по океаническим кальмарам: а) эмбриональное развитие кальмара-ромба (*Thysanoteuthis rhombus*), посуточно по собственным бортовым аквариальным наблюдениям, цитировано по [63]; б) гипотезы об откладке самками кальмара-ромба пелагических кладок яиц (в части С показана такая кладка) в эпепелагиали, цитировано по [51]; в) сперматофор антарктического кальмара (*Psychroteuthis glacialis*) и (снизу) увеличено эякуляторная трубка, цитировано по [23]; г) сперматофорный комплекс органов кальмара Бартрама (*Ommastrephes bartramii*), цитировано по [21]. Шкалы 1 мм

Fig. 1. Original illustrations of oceanic squids by Dr. Rushan M. Sabirov: а) embryonic development of diamondback squid (*Thysanoteuthis rhombus*), every 24 h, based on own observations of the living specimens in onboard aquaria, reprinted from [63]; б) hypotheses on how female diamondback squids spawn pelagic egg masses (such as the one shown in part C) in epipelagic layers, reprinted from [51]; в) spermatophore of glacial squid (*Psychroteuthis glacialis*) and (below) enlarged view of its ejaculatory tube, reprinted from [23]; г) spermatophoric complex of organs in neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*), reprinted from [21]. Scales: 1 mm



Сверху вниз, слева направо: 1 – Рушан – студент биофака КГУ (из семейного архива, вторая половина 1970-х гг.); 2 – с друзьями – Ильёй Ефимовым и Дмитрием Соловьевым (из семейного архива, 1982 г.); 3 – на кафедре зоологии беспозвоночных КГУ (из семейного архива, 1984 г.); 4 – на кафедре за обработкой материала по головоногим, 1990-е гг.; 5 – Рушан Мирзович, 1990-е гг.; 6 – на военных сборах по окончании военной кафедры КГУ (из семейного архива, 1980 г.); 7 – Рушан Мирзович – член научной группы рейса АтлантНИРО. На заходе в Панаму (из семейного архива, начало 1980-х гг.)



Сверху вниз, слева направо: 1 – на кафедре с коллегами А.К. Жеребцовым и В.М. Кибардиным (фото В.М. Кибардина, 1980-е гг.); 2 – экспедиция в Приморский край, бухта Темп (фото А.В. Беспярых, 1987 г.); 3 – в зоомузее КГУ, 1980-е гг.; 4 – на кафедре зоологии беспозвоночных КГУ с О.Д. Любарской (фото В.М. Кибардина, 1980-е гг.); 5 – на рабочем месте в зоомузее (фото В.М. Кибардина, 1980-е гг.); 6 – «Gaudeamus igitur» на торжественном вечере в исполнении А.И. Голубева и Р.М. Сабирова (фото А.В. Беспярых, 2017 г.)



Сверху вниз, слева направо: 1–3 – первая учебная беломорская практика в качестве руководителя студенческой группы (фото А.В. Беспярых, 1985 г.); 4 – Зеленоградск Калининградской области, у здания первого базирования Балтийского филиала ВНИРО (АтлантНИРО) (слева направо: Ч.М. Нигматуллин, К.Н. Несис, Р.М. Сабиров, сентябрь 2001 г.); 5 – на симпозиуме по головоногим моллюскам (слева-направо: Р.М. Сабиров, А.В. Голиков, В.В. Лаптиховский, А.И. Архипкин, Ч.М. Нигматуллин), Флорианополис, Бразилия, 27.10–02.11.2012; 6 – визит японских коллег (слева направо: аспирант Окаямского университета Такахиро Нанри, профессор кафедры зоологии беспозвоночных А.И. Голубев, супруга Сария, Р.М. Сабиров (из семейного архива, 2009 г.))



Сверху вниз, слева направо: 1–2 – во время работы на морской биологической станции Хирошимского университета, о-в Мукайшима, август 2008 (фото Я.И. Заботина); 3 – заведующие кафедрами зоологии беспозвоночных, слева направо Р.М. Сабилов (декан биофака КГУ), А.И. Голубев (КГУ), В.В. Малахов (МГУ), А.И. Гранович (СПбГУ), Казань, Вагинские Чтения, ноябрь 2007 г.; 4 – на итоговой студенческой конференции, весна 2016 г. (фото В.Г. Евтюгина); 5 – на итоговой студенческой конференции, весна 2025 г. (фото В.Г. Евтюгина); 6 – в кругу семьи с супругой и внуками (из семейного архива, 31 декабря 2022 г.)

Публикации

Научные публикации Рушана Мирзовича охватывают довольно широкий диапазон направлений зоологических и экологических исследований академического и прикладного характера. Особый раздел составляют учебные и учебно-методические пособия для студентов. Список его публикаций включает около 370 наименований. Среди них около 20 книг и монографий, учебников и методических пособий для студентов, а также более 70 статей в рецензируемых научных журналах (см. приложение). Остальные публикации представлены в виде материалов и тезисов докладов, текстов для энциклопедий, веб-страниц, кратких сообщений, отдельных глав в книгах и монографиях. Большое количество публикаций посвящено охране природы и прикладным экологическим аспектам, в частности в Республике Татарстан (см. ниже). Около 30 % всех опубликованных работ вышли в свет на английском языке. Основная часть его публикаций посвящена биологии головоногих моллюсков (54 %, 45 статей и 156 прочих публикаций).

Несмотря на высокий уровень публикационной активности, важные результаты по изучению репродуктивной биологии самцов головоногих в полной мере так и не были опубликованы. Во многом это связано с особенностями личности Рушана Мирзовича – его высокой внутренней ответственностью за коллективы, которыми он руководил, и за возложенные на него рабочие задачи. В последние 30 лет основную часть его времени занимала административная и педагогическая работа, причем в очень сложный и напряженный период с постоянными реформами университетской жизни. Эта чрезмерная административная нагрузка не позволяла ему в полной мере реализоваться в науке. В 2024 г. он отказался от должности декана Высшей школы биологии и планировал сосредоточиться на подготовке атласа репродуктивных систем головоногих моллюсков с авторскими иллюстрациями, используя уникальный материал, собранный из разных районов Мирового океана. Другой работой, запланированной на это время, была разработка шкалы стадий зрелости более универсального характера для всех колеоидных головоногих моллюсков, на основе многолетней работы по всем основным группам колеоид на уровне отрядов.

Полный список публикаций Р.М. Сабирова представлен в дополнительном материале к статье по ссылке <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2026.2.363-391>.

Педагогическая деятельность

Большинству студентов биолого-почвенного факультета, а позднее – Института фундаментальной медицины и биологии Рушан Мирзович знаком в первую очередь как преподаватель. Его потоковые лекции по зоологии беспозвоночных в первом семестре первого курса сразу располагали людей к науке, к биологии, к зоологии, и определяли выбор научной специализации, а иногда и судьбу студентов. Также он преподавал другие предметы, среди которых его любимыми, помимо вышеупомянутого курса, были «Сравнительная анатомия беспозвоночных» и «Эволюция функциональных систем беспозвоночных».

По многочисленным отзывам студентов, моменты общения с Рушаном Мирзовичем и его лекции занимают особое место среди самых лучших воспоминаний о периоде обучения в Казанском университете. В последнее десятилетие каждая заключительная лекция курса, как правило, заканчивалась благодарностью – громкими аплодисментами студентов!

Но восхищаясь прекрасными лекциями, лабораторными, практическими и семинарскими занятиями, они вряд ли задумывались о том, что это лишь верхушка айсберга и такого результата можно добиться только постоянной кропотливой подготовительной работой.

В связи с этим необходимо отметить неукоснительную обязательность и мужество Рушана Мирзовича при выполнении своих административных и педагогических обязанностей в последние два года, когда каждую неделю он в воскресные дни был на лечении, а в рабочие дни полноценно работал. Особенно тяжелая ситуация была в последние два месяца: во время лекций временами он почти терял сознание, при этом, по его рассказам, лишь усилием воли приводил себя в относительную норму, доводил лекцию до конца и полностью закончил свои лекционные курсы 2025 года.

