

No. 3, 2026
July – September

Publication frequency:
Quarterly

16+

ECOLOGICAL SAFETY OF COASTAL AND SHELF ZONES OF SEA

Scientific and theoretical journal

FOUNDER AND PUBLISHER:
Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Centre
“Marine Hydrophysical Institute of RAS”

Journal is on the list of peer reviewed academic journals of the Higher Attestation Commission of the Russian Federation, where one may publish main research results of a PhD thesis in the following fields:

- 1.6.14 – Geomorphology and paleography (geographical sciences),
- 1.6.17 – Oceanology (geographical sciences, physical and mathematical sciences, technical sciences),
- 1.6.18 – Atmosphere and Climate Sciences (geographical, physical and mathematical sciences),
- 1.6.20 – Geoinformatics and cartography (geographical sciences),
- 1.6.21 – Geoecology (geographical sciences),
- 1.5.16 – Hydrobiology (biological sciences).

Journal is under the scientific and methodological guidance of the Earth Sciences Department of the Russian Academy of Sciences.

Journal is registered by the Federal Service for Supervision of Communications, Information Technology, and Mass Media (registration number III № ФС 77-73714 of 21 September 2018).

Journal coverage: The Russian Federation, other countries.

The Journal is indexed in and repositied at Russian Index of Science Citation (RISC), International Interactive Information and Bibliography System EBSCO.

Journal is in the catalog of scientific periodicals of the Russian Science Citation Index (RSCI) on the platform of the scientific electronic library eLibrary.ru, Cyberleninka.

There is no fee for publishing articles.

e-mail: ecology-safety@mhi-ras.ru

website: <http://ecological-safety.ru>

Founder, Publisher and Editorial Office address:

2, Kapitanskaya St.,
Sevastopol, 299011, Russia

Phone, fax: + 7 (8692) 54-57-16

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Горячкин Юрий Николаевич – главный редактор, главный научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 6507545681, ResearcherID: I-3062-2015, ORCID ID: 0000-0002-2807-201X (Севастополь, Россия)

Рябушко Виталий Иванович – заместитель главного редактора, главный научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, д. б. н., ResearcherID: H-4163-2014, ORCID ID: 0000-0001-5052-2024 (Севастополь, Россия)

Совга Елена Евгеньевна – заместитель главного редактора, ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 7801406819, ResearcherID: A-9774-2018 (Севастополь, Россия)

Фомин Владимир Владимирович – заместитель главного редактора, главный научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: H-8185-2015, ORCID ID: 0000-0002-9070-4460 (Севастополь, Россия)

Хмара Татьяна Викторовна – ответственный секретарь, научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, Scopus Author ID: 6506060413, ResearcherID: C-2358-2016 (Севастополь, Россия)

Бердников Сергей Владимирович – председатель ФГБУН ФИЦ ЮНЦ РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-3095-5532 (Ростов-на-Дону, Россия)

Бондур Валерий Григорьевич – директор ФГБНУ НИИ «АЭРОКОСМОС», вице-президент РАН, академик РАН, д. т. н., ORCID ID: 0000-0002-2049-6176 (Москва, Россия)

Бритаев Темир Аланович – главный научный сотрудник ФГБУН ИПЭЭ, д. б. н., ORCID ID: 0000-0003-4707-3496, ResearcherID: D-6202-2014, Scopus Author ID: 6603206198 (Москва, Россия)

Васечкина Елена Федоровна – заместитель директора ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., ResearcherID: P-2178-2017 (Севастополь, Россия)

Гертман Исаак – глава департамента Израильского океанографического и лимнологического исследовательского центра, руководитель Израильского морского центра данных, к. г. н., ORCID ID: 0000-0002-6953-6722 (Хайфа, Израиль)

Демьшев Сергей Германович – главный научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: C-1729-2016, ORCID ID: 0000-0002-5405-2282 (Севастополь, Россия)

Дианский Николай Ардалянович – главный научный сотрудник МГУ им. М. В. Ломоносова, доцент, д. ф.-м. н., ResearcherID: R-8307-2018, ORCID ID: 0000-0002-6785-1956 (Москва, Россия)

Дулов Владимир Александрович – главный научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: F-8868-2014, ORCID ID: 0000-0002-0038-7255 (Севастополь, Россия)

Егоров Виктор Николаевич – научный руководитель ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, академик РАН, профессор, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-4233-3212 (Севастополь, Россия)

Ефимов Владимир Васильевич – главный научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: P-2063-2017 (Севастополь, Россия)

Залесный Владимир Борисович – ведущий научный сотрудник ФГБУН ИВМ РАН, профессор, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0003-3829-3374 (Москва, Россия)

Защепин Андрей Георгиевич – главный научный сотрудник, руководитель лаборатории ФГБУН ИО им. П.П. Ширшова РАН, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Москва, Россия)

Коновалов Сергей Карпович – директор ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Севастополь, Россия)

Коротяев Геннадий Константинович – главный научный сотрудник, научный руководитель ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: K-3408-2017 (Севастополь, Россия)

Кубряков Арсений Александрович – ведущий научный сотрудник, заместитель директора ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0003-3561-5913 (Севастополь, Россия)

Кузнецов Александр Сергеевич – ведущий научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, к. т. н., ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Севастополь, Россия)

Ли Михаил Ен Гон – главный научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-2292-1877 (Севастополь, Россия)

Макаревич Павел Робертович – главный научный сотрудник ММБИ КНЦ РАН, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-7581-862X, ResearcherID: F-8521-2016, Scopus Author ID: 6603137602 (Мурманск, Россия)

Малахова Людмила Васильевна – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, к. б. н., ResearcherID: E-9401-2016, ORCID ID: 0000-0001-8810-7264 (Севастополь, Россия)

Матишов Геннадий Григорьевич – заместитель академика-секретаря Отделения наук о Земле РАН – руководитель Секции океанологии, физики атмосферы и географии, научный руководитель ФГБУН ФИЦ ЮНЦ РАН, научный руководитель ФГБУН ММБИ КНЦ РАН, академик РАН, профессор, д. г. н., ORCID ID: 0000-0003-4430-5220 (Ростов-на-Дону, Россия)

Празукин Александр Васильевич – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, д. б. н., Researcher ID: H-2051-2016, ORCID ID: 0000-0001-9766-6041 (Севастополь, Россия)

Позаченюк Екатерина Анатольевна – заведующая кафедрой Института «Таврическая академия» ФГАОУ КФУ им. В.И. Вернадского, профессор, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-4837-1009 (Симферополь, Россия)

Трухчев Димитър Иванов – старший научный сотрудник Института океанологии БАН, профессор, д. ф.-м. н. (Варна, Болгария)