Несмотря на значительную нагрузку, связанную с административной работой, Рушан Мирзович непременно брал студентов кафедры под свое научное руководство, которое никогда не было формальным. Рушан Мирзович был прекрасным научным руководителем студентов, аспирантов, а также наставником молодых коллег, начинавших работу на кафедре. Это был добрый, корректный, уважительный и искренний Учитель. Всем своим ученикам, помимо высококласной научной подготовки, он передавал серьезное отношение к науке и важные человеческие качества. Его отношение к подопечным можно охарактеризовать известными словами персонажа Антуана де Сент-Экзюпери: «Мы в ответе за тех, кого приручили». Для своих студентов Рушан Мирзович становился не только проводником в мир науки, но и чутким наставником, старшим товарищем, к которому всегда можно было обратиться за советом в непростой жизненной ситуации.

Его многочисленные ученики продолжают научную и преподавательскую деятельность и успешно работают по всему миру. Всего под его руководством защищено свыше 100 курсовых, дипломных, бакалаврских и магистерских работ по самым различным зоологическим и экологическим тематикам. Более того, под руководством Рушана Мирзовича были защищены восемь кандидатских диссертаций:

- Назарова Л.Б. «Развитие представлений о тератогенном воздействии антропогенных факторов на личинок хирономид», 28.10.1999 (научный консультант);
- Вакатов А.В. «Состав, структура и динамика зоопланктонного сообщества Тауйской губы Охотского моря», 04.12.2008 (научный руководитель);
- Яковлева А.В. «Фауна и экология инвазионных видов в донных сообществах верхних плесов Куйбышевского водохранилища», 22.04.2010 (научный руководитель);
- Голиков А.В. «Распространение и репродуктивная биология десятируких головоногих моллюсков (Sepiolida, Teuthida) в Баренцевом море и прилегающих акваториях», 16.02.2015 (научный руководитель);
- Моров А.Р. «Origin of the chordate dorsal structure» (PhD диссертация на английском языке), 20.09.2016, г. Хиросима, Япония (научный консультант);
- Сайфутдинов Р.А. «Таксоцены ногохвосток (Hexapoda: Collembola) в почвах, нарушенных катастрофическими и хроническими воздействиями (на примере лесных пожаров и рисоводства)», 13.12.2019 (научный руководитель);
- Морозов Г.С. «Фауна обыкновенных губок (Porifera: Demospongiae) морей западного и центрального секторов Российской Арктики», 06.10.2023 (научный руководитель);

– Новиков А.А. «Фауна и систематика семейства Canthocamptidae (Copepoda, Harpacticoida) севера Средней Сибири и прилежащего континентального шельфа», 25.06.2025 (научный руководитель).

Описывая педагогическую деятельность Рушана Мирзовича, невозможно не упомянуть морскую полевую практику на Беломорском стационаре Казанского университета на острове Средний. Как уже было отмечено выше, в 1976 г. он участвовал в студенческой экспедиции на остров Средний под руководством В.Л. Вагина. В 1977 г. по инициативе В.Л. Вагина и А.И. Голубева был заложен Казанский Беломорский стационар на острове Средний [70]. Вернувшись в alma mater, уже летом 1985 г. Рушан Мирзович стал руководителем летней морской практики казанских студентов-биологов на Беломорской станции КГУ. Практически ежегодно проводя такие практики, он был душой коллектива экспедиции. Последняя такая практика под его руководством состоялась летом 2021 г. Всего за эти 37 лет Рушан Мирзович провел не менее 30 полевых сезонов на Белом море.

В процессе проведения полевой практики возникла насущная необходимость в пособии с подробным описанием ее задач, методов исследования и фауны массовых видов. В 2013 г. совместно с А.В. Голиковым было подготовлено и опубликовано методическое пособие «Морфология, систематика и экология морских беспозвоночных (Пособие для специализированной учебной практики бакалавров биологов на Белом море)» [70], которое позволило оптимизировать дальнейшее прохождение студентами беломорской практики.

На кафедре Рушан Мирзович всегда был хранителем морских традиций, заложенных еще Владимиром Львовичем Вагиным. Особенно заметно это становилось во время студенческих учебных практик под его руководством на Беломорской биологической станции. Неукоснительное соблюдение режима, подъем по отбиванию склянок корабельной рындой – все это поначалу вызывало не самую позитивную реакцию у привыкших к относительно вольной жизни студентов. Но спустя несколько дней все с энтузиазмом включались в новый ритм и сами старались следовать нехитрым правилам островной жизни. Здесь Рушан Мирзович ненавязчиво знакомил студентов с морской терминологией, учил обращаться с гидробиологическим оборудованием и приборами. К концу практики ребята становились профессиональными гребцами, бросали концы на швартовке, травили фал при тралении и даже, под чутким надзором, управляли стационарными катерами «Мончей» и – позднее – «Клионом», превращаясь в таких же «мореманов», каким был их руководитель.

Студенты, прошедшие Беломорскую практику, навсегда запомнили эти счастливые моменты, прекрасные северные пейзажи и непередаваемую атмосферу станции. Кроме прохождения беломорской практики, каждый студент выполнял конкретную исследовательскую работу. И, что особенно важно, после камеральной обработки материала студенты выступали с докладами по своей теме на ежегодной Студенческой научной конференции «Фауна Белого моря», посвященной памяти профессора В.Л. Вагина. Это позволяло студентам второго-третьего курсов пройти все важные этапы исследования – от сбора материала и его обработки до подготовки докладов, благодаря чему они приобретали бесценный опыт, необходимый для создания полноценной курсовой работы.

Во время Беломорской практики Рушан Мирзович никогда не сторонился физической работы. На равных со всеми он грузил стройматериалы и оборудование для отправки на

беломорский стационар, при заготовке дров на Белом море всегда вдохновлял студентов, первым подходил к не самым легким бревнышкам распущенного сухостоя, которые лихо взваливал на плечо и нес к стационару. Вместе со всеми он работал двуручной пилой, после чего любил выбрать кряж посучковатей и потолще, а дальше – профессионально раскалывал его на чурбачки для печи.

Он очень заботливо опекал студентов-первокурсников, впервые оказавшихся вдали от дома в непривычных, практически полевых условиях островного стационара. Всегда подбадривал дежурных по кухне, ненавязчиво, с шутками и байками об экспедиционной жизни, подсказывал, как не превратить рожки в кашу и в какой десерт можно трансформировать оставшуюся после завтрака манную кашу.

В августе 1987 г. Рушаном Мирзовичем была организована студенческая экспедиция в Приморский край, на Тихий океан. Как позднее вспоминали участники экспедиции, Рушан Мирзович не терял самообладания и способности к принятию адекватных решений в стрессовых ситуациях. Уже в финале экспедиция попала в тайфун, необходимо было спасти научные сборы и оборудование, выводить людей. Спокойное и рассудительное поведение Рушана Мирзовича во многом способствовало успешному завершению экспедиции.

Р.М. Сабилов удачно сочетал «кабинетную» работу с экспедиционной. Спектр экспедиций был широк – от вышеупомянутых рейсов в Тихий океан и поездок на Белое море до дневных выездов на машине по республике за сбором материала. В связи с этим ему были хорошо знакомы все основные и частные методические аспекты работы, а также радости и невзгоды жизни полевого биолога. Разносторонность его деятельности и мышления служила основой для передачи богатейшего опыта студентам и позволяла в полной мере реализовать педагогический талант Рушана Мирзовича.

Признанием вклада Рушана Мирзовича в вузовское образование служит его избрание членом совета федерального учебно-методического объединения по биологии классического университетского образования и членом-корреспондентом Международной педагогической академии.

Организаторская деятельность

Как уже было сказано, Рушан Мирзович был эффективным и дипломатичным администратором, оставаясь при этом теплым и дружелюбным человеком. Наряду с этим он был замечательным организатором научных конференций, семинаров, искусно снижая официоз, превращая их в дружеское человеческое общение и даже праздник жизни! При этом всегда соблюдалась высокая эстетическая планка в оформлении этих мероприятий. По его инициативе проводились ежегодные Студенческие научные конференции «Фауна Белого моря», и каждый раз Рушан Мирзович был во главе оргкомитета конференции и координировал его подготовительную работу задолго до ее начала и выступал с заключительным словом.

Другими особо памятными мероприятиями, организованными Рушаном Мирзовичем, были Международные Чтения, посвященные 100- (2007 г.) и 110-летию (2017 г.) В.Л. Вагина. Они прошли в удивительно теплой дружеской обстановке с волжскими экскурсиями, и к началу Чтений были опубликованы сборники докладов в Ученых записках КГУ (КФУ) под редакцией Рушана Мирзовича. Он умел четко формулировать задачи для членов оргкомитетов этих научных конференций, да и просто мог доступно и четко обозначать цели

и объяснять пути их достижения. Гости научных конференций, памятных чтений и съездов, проводимых на базе факультета и кафедры, всегда очень тепло отзывались о приеме в Казани и о безупречной организации мероприятий.

Одним из важных достижений Рушана Мирзовича в 1980–2000-е гг. было налаживание научного сотрудничества с морскими институтами СССР/РФ, которые имели широкие возможности для сбора животных для музея и материала для исследовательской работы. Вначале это было родное для него АтлантНИРО, затем ЮгНИРО, ПИНРО, ТИНРО, СахНИРО и ИнБЮМ. И, как правило, эти связи устанавливались через выпускников кафедры, которые уже укоренились в этих институтах. И здесь роль Рушана Мирзовича была центральной и основополагающей. Одним из выпускников кафедры, О.А. Тимошкиным, в честь Рушана Мирзовича был назван вид байкальских прямокишечных турбеллярий, *Mariareuterella sabirovi* (Timoshkin, 2004) [71].

Организационный талант Рушана Мирзовича особо ярко проявился в 2001–2020 гг. на международном уровне при налаживании и развитии сотрудничества кафедры зоологии беспозвоночных Казанского университета с японскими коллегами из Университета г. Окаяма (Япония) и с 2010 г. – Университета г. Хиросима. Сотрудничество началось с поездки в Японию студента Олега Гусева, который тогда же поступил в магистратуру университета г. Окаяма. В 2002–2007 гг. состоялся ряд визитов Рушана Мирзовича и других представителей КГУ в лабораторию «Экологии морских организмов» профессора Масаюки Сайгуза. В дальнейшем по данной программе обмена ездили многие студенты КГУ с разных кафедр. Ряд студентов и магистрантов биологического факультета КГУ прошли стажировки в университете Окаяма в 2002–2007 гг. (в частности Альбина Сабинова, Елена Шагимарданова, Наталья Блатт и др.). Некоторые из них стали магистрантами университета Окаяма и позднее защитили PhD диссертации в Японии.

На базе регулярных визитов представителей лаборатории «Эволюционной биологии» университета г. Хиросима, профессора Кинья Ясуи и других, сформировались направления совместных исследований. В частности, Арсений Мороз защитил PhD диссертацию в 2016 г. по тематике эволюционной морфологии ланцетника. Рушан Мирзович стал научным консультантом этой работы, которая выполнялась на базе морской биологической станции университета г. Хиросима. В этот период сотрудничества осуществлялся активный обмен учеными. Ряд японских специалистов (профессора Масаюки Сайгуза и Кинья Ясуи с коллегами, аспирантами и студентами) посещали Казанский университет с рабочими визитами. Среди них Рушан Мирзович обрел не просто коллег, а друзей, с которыми установились близкие, человеческие отношения. В этом проявилась основа личности Рушана Мирзовича!

Общественная деятельность

Склонность к общественной жизни проявилась у Рушана Мирзовича еще в школьные годы, когда он принимал активное участие в работе комсомольской организации, а также выпускал классные и школьные стенные газеты. Во время обучения в университете, помимо отличной учебы и успехов в научной деятельности, Рушан Мирзович активно участвовал в общественной деятельности и жизни комсомольской организации. В частности, студенческий научный кружок при кафедре зоологии беспозвоночных достиг расцвета в годы,

когда он был его старостой. Признание его многочисленных заслуг выразилось в назначении ему, причем дважды, Ленинской стипендии – по тем временам самой престижной для студентов. Критериями для ее присуждения являлись особые успехи в обучении и активная общественная работа.

В студенческие годы Рушан Мирзович пел в хоровой капелле Казанского университета. В составе капеллы он неоднократно выезжал с концертными гастролями по различным городам Советского Союза (Рига, Каунас, Днепрпетровск, Ульяновск и др.).

В памяти коллег Рушана Мирзовича по работе в АтлантНИРО остались яркие воспоминания о нем как об организаторе воскресных выездов молодых сотрудников на морское побережье и проведения праздничных мероприятий с обязательной стенной газетой, мясным татарским пирогом (приготовленным Рушаном Мирзовичем) и дружескими посиделками.

В 1984–1999 гг. Рушан Мирзович принимал активное участие в жизни кафедры зоологии беспозвоночных и биофака в целом. С 1986 г. проводил экологическую экспертизу в качестве научного сотрудника лаборатории экологического нормирования Института экологии и природопользования КФУ (ранее – экологический факультет), а также руководителя научно-практической лаборатории сектора «Эксперт». Этот сектор был создан в начале 90-х из группы преподавателей и сотрудников кафедры зоологии беспозвоночных совместно с экологическим факультетом университета. Основной задачей сектора была оценка воздействия хозяйственной деятельности на водные экосистемы. Практически сразу группу возглавил Рушан Мирзович. Под его руководством за многие годы работы сектора был организован ряд экспедиций на Куйбышевское, Нижнекамское, Заинское водохранилища и ряд малых водоемов Республики Татарстан с целью оценки биоразнообразия и текущего состояния фауны гидробионтов, а также показателей качества вод. Во многих экспедициях Рушан Мирзович принимал личное участие. На основе собственных разработок сектором «Эксперт» была создана оригинальная автоматизированная система расчета ущербов от добычи нерудных полезных ископаемых на обводненных месторождениях, сформированы десятки научно-технических отчетов с результатами исследований. Под руководством Рушана Мирзовича «Экспертом» велась работа по различным договорам, в том числе – подготовлено множество заключений по оценке воздействия на окружающую среду при добыче нерудных строительных материалов в акваториях Куйбышевского и Нижнекамского водохранилищ и выдано немало экспертных заключений.

В 2000–2025-е гг., благодаря сочетанию глубины знаний, широты интересов и кругозора, а также редкостных привлекательных личных качеств, Рушан Мирзович стал важной общественной фигурой в Казани и Республике Татарстан. Следует подчеркнуть, что он не разделял чисто академические и прикладные аспекты научного исследования – они были для него неразрывным целым. Наряду с разрабатываемой им зоологической тематикой по изучению репродуктивной биологии головоногих моллюсков, он активно участвовал в рассмотрении и реализации многих экологических, а также природоохранных проектов в республике. Это отражено в списке его публикаций [10–12, 14, 15, 72, 73; см. приложение]. В частности, он регулярно выступал в качестве эксперта по экологии и смежным дисциплинам в государственных органах и природоохранных организациях. Рушан Мирзович был постоянным членом научно-технических советов при Министерстве экологии и природных ресурсов Республики Татарстан; Татарстанского управления ФГУ «Россельхознадзор»; постоянным членом ученого совета Волжско-Камского государственного природного

биосферного заповедника; часто выступал экспертом для Татарстанского управления ФГУ «Росприроднадзор», Приволжского управления «Ростехнадзор», Татарстанского филиала ВНИРО. К нему за консультациями часто обращались представители Казанского речного порта, Казанского зоопарка и Института экологии, биотехнологии и природопользования КФУ при работе над проектами развития, затрагивающими экологические и природоохранные аспекты. Рушан Мирзович был членом бюро Казанского отделения Гидробиологического общества РАН, членом Международного общества по морфологии беспозвоночных и действительным членом Российской экологической академии.