Шапиро Наум Борисович – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: A-8585-2017 (Севастополь, Россия)

EDITORIAL BOARD

- Yuri N. Goryachkin** – Editor-in-Chief, Chief Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 6507545681, ResearcherID: I-3062-2015, ORCID 0000-0002-2807-201X (Sevastopol, Russia)
- Vitaly I. Ryabushko** – Deputy Editor-in-Chief, Chief Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Dr.Sci. (Biol.), ResearcherID: H-4163-2014, ORCID ID: 0000-0001-5052-2024 (Sevastopol, Russia)
- Elena E. Sovga** – Deputy Editor-in-Chief, Leading Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 7801406819, ResearcherID: A-9774-2018 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir V. Fomin** – Deputy Editor-in-Chief, Chief Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: H-8185-2015, ORCID ID: 0000-0002-9070-4460 (Sevastopol, Russia)
- Tatyana V. Khmara** – Executive Editor, Junior Research Associate of FSBSI FRC MHI, Scopus ID: 6506060413, ResearcherID: C-2358-2016 (Sevastopol, Russia)
- Sergey V. Berdnikov** – Chairman of FSBSI FRC Southern Scientific Centre of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-3095-5532 (Rostov-on-Don, Russia)
- Valery G. Bondur** – Director of FSBSI Institute for Scientific Research of Aerospace Monitoring “AEROCOSMOS”, vice-president of RAS, academician of RAS, Dr.Sci. (Tech.), ORCID ID: 0000-0002-2049-6176 (Moscow, Russia)
- Temir A. Britayev** – Chief Research Associate of IEE RAS, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0003-4707-3496, ResearcherID: D-6202-2014, Scopus Author ID: 6603206198 (Moscow, Russia)
- Elena F. Vasechkina** – Deputy Director of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), ResearcherID: P-2178-2017 (Sevastopol, Russia)
- Isaac Gertman** – Head of Department of Israel Oceanographic and Limnological Research Institute, Head of Israel Marine Data Center, Ph.D. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-6953-6722 (Haifa, Israel)
- Sergey G. Demyshev** – Chief Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID C-1729-2016, ORCID ID: 0000-0002-5405-2282 (Sevastopol, Russia)
- Nikolay A. Diansky** – Chief Research Associate of Lomonosov Moscow State University, associate professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: R-8307-2018, ORCID ID: 0000-0002-6785-1956 (Moscow, Russia)
- Vladimir A. Dulov** – Chief Research Associate of FSBSI FRC MHI, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: F-8868-2014, ORCID ID: 0000-0002-0038-7255 (Sevastopol, Russia)
- Victor N. Egorov** – Scientific Supervisor of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, academician of RAS, professor, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0002-4233-3212 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir V. Efimov** – Chief Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: P-2063-2017 (Sevastopol, Russia)
- Vladimir B. Zalesny** – Leading Research Associate of FSBSI Institute of Numerical Mathematics of RAS, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0003-3829-3374 (Moscow, Russia)
- Andrey G. Zatsepin** – Chief Research Associate, Head of Laboratory of P.P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Moscow, Russia)
- Sergey K. Kononov** – Director of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Sevastopol, Russia)
- Gennady K. Korotaev** – Chief Research Associate, Scientific Supervisor of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: K-3408-2017 (Sevastopol, Russia)
- Arseniy A. Kubryakov** – Leading Research Associate, Deputy Director of FSBSI FRC MHI, Ph.D. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0003-3561-5913 (Sevastopol, Russia)
- Alexander S. Kuznetsov** – Leading Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Ph.D. (Tech.), ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Sevastopol, Russia)
- Michael E. Lee** – Chief Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), professor, ORCID ID: 0000-0002-2292-1877 (Sevastopol, Russia)
- Pavel R. Makarevich** – Chief Research Associate of MMBI KSC RAS, Dr.Sci. (Biol.), ORCID ID: 0000-0002-7581-862X, ResearcherID: F-8521-2016, Scopus Author ID: 6603137602 (Murmansk, Russia)
- Ludmila V. Malakhova** – Leading Research Associate of A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Ph.D. (Biol.), ResearcherID: E-9401-2016, ORCID: 0000-0001-8810-7264 (Sevastopol, Russia)
- Gennady G. Matishov** – Deputy Academician – Secretary of Earth Sciences Department of RAS, Head of Section of Oceanology, Physics of Atmosphere and Geography, Scientific Supervisor of FSBSI FRC Southern Scientific Centre of RAS, Scientific Supervisor of FSBSI Murmansk Marine Biological Institute KSC of RAS, academician of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), professor, ORCID ID: 0000-0003-4430-5220 (Rostov-on-Don, Russia)
- Ekaterina A. Pozachenyuk** – Head of Department in Tavrida Academy of V. I. Vernadsky Crimean Federal University, professor, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-4837-1009 (Simferopol, Russia)
- Alexander V. Prazukin** – Leading Research Associate of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Dr.Sci. (Biol.), ResearcherID: H-2051-2016, ORCID ID: 0000-0001-9766-6041 (Sevastopol, Russia)
- Dimitar I. Trukhchev** – Institute of Metal Science, equipment, and technologies “Academician A. Balevski” with Center for Hydro- and Aerodynamics at the Bulgarian Academy of Sciences, Dr.Sci. (Phys.-Math.), professor (Varna, Bulgaria)
- Naum B. Shapiro** – Leading Research Associate of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: A-8585-2017 (Sevastopol, Russia)

СОДЕРЖАНИЕ

№ 3. 2026

Июль – Сентябрь, 2026

<i>Позаченюк Е. А.</i> Геоморфологические ресурсы развития туристско-рекреационного комплекса Приазовья	6
<i>Мельников В. В.</i> Роль маргинального биофильтра и климата в экосистемных изменениях Черного моря	21
<i>Лемешко Е. М., Цыганова М. В., Лемешко Е. Е.</i> Сезонная изменчивость содержания CO ₂ в поверхностном слое вод Черного моря и интенсивности обмена с атмосферой по данным биогеохимического реанализа	38
<i>Рубакина В. А., Кубряков А. А., Гайский П. В.</i> Суточный ход температуры вод Черного моря в районе Южного берега Крыма по данным высокочастотных измерений термопрофилемера.....	56
<i>Гуров К. И., Вареник А. В., Мыслина М. А.</i> Содержание биогенных элементов в поровых водах поверхностного слоя донных отложений Севастопольской бухты.....	76
<i>Петрова Ю. А., Мильчакова Н. А., Гаврилова Ю. А.</i> Межгодовые изменения гидрохимических показателей реки Черной с 2019 по 2024 год (Севастополь, Юго-Западный Крым).....	93
<i>Миронова Н. В., Панкеева Т. В.</i> Распределение макрофитобентоса в ландшафтах памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч»	110
<i>Руднева И. И., Шайда В. Г., Медянкина М. В.</i> Оценка токсичности двух видов буровых растворов для раннего развития русского осетра <i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	125
<i>Фролкин Г. В., Заринова К. М., Тихонова Е. А., Бурдиян Н. В., Дорошенко Ю. В., Селиванова К. А.</i> Особенности распределения основных групп бактерий – деструкторов органического вещества в различных геохимических условиях донных отложений прибрежных акваторий южной части полуострова Камчатка.....	139