С 2005 г. Рушан Мирзович являлся членом редакционной коллегии журнала «Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки», принимая активное участие в жизни журнала, и был рецензентом статей в более чем 20 российских и международных научных журналах. Кроме того, он участвовал в подготовке «Красной книги Республики Татарстан», будучи соавтором трех глав [74–76], а также опубликовал более 30 других статей, глав и обзоров, связанных с охраной природы (см. приложение).

Много внимания Рушан Мирзович уделял научно-просветительской деятельности. Он выступал с публичными лекциями как в России, так и за рубежом (например, в Японии, Узбекистане, ряде европейских стран), и часто встречался со школьниками. Особо следует отметить многолетнее сотрудничество с гимназией № 7 Советского района Казани. Он ежегодно читал лекции для участников республиканского тура олимпиады по биологии, регулярно выступал на республиканском телевидении и с актуальными публикациями в республиканских газетах. В рамках издания просветительских популярных публикаций он долгое время сотрудничал с Татарской энциклопедией, опубликовав в разных ее изданиях 11 глав (см. приложение) и став в итоге соавтором иллюстрированного издания 2017 г. [77]. Также он принимал участие в публикации первого тома Альметьевской энциклопедии [78].

Невольно приходит понимание, что с учетом полноценной административной, педагогической и научной деятельности – этого слишком много для одного человека! Непонятно, как Рушан Мирзович выдерживал такие перегрузки...

Семья, друзья, личные качества

Семья была важной частью жизни Рушана Мирзовича. Переехав в 1984 г. в Казань, Рушан Мирзович и Сария Нурмухамедовна Гарипова (однотруппница студенческих времен) поженились (7 июля). 12 мая 1985 г. родилась дочь Альбина. Еще в школьные годы Рушан Мирзович часто брал ее в Университет на кафедру и на Беломорский стационар Казанского университета, что сформировало у дочери любовь к биологии и университету. В 2002 г. Альбина поступила на кафедру микробиологии КГУ и в 2007 г. закончила учебу с отличием. Затем училась в аспирантуре под руководством М.Р. Шариповой и в 2011 г. защитила кандидатскую диссертацию по микробиологической тематике. 2 июня 1989 г. родилась вторая дочь, Регина. В 2006 г. она стала студенткой юридического факультета КГУ и с отличием закончила его в 2011 г. В 2020 г. Регина поступила на магистерскую программу в КФУ, в 2022 г. завершила обучение в школе ландшафтного дизайна и ныне продолжает работу по этой специальности. Любовь и преданность Рушана Мирзовича науке крепко связывали его семью, в которой в конечном итоге все ее члены стали биологами и окончили Казанский университет.

Семья и друзья всегда занимали особое место в жизни Рушана Мирзовича, поскольку его жизненным девизом было любить, заботиться и защищать свое близкое окружение. Сквозь всю свою жизнь он пронес крепкую дружбу, начавшуюся в студенческие годы со одноклассниками, сокурсниками, коллегами по Хоровой капелле и АтлантНИРО. В любое время он был открыт для друзей и всегда откликался на их призыв к общению или просьбы о помощи. Это распространялось и на его студентов и сотрудников, он всегда находил время на всех, кому был нужен.

В более широком смысле это относилось к его кафедре и, соответственно, к факультету/институту в целом. Он всегда принимал проблемы людей близко к сердцу и старался помочь, насколько это было в его силах, находил время выслушать каждого, дать совет во всевозможных сложных ситуациях и всегда стремился к взаимовыгодным решениям и наилучшему возможному результату.

Помимо впечатляющего сочетания профессиональных и личных качеств, Рушан Мирзович действительно был человеком многих талантов и артистичной натурой во всех проявлениях. Он умел хорошо рисовать, проектировать строения с подготовкой чертежей, строить и выполнять текущий качественный ремонт (любая техника очень хорошо работала в его руках), ухаживать за садом, готовить сложные и вкусные блюда и петь – музыка была его страстью.

Также необходимо отметить, что ему не было равных в художественном оформлении стола – в любых условиях это было произведение искусства с общей эстетической идеей. О том, как готовил Рушан Мирзович, можно слагать стихи. Его фирменным блюдом были кальмары. А коллеги по работе в АтлантНИРО до сих пор с восторгом вспоминают мясные татарские пироги, которые он готовил к праздничному столу. Хотя при этом его любимая еда была проста – макароны с тушенкой, гороховый суп, перемячи и капустный салат. Рушан Мирзович всегда становился душой компании, будь то небольшие посиделки с коллегами или торжественные вечера. Обладатель густого баритона, Рушан нередко украшал празднование красивой песней. Это мог быть торжественный «Gaudeamus igitur», лихие студенческие частушки или душевный «Старый клен».

Заключение

За отпущенный Рушану Мирзовичу пятидесятилетний период профессионального становления и активной деятельности он ярко и полно проявил себя в самых разных областях человеческой жизни – от частных любви и дружбы (без чего нет полноценной личности), строительства семьи и усовершенствования кафедры – до научно-педагогической, административной и общественной деятельности. В Казанском университете это была яркая и значимая личность, к нему тянулись студенты и сотрудники за советом и помощью. Он – пример разносторонней и многогранной личности, которую не так часто можно встретить в нашей жизни. Как это было неоднократно отмечено выше, таланты Рушана Мирзовича не ограничивались только пределами биологической сферы знаний. Но самое главное – это его высокие человеческие качества, которые навсегда останутся в памяти его близких и коллег.

По своей натуре Рушан Мирзович был харизматичным лидером и светлым человеком, благодаря которому всюду, где бы он ни находился, создавалась атмосфера доверия и взаимопонимания. Очень трудно представить нашу жизнь и кафедру без Рушана Мирзовича, его

голоса и улыбки. Всем нам – семье, друзьям и коллегам, а также научному сообществу, к которому он принадлежал, до сих пор тяжело осознавать эту трагическую и неожиданную потерю. Нам будет очень не хватать Рушана Мирзовича, и он навсегда останется в наших сердцах.

Основные вехи жизни и деятельности Р.М. Сабирова:

27 января 1958 г.	родился в г. Казани
1975–1980 гг.	обучение на Биолого-почвенном факультете Казанского государственного университета и участие в Хоровой капелле Казанского университета
лето 1976 г.	студенческая экспедиция на о. Средний Белого моря под руководством профессора В.Л. Вагина
лето 1977 г.	практика в Институте биологии южных морей АН УССР (ИНБЮМ, Севастополь) со специализацией по изучению головоногих
лето 1978 г.	практика в Сахалинском НИИ рыбного хозяйства и океанографии и первый научный рейс в залив Терпения и прилегающие акватории северной части Тихого океана; сбор материала по продукционной биологии двустворчатых моллюсков
лето 1979 г.	практика в ИНБЮМе с обработкой материала по репродуктивной биологии самцов кальмаров семейства <i>Ommastrephidae</i>
июнь 1980 г.	окончание Казанского государственного университета с отличием
1980–1983 гг.	работа в Атлантическом НИИ рыбного хозяйства и океанографии (АтлантНИРО, Калининград), участие в трех научно-исследовательских рейсах в юго-восточную часть Тихого океана, в том числе в двух рейсах как начальник экспедиции
1984 г.	работа в лаборатории почвенной зоологии Института биологии Казанского филиала АН СССР
1984–1994 гг.	возвращение в Alma Mater и работа заведующим отделом беспозвоночных зоологического музея КГУ
1985–2021 гг.	практически регулярное проведение летней морской практики на Беломорском стационаре Казанского университета – всего более 30 полевых сезонов за 37 лет
1994–1996 гг.	преподаватель кафедры зоологии беспозвоночных КГУ
31 октября 1995 г.	защита кандидатской диссертации «Сперматофорогенез и репродуктивная стратегия кальмаров-оммастрефид (<i>Oegopsida: Ommastrephidae</i>)» в Институте проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН г. Москва
ноябрь 1995 г. – январь 1996 г.	Рейс в качестве научного наблюдателя на японском траулере «Tora Maru No.58» в северо-западную часть Тихого океана
1996–2008 гг.	доцент кафедры зоологии беспозвоночных КГУ
29 марта 2000 г.	присвоено ученое звание доцента
2004–2012 гг.	декан Биолого-почвенного факультета КГУ (с 2010 г. Казанский федеральный университет)
2008 г.	исполняющий обязанности заведующего кафедрой зоологии беспозвоночных КГУ
с 2009 г.	заведующий кафедрой зоологии беспозвоночных КГУ (с 2010 г. КФУ)
2012–2019 гг.	заместитель директора по образовательной деятельности в области биологии Института фундаментальной медицины и биологии КФУ
2019–2024 гг.	Декан Высшей школы биологии ИФМиБ КФУ
28 июня 2025 г.	скончался в г. Казани

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Conflicts of Interest. The authors declare no conflicts of interest.