CONTENTS

№ 3. 2026

July – September, 2026

<i>Pozachenyuk E. A.</i> Geomorphological Resources for the Development of the Tourist and Recreational Complex in the Azov Region	6
<i>Melnikov V. V.</i> The Role of the Marginal Filter and Climate in Changing the Black Sea Ecosystem	21
<i>Lemeshko E. M., Tsyganova M. V., Lemeshko E. E.</i> Seasonal Variability of CO ₂ Content in the Surface Layer of the Black Sea Waters and the Intensity of Exchange with the Atmosphere According to Biogeochemical Reanalysis Data.....	38
<i>Rubakina V. A., Kubryakov A. A., Gaisky P. V.</i> Diurnal Cycle of the Black Sea Waters Temperature in the Area of the Southern Coast of Crimea Based on High-Frequency Measurements of the Thermoprofilemeter.....	56
<i>Gurov K. I., Varenik A. V., Myslina M. A.</i> Concentrations of Nutrients in the Pore Waters of the Sevastopol Bay Bottom Sediments	76
<i>Petrova J. A., Milchakova N. A., Gavrilova J. A.</i> Interannual Changes in the Hydrochemical Parameters of the Chernaya River from 2019 to 2024 (Sevastopol, Southwestern Crimea).....	93
<i>Mironova N. V., Pankeeva T. V.</i> Distribution of Macrophytobenthos in the Landscapes of the Natural Monument “Coastal Aquatic Complex at Cape Sarych”.....	110
<i>Rudneva I. I., Shayda V. G., Medyankina M. V.</i> Assessment of Toxicity of Two Drilling Fluids on the Early Development of Russian Sturgeon <i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	125
<i>Frolkin G. V., Zaripova K. M., Tikhonova E. A., Burdiyan N. V., Doroshenko Yu. V., Selivanova K. A.</i> Organic Matter–Destructing Bacteria in Bottom Sediments of the Southern Kamchatka: Distribution Patterns under Variable Geochemical Conditions	139

Геоморфологические ресурсы развития туристско-рекреационного комплекса Приазовья

Е. А. Позаченюк

ФГАОУ ВО «Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского»,
Симферополь, Россия
e-mail: pozachenyuk@gmail.com

Аннотация

Интеграция новых регионов Приазовья в единое туристское пространство Российской Федерации требует актуализации информации об их туристско-рекреационном потенциале, важнейшей составляющей которого являются геоморфологические ресурсы. Цель работы – типизация геоморфологических ресурсов побережья Азовского моря и оценка степени их благоприятности для рекреации. Исследование базируется на материалах комплексной экспедиции Русского географического общества (лето 2024 г.), включающих данные дешифрирования космических снимков, маршрутных наблюдений и результаты полевых исследований более 430 ключевых участков, а также ГИС-анализ. Впервые для всего побережья выделено и охарактеризовано 84 геоморфологических участка. Типизация проведена по генезису, морфологии, литологии и динамике берегов. Установлено, что наиболее ценными рекреационными ресурсами являются аккумулятивные косы, бухтово-рифовые комплексы, дельта Дона, грязевые вулканы Тамани. Высокую степень благоприятности имеют 26 участков (31 %), среднюю – 22 (26 %), низкую – 23 (27 %), очень низкую – 13 (16 %). Главные лимитирующие факторы – интенсивная абразия (до 8 м/год), высота клифов, оползневые процессы, эвстатическое повышение уровня моря, вызывающее заболачивание пляжей, подтопление и безводность. Результаты свидетельствуют о необходимости перехода от массового пляжного отдыха к адаптивным формам туризма (экологический, спортивный, лечебно-оздоровительный) и обязательной инженерной подготовке осваиваемых территорий. Материалы могут быть использованы для обоснования стратегий развития туризма и региональных мастер-планов Приазовья.

Ключевые слова: Россия, побережье Азовского моря, геоморфологические ресурсы, оценка ресурсов, рекреация, туризм

Благодарности: работа выполнена в рамках договора № 26/06/2024 при финансовой поддержке Всероссийской общественной организации «Русское географическое общество».

Для цитирования: Позаченюк Е. А. Геоморфологические ресурсы развития туристско-рекреационного комплекса Приазовья // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 6–20. EDN TJXYLC.

© Позаченюк Е. А., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Geomorphological Resources for the Development of the Tourist and Recreational Complex in the Azov Region

E. A. Pozachenyuk

*V.I. Vernadsky Crimean Federal University, Simferopol, Russia
e-mail: pozachenyuk@gmail.com*

Abstract

The integration of the new Azov region territories into the unified tourism space of the Russian Federation requires updating information about their tourist and recreational potential, the most important component of which is geomorphological resources. The paper aims to typify the geomorphological resources of the Azov Sea coast and assess their favourability for recreation. The study is based on the materials of a comprehensive expedition of the Russian Geographical Society (summer 2024), including remote sensing data interpretation, field observations and study of more than 430 key sites, as well as GIS analysis. For the first time, 84 geomorphological sites have been identified and characterized for the entire coast. The typification was carried out according to genesis, morphology, lithology and coastal dynamics. It has been established that the most valuable recreational resources are accumulative spits, bay-reef complexes, the Don River delta and mud volcanoes of Taman. Twenty-six sites (31%) have a high degree of favourability, 22 sites (26%) have a medium one, 23 sites (27%) have a low one and 13 sites (16%) have a very low one. The main limiting factors are intense abrasion (up to 8 m/year), cliff height, landslide processes, eustatic sea level rise causing beach waterlogging, flooding and water scarcity. The results indicate the need to shift from mass beach recreation to adaptive forms of tourism (ecological, sports, health-improving) and mandatory engineering preparation of the developed areas. The materials can be used to substantiate tourism development strategies and regional master plans for the Azov region.

Keywords: Russia, Azov Sea coast, geomorphological resources, resource assessment, recreation, tourism

Acknowledgments: The work was carried out under contract No. 26/06/2024 with the financial support of the All-Russian public organization Russian Geographical Society.

For citation: Pozachenyuk, E.A., 2026. Geomorphological Resources for the Development of the Tourist and Recreational Complex in the Azov Region. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 6–20.

Введение

Присоединение новых регионов Приазовья к Российской Федерации дало значимый импульс изучению прибрежной части моря как целостной системы. Актуальность этих исследований сегодня обусловлена государственным запросом на разработку стратегии развития акватории Азовского бассейна и приазовского побережья. Одной из важных задач в сфере туризма является интегрирование новых регионов в единое туристское пространство на основе актуализации информации об их туристско-рекреационных потенциалах. Геоморфологические условия и ресурсы побережья Азовского моря являются важнейшей составляющей развития туризма и рекреации в данном макрорегионе.

Именно рельеф определяет аттрактивность ландшафтов, возможности для пляжного, познавательного, спортивного и лечебно-оздоровительного отдыха, а также лимитирует хозяйственное освоение территории.

Общие вопросы геоморфологии и динамики берегов Азовского моря рассмотрены в работах, посвященных характеристике побережья и типам берегов, а также в материалах атласов и других исследованиях ¹⁾⁻⁶⁾.

Региональные исследования береговой зоны проводились в Крыму ⁷⁾ [1, 2], Ростовской области ⁵⁾ [3, 4] и Краснодарском крае ⁸⁾ [4, 5]. Значительный вклад в изучение абразионных процессов и осадконакопления внесли Ю. В. Артюхин и В. А. Мамыкина ⁶⁾.

Рекреационно-географическое изучение побережья началось с 1960-х гг. в рамках проектов районной планировки (Гипроград). В этот период были оценены перспективы организации лечения и кратковременной рекреации ⁹⁾, а также физико-географические условия рекреационной деятельности [6]. Комплексное описание Азовского рекреационного района как района «пионерного» типа представлено в монографии Института географии АН СССР ¹⁰⁾, где отмечается его роль «резервного» района для организации отдыха промышленных районов Донбасса и Приднепровья. Диссертационные работы Н. М. Сажневой ¹¹⁾ и Д. С. Веселова ¹²⁾ конкретизировали территориальную организацию и проблемы отдельных участков (Западное Приазовье, Темрюкский район). Инженерно-технические аспекты подготовки территории, в том числе берегоукрепительные мероприятия, рассматривались в работах В. Б. Беляева ⁸⁾. В постсоветский период появились работы по сравнительному анализу по-

¹⁾ Чекунов А. В. Структура земной коры и тектоника юга Европейской части СССР. Киев : Наукова думка, 1972. 176 с.

²⁾ Чекунов А. В., Веселов А. А., Гилькман А. И. Геологическое строение и история развития Причерноморского прогиба. Киев : Наукова думка, 1976. 160 с.

³⁾ Океанографічний атлас Чорного та Азовського морів. Київ : Держгідрографія, 2009. 356 с.

⁴⁾ Мамыкина В. А., Хрусталева Ю. П. Береговая зона Азовского моря. Ростов-на-Дону : Изд-во РГУ, 1980. 176 с.

⁵⁾ Экологический атлас Азовского моря. Ростов-на-Дону : Изд-во ЮНЦ РАН, 2011. 328 с.

⁶⁾ Артюхин Ю. В., Мамыкина В. А. Межгодовая изменчивость поступления абразионного материала в береговую зону Азовского моря и его роль в прибрежном осадконакоплении // Береговая зона моря. Москва : Наука, 1981. С. 67–72.

⁷⁾ Фондовые материалы. Схема инженерной защиты Азовского побережья Украины. Ялта : ООО Центр научно-технических услуг «Инжзащита», 1994. 120 с.

⁸⁾ Беляев В. Б. Решение вопросов инженерной подготовки территории в районной планировке Азовского побережья Краснодарского края // Вопросы районной планировки и расселения. Киев : Будівельник, 1973. С. 45–58.

⁹⁾ Рыбалов Л. Г. Архитектурно-планировочная организация курортной местности побережья Азовского моря // Проектирование курортов и зон отдыха. Киев : Будівельник, 1969. С. 123–135.

¹⁰⁾ География рекреационных систем СССР. Москва : Наука, 1980. 219 с.

¹¹⁾ Сажнева Н. М. Территориальная организация приморских рекреационных систем оазисного типа освоения (на примере Западного Приазовья) : дис. ... канд. геогр. наук. Ленинград, 1988. 210 с. EDN ZJZETH.

¹²⁾ Веселов Д. С. Рекреационный потенциал Темрюкского района Краснодарского края: проблемы и перспективы освоения : дис. ... канд. геогр. наук. Краснодар, 2007. 168 с. EDN NOQVJB.

бережий Черного и Азовского морей [7], оценке туристско-рекреационного потенциала Российского Приазовья¹³⁾ и концептуальным моделям развития для крымского Приазовья [8].

Анализ научно-методических материалов показывает, что Приазовье до недавнего времени не рассматривалось как единый объект стратегического планирования в сфере туризма. Большинство публикаций носит компилятивный характер либо ограничено административными границами старых регионов. Комплексные экспедиционные исследования, охватывающие все побережье Азовского моря в новых границах РФ, включая полевую оценку геоморфологических ресурсов для развития туристско-рекреационной деятельности, до настоящего времени не проводились.

Цель статьи – на основе данных комплексной экспедиции типизировать геоморфологические ресурсы побережья Азовского моря и оценить степень их благоприятности для рекреационных целей.

Исходные материалы и методы исследования

Источником первичной информации послужили материалы, полученные в ходе полевого этапа комплексной исследовательской экспедиции по побережью Азовского моря (лето 2024 г.), организованной при поддержке Русского географического общества.

Концептуально-методологическая база исследований включала дешифрирование космических снимков высокого разрешения (программа *SAS.Планета*, карта «*Bing* Спутник»), маршрутные наблюдения с описанием геоморфологических условий и фотофиксацией, обработку данных и картографирование в ГИС (*QGIS* 3.16.16).

Типизацию ресурсов рельефа (геоморфологических) в целях развития рекреации и туризма проводили по критериям, обеспечивающим относительную однородность выделяемых участков, таким как генезис, геологическое строение, геоморфологические условия (преобладающий рельеф), высота коренного берега, эрозионная расчлененность, глубина вертикального расчленения, развитие негативных процессов, наличие особенных (аттрактивных) геоморфологических объектов. Определяли факторы, ограничивающие развитие рекреации. В результате анализа выделено 84 геоморфологических участка побережья Азовского моря. Полная характеристика геоморфологических участков приведена в таблице¹⁴⁾.

На основе синтеза полевых данных и литературных материалов для каждого геоморфологического участка^{1)–8), 15)} [1–5, 9] определяли степень благоприятности его использования в рекреации по четырехбалльной шкале: 1 – высокая степень, 2 – средняя, 3 – низкая, 4 – очень низкая.

¹³⁾ Кушнир К. В. Территориальные особенности туристско-рекреационного потенциала Российского Приазовья : дис. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 2022. 180 с. EDN EJYUFB.