Литература

1. Голубев А.И., Сабиров Р.М. Вагин Владимир Львович, 1907–1984. Казань: Изд-во Казанского университета, 2002. 24 с.
2. Догель В.А. Зоология беспозвоночных: учебник. 8-е изд. М.: ЛЕНАНД, 2015. 628 с.
3. Сабиров Р.М. Продукционные свойства популяций моллюсков родов *Yoldia* и *Megayoldia* в заливе Терпения // Тезисы докладов Всесоюзной конференции молодых ученых и специалистов. Калининград, 1981. С. 61–62.
4. Нигматуллин Ч.М. Исследования промысловых головоногих моллюсков // АтлантНИРО – 70 лет с рыбной промышленностью страны / Под ред. Нигматуллина Ч.М., Сушина В.А., Архипова А.Г. Калининград: Изд-во АтлантНИРО, 2019. С. 160–168.
5. Сабиров Р.М. Как все начиналось // История АтлантНИРО в лицах и ситуациях. Книга 2. Воспоминания: на суше и на море / Под ред. Нигматуллина Ч.М. Калининград: изд-во АтлантНИРО, 2012. С. 116–119.
6. Arkhipkin A.I., Rodhouse P.G., Pierce G.J., Sauer W., Sakai M., Allcock A.L., Bower J.R., Castillo G., Ceriola L., Chin C.-S., Chen X., Diaz-Santana M., Downey N., González A.F., Granados Amores J., Green C.P., Guerra A., Hendrickson L.C., Ibáñez C., Ito K., Jereb P., Kato Y., Katugin O.N., Kawano M., Kidokoro H., Kulik V.V., Laptikhovsky V.V., Lipinski M.R., Liu B., Mariátegui L., Martin W., Medina A., Miki K., Miyahara K., Molschanivskyj N., Moustahfid H., Nabhitabhata J., Nanjo N., Nigmatullin Ch.M., Ohtani T., Pecl G., Perez A.A., Piatkowski U., Saikliang P., Salinas-Zavala C.A., Steer M., Tian Y., Ueta Y., Vijai D., Wakabayashi T., Yamaguchi T., Yamashiro C., Yamashita N., Zeidberg L.D. World squid fisheries // Rev. Fish. Sci. Aquac. 2015. V. 23, No 2. P. 92–252. <https://doi.org/10.1080/23308249.2015.1026226>.
7. Сабиров Р.М. О миграционных стаях кальмара *Dosidicus gigas* (Orbigny) // Систематика и экология головоногих моллюсков / Под ред. Старобогатова Я.И., Несиса К.Н. Л.: Изд-во Зоологического института АН СССР, 1983. С. 127–128.
8. Сабиров Р.М. Сперматофорогенез и репродуктивная стратегия кальмаров-оммастрефид (Oegopsida: Ommastrephidae): дис. ... канд. биол. наук. Москва, 1995. 198 с.
9. Nigmatullin Ch.M. Kir Nazimovich Nesis: A life in science (9 January 1934 – 8 January 2003) // Berliner Palaobiologische Abhandlungen. 2003. Bd 3. P. 7–11.
10. Nazarova L.B., Govorkova L.K., Sabirov R.M., Latypova V.Z. Morphological deformations of chironomid larvae on assessment of Kuibyshev water reservoir ecological state // Environ. Radioecol. App. Ecol. 2001. V. 7, No 2. P. 22–27.
11. Назарова Л.Б., Семенов В.Ф., Сабиров Р.М., Ефимов И.Ю. Состояние бентосных сообществ и оценка качества воды Чебоксарского водохранилища // Водные ресурсы. 2004. Т. 31, № 3. С. 347–353.
12. Яковлева А.В., Яковлев В.А., Сабиров Р.М. Бентосные вселенцы и их распределение в верхней части Куйбышевского водохранилища // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2009. Т. 151, кн. 2. С. 231–243.
13. Nazarova L., Nourgaliev D., Frolova L., Palagushkina O., Rudaeva N., Nazarov D., Tumanov O., Krylov P., Kosareva L., Gafiatullina L., Gilmanova D., Sabirov R.M. Altay mountains as key region for climate research // Environ. Radioecol. App. Ecol. 2009. V. 15, Nos 1–2. P. 3–7.
14. Жеребцов А.К., Артемьева Т.И., Сабиров Р.М., Шулаев Н.В., Зайнулгабидинов Э.Р., Суходольская Р.А., Кузнецова Т.В., Халидов А.Б., Богданов А.В., Кибардин В.М., Гайнутдинова Г.А., Беспярых А.В. К. Кадастр сообществ почвообитающих беспозвоночных (мезофауна) естественных экосистем Республики Татарстан. Казань: Казанский университет, 2014. 308 с.
15. Saifutdinov R.A., Sabirov R.M., Zaitsev A.S. Springtail (Hexapoda: Collembola) functional group composition varies between different biotopes in Russian rice growing systems // Eur. J. Soil Biol. 2020. V. 99. Art. 103208. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103208>.

16. Новиков А.А., Абрамова Е.Н., Сабиров Р.М. Фауна пресноводных Harpacticoida (Copepoda) дельты реки Лена // Зоологический журнал. 2021. Т. 100, вып. 3. С. 264–274. <https://doi.org/10.31857/S0044513421010049>.
17. Nigmatullin Ch.M., Sabirov R.M., Zalygalin V.P. Ontogenetic aspects of morphology, size, structure and production of spermatophores in ommastrephid squids: An overview // Berliner Palaobiologische Abhandlungen. 2003. Bd 3. P. 80–96.
18. Nigmatullin Ch.M., Sabirov R.M. Ontogeny and evolution of spermatophore morphology and formation in squids of family Ommastrephidae // Abstracts of the 12th International Malacological Congress (September 3–8, 1995). Vigo, Spain, 1995. P. 76–77.
19. Nigmatullin Ch.M., Sabirov R.M. Cephalopod spermatophores, their functional, ontogenetic and evolutionary aspects (example: ommastrephid squids) // Berliner Palaobiologische Abhandlungen. 2002. Bd 1. P. 85–87.
20. Сабиров Р.М. Репродуктивная система самцов головоногих моллюсков Cephalopoda. I. История изучения // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2007. Т. 149, кн. 2. С. 33–50.
21. Сабиров Р.М. Планы строения репродуктивной системы самцов головоногих моллюсков (Cephalopoda): корреляции и заключения // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2007. Т. 149, кн. 3. С. 194–201.
22. Сабиров Р.М. Репродуктивная система самцов головоногих моллюсков Cephalopoda. II. Сперматофорный комплекс органов // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2009. Т. 151, кн. 2. С. 34–50.
23. Сабиров Р.М. Репродуктивная система самцов головоногих моллюсков Cephalopoda. III. Сперматофоры // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2010. Т. 152, кн. 2. С. 8–21.
24. Сабиров Р.М., Любин П.А., Голиков А.В. Обнаружение коренастого кальмара *Todaropsis eblanae* (Oegopsida, Ommastrephidae) в Баренцевом море // Зоологический журнал. 2009. Т. 88, вып. 9. С. 1010–1012.
25. Sabirov R.M., Golikov A.V., Nigmatullin Ch.M., Lubin P.A. Structure of the reproductive system and hectocotylus in males of lesser flying squid *Todaropsis eblanae* (Cephalopoda: Ommastrephidae) // J. Nat. Hist. 2012. V. 46, Nos 29–30. P. 1761–1778. <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.700335>.
26. Беспярых А.В., Сабиров Р.М., Ханнанова Л.А. Новые данные о строении и функционировании репродуктивной системы самцов планикового осьминога *Opisthoteuthis californiana* (Octopoda: Incirrata) // Труды Международной научной конференции «Новая геометрия Природы» (Казань, (Казань, 25 августа – 5 сентября 2003 г.). Т. 2. Биология, медицина. Казань: Изд-во Казанского университета, 2003. С. 46–50.
27. Golikov A.V., Blicher M.E., Gudmundsson G., Manushin I.E., Poulsen J.Y., Zakharov D.V., Sabirov R.M. Flapjack devilfish in the northern North Atlantic: morphology, biology and ecology of *Opisthoteuthis borealis* (Cephalopoda, Octopoda, Cirrata) // Marine Biodivers. 2020. V. 50, No 6. Art. 108. <https://doi.org/10.1007/s12526-020-01138-9>.
28. Беспярых А.В., Сабиров Р.М., Аюпов И.Р. Морфология и функционирование репродуктивной системы самцов песчаного осьминога *Paroctopus conispadiceus* (Cephalopoda: Octopoda) // Морские моллюски: вопросы таксономии, экологии и филогении. 5-е (14-е) совещание по изучению моллюсков, посвященное памяти А.О. Скарлато (Санкт-Петербург, 27–30 ноября 2000 г.). СПб.: ЗИН РАН, 2000. Автореф. докл. С. 19–21.
29. Беспярых А.В., Сабиров Р.М., Аюпов И.Р. Функциональная морфология половой системы самцов осьминогов *Octopus conispadiceus* и *Octopus dofleini* (Incirrata: Octopodidae) // Тезисы докладов VIII съезда Гидробиологического общества РАН (Калининград, 16–23 сентября 2001 г.). Калининград, 2001. Т. 1. С. 37–38.
30. Беспярых А.В., Любин П.А., Сабиров Р.М. Черты биологии и экологии осьминога *Bathypolypus arcticus* в Баренцевом море (Cephalopoda: Octopoda) // Материалы VIII Международной научной конференции «Природа шельфа и архипелагов европейской Арктики» (Мурманск, 9–11 ноября 2008 г.). М.: ГЕОС, 2008. С. 42–45.