¹⁴⁾ Дополнительные материалы доступны в электронном виде на сайте по адресу: https://ecological-safety.ru/static/assets/files/2026/03/geomorf_resursy.pdf

¹⁵⁾ Шнюков Е. Ф., Соболевский Ю. В., Гнатенко Г. И., Науменко П. И. и др. Грязевые вулканы Керченско-Таманской области. Киев : Наукова думка, 1986. 152 с.

Результаты и обсуждение

Геоморфологическое строение побережья Азовского моря неоднородно и определяется геоструктурным положением в пределах Причерноморской впадины, зоны сочленения Восточно-Европейской платформы со Скифской плитой и Индоло-Кубанского прогиба^{1), 2)}. Берега сложены преимущественно рыхлыми породами (лёссовидные суглинки, неогеновые глины, пески, ракуша), что обуславливает их низкую устойчивость к абразии. Высота коренных берегов варьирует от 1–2 до 60–70 м (Таманский п-ов, м. Казантип). Прибрежный шельф (до изобаты 10 м) характеризуется развитием аккумулятивных форм: кос, пересыпей, баров, лиманов⁴⁾. Как отмечают В. Ю. Артюхин и В. А. Мамыкина⁶⁾, абразионный материал играет важную роль в осадконакоплении в береговой зоне.

В результате проведенного анализа 84 геоморфологических участка были сгруппированы по региональному признаку (рис. 1, дополнительные материалы¹⁷⁾ на сайте) и оценены по степени благоприятности использования в рекреационных целях (рис. 2). Ниже приводится характеристика регионов с указанием номеров участков согласно таблице¹⁴⁾.

Азовское побережье Республики Крым относится к Индоло-Кубанскому прогибу краевой части диапировых поднятий и характеризуется погружением шельфовой зоны Азовского моря со скоростью 2 мм/год. Арабатская Стрелка относится к Сивашской депрессии (окраина Скифской платформы). Рельеф к северо-востоку от Парпачского гребня представлен холмисто-грядовой равниной с чередующимися небольшими поднятиями эллипсоидальной вытянутой формы с понижениями. На побережье выделено 10 геоморфологических участков. Четыре из них получили высокую оценку степени благоприятности использования в рекреации (участки 5, 7, 9, 10). Участок 5 (Чокракский) представляет собой котловину с озером, окруженным возвышенностями до 100 м, и обладает ценными лечебными грязями (рис. 3). Казантипский участок (7) отличается бухтовым рельефом с мысанными мысами высотой до 106 м. Среднюю оценку имеют участки 1, 2, 4, 6, 8. Низкую оценку получил Жуковско-Юркинский участок (3), где активно проявляются оползневые процессы⁷⁾ [1, 2]. Ограничивающими факторами развития рекреации являются негативные процессы (абразионно-оползневой, абразионно-обвальный); высота и крутизна береговых склонов, ограниченная доступность пляжей; недостаточность водных ресурсов в пределах Арабатской Стрелки.

Причерноморская низменность, в пределах которой расположена Херсонская область, характеризуется однообразными аккумулятивными формами рельефа. Плоская поверхность лёссовидной равнины слабо наклонена к морю, отличается небольшими высотами от 1–5 до 20 м, слабой расчлененностью рельефа и овражно-балочной сетью. Здесь находятся малые реки, не имеющие постоянного стока. Побережье Херсонской области (см. рис. 1) включает три крупных геоморфологических участка (11–13) и характеризуется чередованием участков абразии и аккумуляции с образованием кос азовского типа. По степени благоприятности геоморфологических условий для развития рекреации (см. рис. 2) выделяется два участка с высокой степенью благоприятности: север Арабатской Стрелки (11) и коса Бирючий Остров (13) – и один участок, Генический (12), со средней.



Рис. 1. Геоморфологические ресурсы побережья Азовского моря для развития рекреации

Fig. 1. Geomorphological resources of the Azov Sea coast for recreation development

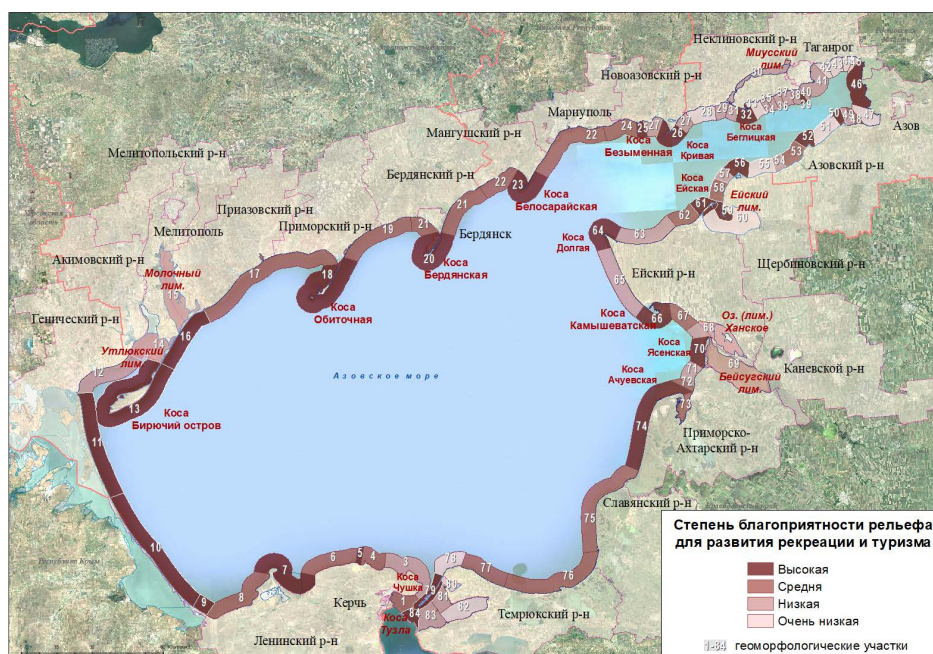


Рис. 2. Степень благоприятности геоморфологических ресурсов побережья Азовского моря для рекреационных целей

Fig. 2. The degree of geomorphological resources favourability of the Azov Sea coast for recreational purposes



Рис. 3. Соленое озеро Чокрак (участок 5)

Fig. 3. Chokrak Salt Lake (site 5)

Берега Арабатской Стрелки, омываемые водами Сиваша, представлены низкими участками с очень узкими пляжами или бенчами, местами заболоченные; на отдельных участках они обрывистые эрозионно-обвальные с овражным расчленением, например Генический Кут (рис. 4). Со стороны Азовского моря берега – аккумулятивно-абразионные. Высокую оценку получили северная часть Арабатской Стрелки (11) и коса Бирючий Остров (13). Арабатская Стрелка на этом отрезке сложена морскими песками с ракушей, высота пересыпи 1–5 м, ширина пляжей достигает 40–60 м. Коса Бирючий Остров (13) – аккумулятивное тело высотой 1–1.5 м с ракушечно-песчаными пляжами. Генический участок (12) характеризуется абразионно-обвальными клифами высотой до 20 м, сложенными лёссовидными суглинками и глинами. Берегоукрепительные сооружения на участке разрушены, что снижает его потенциал до средней степени благоприятности. Ограничивающими факторами развития рекреации в пределах побережья Херсонской области являются интенсивная абразия побережья Азовского моря (побережье г. Геническа – максимальная абразия 4.5 м/год, в среднем 1.1 м/год; восточнее – от 1.5 до 3 м/год) и формирование абразионно-обвальных берегов, а также эрозионные процессы на некоторых участках западного побережья Арабатской Стрелки.