31. Беспярых А.В. Строение и особенности функционирования репродуктивных систем самцов трех видов неплавниковых осьминогов Северо-Западной Пацифики // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2007. Т. 149, кн. 2. С. 51–68.
32. Беспярых А.В. Новые данные о строении репродуктивной системы самцов глубоководного осьминога *Bathypolypus arcticus* (Cephalopoda: Octopoda) // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2007. Т. 149, кн. 3. С. 209–213.
33. Беспярых А.В., Сабиров Р.М. Шкала стадий зрелости самцов осьминогов семейства Octopodidae (Cephalopoda: Incirrata) // Тезисы докладов X съезда Гидробиологического общества РАН (Владивосток, 28 сентября – 2 октября 2009 г.). Владивосток: Дальнаука, 2009. С. 42.
34. Беспярых А.В., Сабиров Р.М. Функциональная морфология репродуктивной системы самцов неплавниковых осьминогов (Octopoda: Incirrata) // Материалы II Всероссийской конференции с международным участием к 105-летию со дня рождения академика А.В. Иванова (Санкт-Петербург, 17–19 октября 2011 г.). СПб.: ЗИН РАН, 2011. С. 49–52.
35. Golikov A.V., Gudmundsson G., Blicher M.E., Jørgensen L.L., Korneeva E.I., Olafsdottir S.H., Shagimardanov E.I., Shigapova L.H., Zakharov D.V., Zimina O.L., Sabirov R.M. A review of the genus *Muusoctopus* (Cephalopoda: Octopoda) from Arctic waters // Zoological Lett. 2023. V. 9, No 1. Art. 21. <https://doi.org/10.1186/s40851-023-00220-x>.
36. Сабиров Р.М., Новиков А.А., Голиков А.В. Структура репродуктивной системы самцов спидулы (Cephalopoda: *Spirula spirula*) // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2017. Т. 159, кн. 3. С. 433–442.
37. Голиков А.В., Сабиров Р.М. Морфо-функциональные особенности половой системы самцов *Rossia palpebrosa* (Cephalopoda: Sepiolida) на восточном шельфе архипелага Шпицберген // Материалы IX Международной научной конференции «Комплексные исследования природы Шпицбергена: Проблемы морской палеоэкологии и биогеографии в эпоху глобальных изменений» (Мурманск, 12–14 ноября 2009 г.). М.: ГЕОС, 2009. С. 214–223.
38. Голиков А.В., Сабиров Р.М. Функциональная морфология репродуктивной системы самцов каракатиц и сепиолид (Cephalopoda: Sepiida, Sepiolida) // Материалы научно-практической конференции «Умник». Казань: Изд-во Казанского университета, 2009. С. 164–167.
39. Голиков А.В., Сабиров Р.М., Любин П.А. Черты репродуктивной биологии *Rossia moelleri* (Cephalopoda, Sepiolida) в Баренцевом и Карском морях // Материалы X Международной научной конференции «Природа шельфа и архипелагов европейской Арктики» (Мурманск 27–30 октября 2010 г.). М.: ГЕОС, 2010. С. 63–68.
40. Голиков А.В., Мороз А.Р., Сабиров Р.М., Любин П.А., Йоргенсен Л.Л. Функциональная морфология репродуктивной системы *Rossia palpebrosa* (Cephalopoda, Sepiolida) в Баренцевом море // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2013. Т. 155, кн. 3. С. 116–128.
41. Golikov A.V., Sabirov R.M., Moroz A.R., Lubin P. A., Jørgensen L.L. Distribution and signs of biology of the warty bobtail squid *Rossia palpebrosa* in the Barents Sea and adjacent waters // Symposium «Interdisciplinary Approaches to Cephalopod Biology» (Florianópolis, October 27 – November 02, 2012). Florianópolis, Brazil, 2012. Abstr. Book. P. 73–74.
42. Sabirov R. M., Golikov A. V., Saigusa M. Spermatogenesis and scale of maturity in males of the warty bobtail squid *Rossia palpebrosa* // Symposium «Interdisciplinary Approaches to Cephalopod Biology» (Florianópolis, October 27 – November 02, 2012). Florianópolis, Brazil, 2012. Abstr. Book. P. 202.
43. Golikov A.V., Sabirov R.M. The reproductive system morphology and reproductive strategies of bobtail squids in the Arctic (Cephalopoda: Sepiolida) // 4th International Congress on Invertebrate Morphology (Moscow, August 18–23, 2017). Moscow, Pero, 2017. P. 217.
44. Власова Е.В., Сабиров Р.М., Голиков А.В. Репродуктивная биология самцов каракатиц (Cephalopoda, Sepiida) из вод Южной Африки // Материалы VII Всероссийской научной конференции «Комплексные исследования Мирового океана» (Санкт-Петербург, 15–19 мая 2023 г.). СПб.: Свое издательство, 2023. С. 232–233.