Побережье Азовского моря в пределах Запорожской области относится к северному побережью открытого моря и омывается водами Утлюкского, Молочного, Обиточного лиманов и Бердянского залива. Северное побережье расположено в пределах Украинского щита и большей частью представляет собой прибрежную аккумулятивно-эрозионную низменность, расчлененную долинами рек, в устьях которых сформировались пляжи. Береговые обрывы сложены лёссовидными суглинками и скифскими глинами; косы – морскими песками и ракушей. Восточное побережье области от Бердянской косы до административной границы с Донецкой областью омывается водами Азовского моря.



Р и с. 4. Обрывистые эрозионно-обвальные берега Сивашского побережья Арабатской Стрелки (Генический Кут)

Fig. 4. Steep erosion-landslide shores of the Syvash coast of the Arabat Spit (Henichesk Kut)

Как видно из рис. 1 и таблицы ¹⁴⁾, в пределах побережья Запорожской области выделено восемь геоморфологических участков побережья, для которых характерно чередование высоких береговых склонов (участки 17, 19, 21), кос (участки 16, 18, 20) и речных долин. Береговые склоны имеют абсолютную высоту 13–30 м, снижающуюся к долинам рек и косам до 3–6 м. Северо-западное побережье Утлюкского лимана отличается невысокими склонами 4–6 м, а на юго-востоке от устья р. Большой Утлюк к юго-западу отдельные участки склонов имеют высоту 12 м.

В Запорожской области из восьми участков побережья Азовского моря три имеют высокую степень благоприятности геоморфологических условий для рекреации, три – среднюю и два – низкую. Высокую степень имеют аккумулятивные косы: Федотова (16), Обиточная (18), Бердянская (20) (см. рис. 2). Их восточные берега, обращенные к открытому морю, обладают развитыми пляжами из кварцевого песка и ракуши шириной до 60 м. На западных берегах этих кос (обращенных к лиманам) пляжи преимущественно отсутствуют, побережье заболочено и заросло тростником (рис. 5). Коренные берега (участки 17, 19, 21) представляют собой абразионно-оползневые и абразионно-обвальные клифы высотой 13–30 м, сложенные лёссовидными суглинками и скифскими глинами, что определяет их среднюю степень пригодности к рекреации (рис. 6).

Ограничивающие факторы развития рекреации в пределах побережья Запорожской области – абразионно-обвальный, абразионно-оползневой, заболачивание и подтопление западных берегов Бердянской и Обиточной кос, а также берегов Утлюкского и Молочного лиманов. Ранее проведенные инженерно-геологические изыскания ⁷⁾ подтверждают высокую динамичность этих берегов.



Р и с . 5 . Федотова коса: *a* – западный берег (Утлюковский лиман); *b* – восточный берег (Азовское море)

Fig. 5. The Fedotova Spit: *a* – the western shore (Utlyuksky Estuary); *b* – the eastern shore (the Sea of Azov)

В геоморфологическом отношении побережье Донецкой Народной Республики (ДНР) относится к прибрежным аккумулятивно-эрозионным низменным равнинам – окраине Скифской платформы. На наиболее приподнятых участках берега, расположенных в зоне Ждановского горста, в основании берегового обрыва обнажаются неогеновые отложения: среднесарматские известняки и куяльнинские пески. Высота коренного берега от границы с Ростовской областью на юго-запад постепенно повышается от 8–10 до 20 м (у Новоазовска) и до 40–60 м между х. Безымянным – с. Широкино, и в районе Мариуполя (дополнительные материалы на сайте). Абразионные участки берега чередуются с аккумулятивными участками разных размеров и форм: от крупных кос до узких пересыпей в приустьевых участках речных долин и балок.



Р и с . 6 . Крутой клиф у с. Степановка (участок 17), Обиточный залив

Fig. 6. A steep cliff near the village of Stepanovka (site 17), Obytochny Bay

На участках, где высота береговых обрывов выше 20 м (с. Юрьевка, с. Широкино, х. Безымянный, Мариуполь – с. Мелекино), абразионный тип берега переходит в абразионно-оползневой. Оползни блоковые, фронтального типа с многоступенчатой поверхностью оползневых террас. Ширина террас колеблется от 30–40 до 100–120 м, как, например, в районе м. Змеиного (рис. 7). В пределах Мариуполя и восточнее рельеф коренного берега осложнен древне-оползневыми формами и мелкими антропогенными оползневыми очагами.

Побережье ДНР включает шесть участков (22–27). Косы Белосарайская (23), Безыменная (25) и Кривая (26) оценены как высокоблагоприятные для рекреации. Они сложены кварцевым песком с ракушкой, имеют асимметричные берега: восточные – с развитыми пляжами, западные – заболоченные. Участки коренных берегов (22, 24, 27) характеризуются высокими (до 65 м) абразионно-оползневыми клифами (например, в пределах Белосарайского грабена и Ждановского горста) и получили среднюю и низкую оценку. Очень низкую оценку имеет Новоазовский участок (27) с развитыми оползнями и обвалами. Данные «Схемы инженерной защиты»⁷⁾, а также наши наблюдения указывают на необходимость берегоукрепления на урбанизированных участках данного региона.

Территория Ростовской области расположена в пределах южной части Восточно-Европейской равнины. Побережье Азовского моря представлено здесь приморскими низменными аккумулятивно-эрозионными равнинами, сложенными четвертичными лёссовидными суглинками, скифскими глинами; встречаются прослойки песка, известняка и песчаников. Низменные равнины берегов – это гидроморфные равнины, часто не дренируемые и подтопляемые. Прибрежные равнины расчленены аллювиальной и овражно-балочной сетью. Побережье области занимает большую часть Таганрогского залива и весь Миусский лиман. Все восточное побережье Таганрогского залива сформировано дельтой р. Дон. Вглубь залива в пределах данной территории вдаются косы: Беглицкая, Петрушина, Павлово-Очаковская, Чумбур-Коса.



Р и с . 7. Оползневое побережье у м. Змеиного (участок 22), Белосарайский залив
F i g . 7. Landslide coast near Zmiinyi Cape (site 22), Bilosarayska Bay

В пределах побережья области выделено 26 геоморфологических участков (28–53), 8 из которых имеют очень низкую степень благоприятности геоморфологических условий (см. рис. 2), 12 – низкую, 2 – среднюю и 5 – высокую. При этом преобладают участки с низкой (44 %) и очень низкой (30 %) степенью благоприятности. Это связано с широким развитием активных абразионно-оползневых и абразионно-осыпных клифов высотой от 5–10 до 35–45 м (участки 28, 29, 31, 33–38, 40, 42–45, 47, 48, 50–53), мелководностью Таганрогского залива, узостью и бедностью пляжей. В большинстве случаев участки с низкой и очень низкой оценкой имеют узкие или фрагментарные пляжи, сложенные песчано-глинистым материалом с включением полукатанных обломков из пород известняка и песчаника, например Весело-Вознесенский участок (рис. 8). Очень низкую оценку также получили участки с заболачиванием и подтоплением береговой зоны, с отмершими клифами и ранее широкими пляжами, например Золотокосовский участок (33).

Высокую оценку получили аккумулятивные косы – наволоки Беглицкая (32), Петрушина (39), Павлово-Очаковская (50), Чумбур-коса (52) и уникальная дельта Дона (участок 46). Дельта сложена песками, супесями, суглинками и глинами, характеризуется многочисленными гирлами, островами и кутами, обладает высоким эстетическим и рекреационным потенциалом, хотя и подвержена нагонным наводнениям [3, 4, 9].

Тем не менее, несмотря на высокую степень благоприятности кос для использования в рекреационных целях, они отличаются асимметричностью структуры берегов и развитием негативных процессов. Например, северо-западные берега Павлово-Очаковской косы и западные берега Чумбур-Косы более интенсивно абрадируются (рис. 9). Здесь господствуют более сильные ветры, и акватории благоприятны для развития виндсерфинга и кайтсерфинга.



Рис. 8. Абразионно-осыпные активные клифы в районе устья р. Мокрый Еланчик (участок 28 – Весело-Вознесенский)

Fig. 8. Abrasion-talus active cliffs in the area of the mouth of the Mokryi Elanchik River (site 28 – Veselo-Voznesensky)



a



b

Р и с . 9 . Чумбур-коса: *a* – абрадируемое западное побережье; *b* – восточное побережье, песчано-ракушечный пляж (участок 52)

Fig. 9. Chumbur Spit: *a* – abraded western coast; *b* – eastern coast – sand-and-shell beach (site 52)

Побережье Азовского моря Краснодарского края большей частью расположено в пределах волнисто-всхолмленной Приазовско-Кубанской равнины. В прибрежной полосе от Темрюка до Приморско-Ахтарска она представляет собой низменную гидроморфную равнину, простирающуюся вглубь суши до 25 км с отметками поверхности менее 2 м. Юго-восточная часть края находится в пределах Таманского п-ова, где чередуются невысокие холмистые гряды субширотной ориентации и плоские межгрядовые понижения. К этой части относятся грязевые вулканы.

Побережье края включает 30 участков (55–84). Высокую оценку получили 9 участков, преимущественно косы «изгиба» – Ейская (61), Камышеватская (66), Ачуевская (74), Долгая (64), Ясенская (70), Чушка (79) – и прилегающие к ним территории с широкими пляжами, например Глафиоровская коса (59). Косы сложены ракушей, детритом, кварцевым песком. Западный берег Камышеватской и восточный берег Долгой кос подвергаются интенсивной абразии,



Р и с . 10 . Высокие абразионно-оползневые береговые склоны с узкими пляжами в районе м. Каменного и п. Приазовского (участок 78)

Fig. 10. High abrasion-landslide coastal slopes with narrow beaches in the area of Cape Kamenny and the village of Priazovsky (site 78)

что требует берегоукрепления. Низкая и очень низкая степень благоприятности (40 % территории) свойственна высоким участкам с абразионно-оползневыми клифами, таким как Приазовско-Каменный (78) с высотой обрывов до 60–70 м, а также побережьям лиманов Ейский лиман (60), Бейсугский лиман (69), где отмечено заболачивание и подтопление. Например, клиф в районе м. Каменного, п. Приазовского достигает 70 м в высоту (рис. 10). Активное развитие оползневых и эрозионных процессов почти достигает границ п. Приазовского и угрожает разрушением Храму Святой Живоначальной Троицы. Из-за высоты береговых обрывов противооползневые мероприятия трудно реализуемы. Использование данной территории в рекреационных целях крайне проблематично. Ряд авторов подробно рассматривали эти процессы для данного региона⁵⁾ [4, 5]. На участке 76 (Темрюкский) отмечен размыв берега до 7 м/год в районе Ново-Курчанского гирла (дельта р. Кубани). Уникальные бальнеологические ресурсы Тамани – грязевые вулканы – детально описаны в работе¹⁵⁾.

Заключение

Впервые на основе единой методики проведена типизация и оценка геоморфологических ресурсов всего побережья Азовского моря. Выделено 84 геоморфологических участка, различающихся по генезису, морфологии, литологии и динамике берегов. Установлено, что геоморфологические ресурсы региона представлены преимущественно прибрежными аккумулятивно-эрозионными и гидроморфными недренируемыми низменностями, косами, прибрежными эрозионно-грядово-холмистыми равнинами с бухтами, а также бухтовыми комплексами с рифовыми мысчатыми мысами.

По сводным результатам оценки 84 участков по степени благоприятности геоморфологических ресурсов для рекреации установлено, что 26 участков (31 %) обладают высокой степенью благоприятности, 22 (26 %) – средней, 23 (27 %) – низкой и 13 (16 %) – очень низкой. Таким образом, 57 % побережья имеет потенциал для развития туризма при условии учета природных ограничений.

К наиболее ценным геоморфологическим ресурсам относятся:

- косы всех типов – главные пляжные зоны: Арабатская Стрелка (9–11), Бердянская (20), Белосарайская (23), Долгая (64), Камышеватская (66) и др.;
- бухтовые и рифовые комплексы Керченского и Таманского п-овов: Казантип (7), Каралар (6) – объекты познавательного и экологического туризма;
- дельта Дона (46) – ресурс для водных видов туризма, рыбалки;
- грязевые вулканы Тамани (76, 77) и оз. Чокрак (5) – уникальные бальнеологические ресурсы.