45. Власова Е.В., Сабиров Р.М., Голиков А.В. Строение и функционирование половой системы каракатицы *Acanthosepion esculentum* (Cephalopoda, Sepiida) // Материалы VIII Всероссийской научной конференции молодых ученых «Комплексные исследования Мирового океана» (Владивосток, 13–17 мая 2024 г.). Владивосток: Дальневосточное отделение РАН, 2024. С. 276–277.
46. Власова Е.В., Сабиров Р.М., Лищенко Ф.В., Динь Й.Х.Т., Голиков А.В. Элементы репродуктивной стратегии самцов шельфовой вьетнамской каракатицы *Sepiella inermis* (Cephalopoda, Sepiida) // Материалы VI Международной конференции «Концептуальные и прикладные аспекты научных исследований в области зоологии беспозвоночных» (Томск, 20–23 октября 2025 г.). Томск: Изд-во Томского государственного университета, 2025. С. 38–42.
47. Vlasova E.V., Sabirov R.M., Golikov A.V. Reproductive biology of the golden cuttlefish *Sepia esculenta* (Cephalopoda, Sepiida) // Diversity. 2023. V. 15, No 3. Art. 455. <https://doi.org/10.3390/d15030455>.
48. Vlasova E.V., Golikov A.V., Lishchenko F.V., Dinh Y.H.T., Sabirov R.M. Reproductive characteristics of males of the spineless cuttlefish *Sepiella inermis* (Cephalopoda, Sepiida) from the waters of Vietnam // Invertebr. Zool. Submitted.
49. Сабиров Р.М., Озарева Ю.Д. Сперматофорогенез длинноперых кальмаров *Loligo vulgaris* и *L. forbesi* (Myopsida: Loliginidae) // Моллюски. Результаты и перспективы исследований. VIII Всесоюзное совещание по изучению моллюсков (Ленинград, апрель 1987 г.). Л.: Наука, 1987. Автореф. докл. С. 332–333.
50. Nigmatullin Ch.M., Arkhipkin A.I., Sabirov R.M. Structure of reproductive system of the squid *Thysanoteuthis rhombus* (Cephalopoda: Oegopsida) // J. Zool. 1991. V. 224, No 2. P. 271–283. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04804.x>.
51. Nigmatullin Ch.M., Arkhipkin A.I., Sabirov R.M. Age, growth and reproductive biology of diamond-shaped squid *Thysanoteuthis rhombus* (Oegopsida: Thysanoteuthidae) // Mar. Ecol.: Prog. Ser. 1995. V. 124, Nos 1–3. P. 73–87. <https://doi.org/10.3354/meps124073>.
52. Сабиров Р.М., Осин Р.Ю. Морфология сперматофоров и репродуктивной системы самцов гигантского крючконосного кальмара *Moroteuthis robusta* (Oegopsida: Onychoteuthidae) // VIII съезд Гидробиологического общества РАН (Калининград, 16–23 сентября 2001 г.). Калининград, 2001. Тез. докл. Т. 1. С. 68–69.
53. Нигматуллин Ч.М., Лаптиховский В.В., Сабиров Р.М. Репродуктивная биология командорского кальмара // Промысловые аспекты биологии командорского кальмара и рыб склоновых сообществ в западной части Берингова моря: Научные итоги Берингоморской экспедиции ВНИРО в 1993–1995 гг. по программе совместных российско-японских исследований командорского кальмара в Беринговом море (Биоресурсы морей России) / Под ред. Елизарова А.А. М.: Изд-во ВНИРО, 1996. С. 101–124.
54. Golikov A.V., Blicher M.E., Jørgensen L.L., Walkusz W., Zakharov D.V., Zimina O.L., Sabirov R.M. Reproductive biology and ecology of the boreoatlantic armhook squid *Gonatus fabricii* (Cephalopoda: Gonatidae) // J. Mollus. Stud. 2019. V. 85, No 3. P. 287–299. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyz023>.
55. Golikov A.V., Sabirov R.M., Blicher M.E., Gudmundson G., Zimina O.L., Zakharov D.V. First record of the whip-lash squid, *Mastigoteuthis agassizii* Verrill, 1881 (Mollusca: Cephalopoda: Mastigoteuthidae) in the Subarctic Atlantic, with notes on its morphology and biology // J. Nat. Hist. 2018. V. 52, Nos 35–36. P. 2317–2329. <https://doi.org/10.1080/00222933.2018.1536229>.
56. Nigmatullin Ch.M., Sabirov R.M., Piatkowski U., Filippova Y.A. First data on female and male reproductive system structure in the Antarctic squid *Psychroteuthis glacialis* (Cephalopoda: Psychroteuthidae) // «Recent Advances in Cephalopod Science» Symposium (Hakodate, November 10–14, 2015). Hakodate, Japan, 2015. Abstr. Book. P. 226.
57. Нигматуллин Ч.М., Сабиров Р.М. Морфология и функционирование репродуктивной системы самцов кальмаров семейства Ommastrephidae // Моллюски. Результаты и перспективы исследований. VIII Всесоюзное совещание по изучению моллюсков (Ленинград, апрель 1987 г.). Л.: Наука, 1987. Автореф. докл. С. 243–244.

58. Нигматуллин Ч.М., Сабилов Р.М. Онтогенетические закономерности сперматофорогенеза у колеоидных головоногих моллюсков // Материалы совещания «Современные проблемы изучения головоногих моллюсков. Морфология, систематика, эволюция, экология и биостратиграфия» (Москва, 2 – 4 апреля 2015 г.). М.: Изд-во Палеонтологического института РАН, 2015. С. 24–26.
59. Нигматуллин Ч.М., Лантиховский В.В., Сабилов Р.М. Наладочный и нормальный сперматофорогенез в онтогенезе головоногих моллюсков // Материалы международного семинара «Проблемы репродукции и раннего онтогенеза морских гидробионтов» (Мурманск, 2–4 ноября 2004 г.). Мурманск: Изд-во Мурманского морского биологического института РАН, 2004. С. 89–93.
60. Сабилов Р.М. Феномен сперматофоров в животном царстве // Материалы зональной конференции молодых ученых-биологов «Актуальные вопросы современной биологии». Казань, 1989. С. 2–22.
61. Сабилов Р.М., Беспятовых А.В. Архитектоника репродуктивной системы самцов Ostopoda и Teuthida (Mollusca, Cephalopoda): аналитический взгляд // Труды Международной научной конференции «Новая геометрия Природы» (Казань, 25 августа – 5 сентября 2003 г.). Т. 2. Биология, медицина. Казань: Казанский государственный университет, 2003. С. 297–304.
62. Сабилов Р.М., Беспятовых А.В. Морфо-функциональные корреляции планов строения репродуктивной системы самцов в разных группах головоногих моллюсков (Mollusca, Cephalopoda) // Материалы международного семинара «Проблемы репродукции и раннего онтогенеза морских гидробионтов» (Мурманск, 2–4 ноября 2004 г.). Мурманск: Изд-во Мурманского морского биологического института РАН, 2004. С. 116–119.
63. Nigmatullin Ch.M., Sabirov R.M. The ontogenetic periodization of spermatophorogenesis in coleoid cephalopods // Symposium «Interdisciplinary Approaches to Cephalopod Biology» (Florianópolis, October 27 – November 02, 2012). Florianópolis, Brazil, 2012. Abstr. Book. P. 77.
64. Сабилов Р.М., Архипкин А.И., Цыганков В.Ю., Щетинников А.С. Яйцекладка и эмбриональное развитие кальмар-ромба *Thysanoteuthis rhombus* (Oegopsida, Thysanoteuthidae) // Зоологический журнал. 1987. Т. 66, вып. 8. С. 1155–1163.
65. Любин П.А., Сабилов Р.М. К фауне головоногих моллюсков (Mollusca, Cephalopoda) архипелага Шпицберген // Материалы VII Международной научной конференции «Комплексные исследования природы Шпицбергена» (Мурманск, 31 октября – 1 ноября 2007 г.). Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2007. С. 300–306.
66. Сабилов Р.М., Любин П.А., Голиков А.В., Мороз А.Р. *Rossia palpebrosa* (Cephalopoda, Sepiida) в Баренцевом море: экология, черты биологии, таксономический статус // Материалы VIII Международной научной конференции «Природа шельфа и архипелагов европейской Арктики» (Мурманск, 9–11 ноября 2008 г.). М.: «ГЕОС», 2008. С. 331–335.
67. Xavier J.C., Cherel Y., Allcock L., Rosa R., Sabirov R.M., Blicher M.E., Golikov A.V. A review on the biodiversity, distribution and trophic role of cephalopods in the Arctic and Antarctic marine ecosystems under a changing ocean // Mar. Biol. 2018. V. 165, No 5. Art. 93. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3352-9>.
68. Golikov A.V., Jørgensen L.L., Sabirov R.M., Zakharov D.V., Hoving H.-J. Long-term annual trawl data show shifts in cephalopod community in the western Barents Sea during 18 years // Front. Mar. Sci. 2024. V. 11. Art. 1392585. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1392585>.
69. Golikov A.V., Xavier J.C., Ceia F.R., Queirós J.P., Bustamante P., Couperus B., Guillou G., Larionova A.M., Sabirov R.M., Somes C.J., Hoving H.-J. Insights on long-term ecosystem changes from stable isotopes in historical squid beaks // BMC Ecol. Evol. 2024. V. 24, No 1. Art. 90. <https://doi.org/10.1186/s12862-024-02274-7>.
70. Сабилов Р.М., Голиков А.В. Морфология, систематика и экология морских беспозвоночных: учебное пособие. Казань: Изд-во КФУ, 2013. 124 с.
71. Timoshkin O.A. A new enigmatic group of Turbellaria Kalyptorhynchia (Plathelminthes, Neorhabdo-coela) from Lake Baikal (East Siberia) with emendation of 9 species, description of 12 new genera

- and 50 new species: example of "non-Darwinian evolution"? // Timoshkin O.A. (Ed.). Index of animal species inhabiting Lake Baikal. Novosibirsk: «Nauka», 2004. P. 1344–1491.
72. Дыганова Р.Я., Сабиров Р.М., Терентьев А.М., Назарова Л.Б., Каурова О.В. Проблемы регионального нормирования в Республике Татарстан // Материалы I Республиканской научной конференции «Актуальные экологические проблемы Республики Татарстан». Казань, 1995. С. 189.
73. Котов Ю.С., Дыганова Р.Я., Александров А.В., Сабиров Р.М., Бархат Т.Г., Шамов А.Г. К разработке регионального норматива по оценке экологического ущерба при работе гидротехнических механизмов и сооружений // Материалы I Республиканской научной конференции «Актуальные экологические проблемы Республики Татарстан». Казань, 1995. С. 91.
74. Мельникова А.В., Сабиров Р.М. Чашечка озерная *Acroloxus lacustris* Linnaeus, 1758 // Красная книга Республики Татарстан (животные, растения, грибы) / Под ред. Назирова А.А. Казань: Идел-Пресс, 2016. С. 147.
75. Мельникова А.В., Сабиров Р.М. Жаброног обыкновенный *Tanymastix (Branchipus) stagnalis* (Linnaeus, 1758) // Красная книга Республики Татарстан (животные, растения, грибы) / Под ред. Назирова А.А. Казань: Идел-Пресс, 2016. С. 147–148.
76. Мельникова А.В., Сабиров Р.М. Щитень весенний *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) // Красная книга Республики Татарстан (животные, растения, грибы) / Под ред. Назирова А.А. Казань: Идел-Пресс, 2016. С. 148–149.
77. Анкин Р.Н., Асрутдинова Р.А., Ахметзянова Н.Ш., Аюпов А.С., Бакин О.В., Бакирова В.Г., Беспярых А.В., Бирюлёв Г.Н., Бойко В.А., Борисович М.Г., Бурганов Ф.Г., Бузов Б.В., Бутаков Г.П., Вавилов Д.Н., Вережагин М.А., Газеев Н.Х., Газизуллин А.Х., Галанин И.Ф., Галанина А.П., Гаранин В.И., Гаранина И.И., Гильмутдинов Р.Я., Гордиеико С.Г., Горшков М.А., Горшков П.К., Горшков Ю.А., Григорьев В.Н., Дедков А.П., Ерёгин О.В., Жеребцов А.К., Зелеев Р.М., Иванов В.Б., Кадошиников С.И., Кадошиникова И.Г., Камалиева Л.Р., Капитов В.Д., Каюмов А.Р., Кондратьева Т.А., Корчагина Л.И., Краснобаева С.Ю., Краснов О.В., Кузнецов В.А., Кузнецов Н.А., Ломако Е.И., Любарская О.Д., Любарский Е.Л., Марфин В.Г., Мельничнова Э.Ф., Мингазова Н.М., Минниеева Г.Г., Миронов А.Н., Мозжерин В.В., Мозжерин В.И., Мошкова Л.В., Муслимов Р.Х., Наумов Э.П., Окулова С.М., Переведенцев Ю.П., Петров Н.Г., Петрова Р.С., Поляков С.И., Рахимов И.И., Рахматуллин Р.Э., Рахматуллин Э.Х., Сабиров Р.М., Сабитов А.А., Сапаев Е.А., Сементовский Ю.В., Ситдикова Л.М., Смелков В.М., Тайсин А.С., Томаева И.Ф., Урбанова О.Н., Усанова Н.И., Успенский Б.В., Фомичёва Н.Л., Хайдаров Р.А., Халидов А.Б., Р.Р.Хасанов, Чистяков Р.Э., Шакиров В.З., Шафигуллина С.М., Шинкарёв А.А., Шишкин А.В., Шулаев Н.В., Шуликов Е.С., Яковлев В.А. Природа и природные ресурсы Республики Татарстан. Иллюстрированная энциклопедия. Казань: Институт татарской энциклопедии и регионоведения Академии наук РТ, 2017. 584 с.
78. Бакин О.В., Баранчугов Е.Г., Бурганов Ф.Г., Бутаков Г.П., Ведерников Н.М., Ганеев И.Г., Гаранин В.И., Гатиятуллин Н.С., Григорьев В.Н., Дедков А.П., Зелеев Р.М., Кадошиников С.И., Кадошиникова И.Г., Кузнецов Н.А., Любарская О.Д., Мирзоев К.М., Мозжерин В.И., Плещинский Н.Б., Покровский В.А., Рахимов И.И., Сабиров Р.М., Сапаев Е.А., Сухов Н.М., Хабутдинов Ю.Г., Хисамова О.Ю., Шарифуллин А.Н. Альметьевская энциклопедия. Т. 1: Природа Юго-Востока Республики Татарстан. Казань: Рухият, 2006. 632 с.

Информация об авторах

Алексей Валентинович Голиков, кандидат биологических наук, постдок, Немецкий центр исследований морского биоразнообразия, Зенкенберг (морской филиал); постдок, Институт морских экосистем и рыбного хозяйства, Университет Гамбурга; доцент кафедры зоологии и общей биологии, Институт фундаментальной медицины и биологии, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: golikov.ksu@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1596-2857>

Андрей Георгиевич Порфирьев, кандидат биологических наук, доцент, заведующий кафедрой зоологии и общей биологии, Институт фундаментальной медицины и биологии, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: andreyporfiriev@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1995-4635>

Андрей Васильевич Беспярых, заведующий отделом беспозвоночных зоологического музея и гербария им. Э.А. Эверсмана, Казанский (Приволжский) федеральный университет

E-mail: andyoctopus@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9183-2704>

Чингиз Мухамедович Нигматуллин, ведущий научный сотрудник, Атлантический филиал Всероссийского института рыбного хозяйства и океанографии «ВНИРО»

E-mail: chingiznigmatullin@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6064-7904>

Author Information

Alexey V. Golikov, Cand. Sci. (Biology), Postdoc, German Centre for Marine Biodiversity Research, Senckenberg am Meer; Postdoc, Institute of Marine Ecosystem and Fishery Science, University of Hamburg; Associate Professor, Department of Zoology and General Biology, Institute of Fundamental Medicine and Biology, Kazan Federal University

E-mail: golikov.ksu@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1596-2857>

Andrey G. Porfiriev, Cand. Sci. (Biology), Associate Professor, Head of Department of Zoology and General Biology, Institute of Fundamental Medicine and Biology, Kazan Federal University

E-mail: andreyporfiriev@yandex.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1995-4635>

Andrey V. Bespyatykh, Head of Invertebrate Department, E.A. Eversmann Zoological Museum and Herbarium, Kazan Federal University

E-mail: andyoctopus@mail.ru

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9183-2704>

Chingiz M. Nigmatullin, Leading Researcher, Atlantic Branch of Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO)

E-mail: chingiznigmatullin@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6064-7904>

Поступила в редакцию 10.03.2026

Принята к публикации 19.03.2026

Received March 10, 2026

Accepted March 19, 2026