Главные геоморфологические факторы, лимитирующие развитие традиционной пляжной рекреации:

1. Высота береговых склонов и слагающие их рыхлые породы способствуют активному развитию абразионно-оползневых, абразионно-обвальных и эрозионных процессов, причем абразия (средняя скорость около 1 м/год) на отдельных участках достигает 4–8 м/год (коса Долгая (64), Геническ (12), Темрюкский участок (76)), что приводит к потере пляжей и разрушению инфраструктуры.

2. Оползневые и обвальные процессы, развитые на высоких клифах (в Крыму участки 3, 4, 8; ДНР – 22, 24; Ростовской области – 28, 43–45, 51; Краснодарском крае – 55, 78), разрушают береговые склоны и делают их опасными для застройки.

3. Эвстатическое повышение уровня моря приводит к заболачиванию ранее широких пляжей (50–100 м) и их зарастанию тростником и камышом (Ейский лиман (60), Бейсугский лиман (69)), что практически исключает данные территории из купально-пляжной рекреации.

4. Подтопления, наводнения и нерегулируемая хозяйственная нагрузка сказываются на ценных аккумулятивных телах – косах.

5. Проблема недостатка пресной воды остро стоит на Арабатской Стрелке (участки 9–11) и ограничивает стационарную рекреацию.

По результатам осуществленных исследований предлагаются следующие рекомендации для рекреационного планирования:

- приоритетное развитие должны получить косы и пересыпи с высокой степенью благоприятности, но необходим мониторинг абразионных процессов и регламентированная рекреационная нагрузка;

- участки со средней степенью благоприятности предлагается использовать ограниченно: следует развивать малые рекреационные формы с учетом локальных рисков;

- участки с низкой и очень низкой степенью благоприятности необходимо законсервировать (сохранить их как природные объекты, возможен научный туризм).

Полученные результаты свидетельствуют о необходимости перехода от модели массового пляжного отдыха к развитию адаптивных, геоморфологически ориентированных видов туризма: экологического, познавательного, спортивного (винд- и кайтсерфинг на косах (участки 23, 32, 52)), лечебно-оздоровительного с использованием грязей озера Чокрак (5), лиманов (68, 69) и грязевых вулканов (участки 76, 77).

Для территорий интенсивного рекреационного использования обязательна инженерная подготовка (берегоукрепление, дренаж, водоснабжение и др.) и разработка схем защиты берегов. Перспективные исследования направлены на функциональное зонирование побережья с учетом динамики геоморфологических процессов и создание ГИС-мониторинга рекреационных ресурсов как основы устойчивого развития туризма в регионе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Современное состояние береговой зоны Крыма / под ред. Ю. Н. Горячкина. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2015. 252 с. EDN URTTZY.
2. Горячкин Ю. Н., Долотов В. В. Морские берега Крыма. Севастополь : ООО «Колорит», 2019. 256 с. EDN ARVKTY.
3. Опасные абразионные и оползневые процессы в береговой зоне Азовского моря и социально-экономические последствия их проявлений / под ред. С. В. Бердникова. Ростов-на-Дону : Изд-во ЮНЦ РАН, 2022. 288 с. EDN WQRSKR.
4. Подымов И. С., Подымова Т. М. Геоэкологическая оценка развития опасных природных процессов побережий Азовского и Черного морей в Таманском регионе // Научно-методический электронный журнал «Концепт». 2017. Т. 31, вып. 6. С. 1086–1090. EDN YPIVHT.

5. *Косьян Р. Д., Крыленко М. В.* Комплексная характеристика современного состояния берегов Азовского моря в пределах Краснодарского края // Экосистемные исследования Азовского, Черного и Каспийского морей и их побережий. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 2007. Т. 9. С. 50–68. EDN RUCNEN.
6. *Багрова Л. А., Подгородецкий П. Д.* Природные предпосылки рекреационного освоения Казантипского побережья в Крыму // Физическая география и геоморфология. 1979. Вып. 2. С. 45–51.
7. *Волкова Т. А., Беликов М. Ю.* Сравнительный анализ побережий Черного и Азовского морей как основных туристско-рекреационных зон Краснодарского края // Курортно-рекреационный комплекс в системе регионального развития: инновационные подходы. 2019. № 1. С. 78–83.
8. *Яковенко И. М., Страчкова Н. В.* Концептуальная модель развития приморских туристско-рекреационных систем Ленинского района Республики Крым // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2023. Т. 9, № 1. С. 105–120. EDN HTIEIM.
9. *Матишов Г. Г., Гаргона Ю. М., Бердников С. В., Дженюк С. Л.* Закономерности экосистемных процессов в Азовском море. Москва : Наука, 2006. 304 с. EDN RXMJYT.

Поступила 22.03.2026 г.; одобрена после рецензирования 27.04.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторе:

Позаченюк Екатерина Анатольевна, профессор, профессор кафедры физической географии и геоморфологии, ФГАОУ ВО «Крымский федеральный университет имени В.И. Вернадского» (295007, Россия, г. Симферополь, пр. Академика Вернадского, д. 4), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-4837-1009**, **ResearcherID: AAX-4733-2021**, **Scopus Author ID: 57021819500**, *pozachenyuk@gmail.com*

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Обзорная статья
УДК 551.465(262.5)
EDN: UHQGBZ

Роль маргинального биофильтра и климата в экосистемных изменениях Черного моря

В. В. Мельников

*ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия
e-mail: sevlin@ibss-ras.ru*

Аннотация

В статье представлен обзор современного состояния знаний о роли маргинального фильтра и климата в экосистемных изменениях Черного моря. Маргинальный фильтр (МФ) – ключевая буферная зона на границе река – море, где основная масса поступающего с суши терригенного материала осаждается и трансформируется. Концепция МФ разработана А. П. Лисицыным, показавшим, что пятиступенчатый фильтр в этой контактной зоне задерживает 93–95 % взвешенных частиц и около 40 % растворенных веществ. Настоящая работа – первый бассейновый синтез, в котором концепция Лисицына применяется не для локальных расчетов потоков, а как инструмент интерпретации каскада экосистемных коллапсов во всем море, дополняя локальные исследования черноморского МФ. Функционирование черноморского МФ как единой геоэкологической буферной системы остается слабо изученным: это море отличается обширным шельфом, мелким пикноклином и сероводородной зоной. Малый объем кислородных вод и зависимость от речного стока делают МФ критически важным для экосистемы. Автор выдвигает гипотезу, что уничтожение биологического блока МФ в 1960–1980-х гг. интенсивными донными тралениями, истребившими филофорное поле и бентосных фильтраторов, спровоцировало каскадную деградацию: катастрофу на шельфе (1950–1980-е гг.), в открытом море (1980–1988 гг.) и коллапс всей экосистемы (1988–2000 гг.). Однако сдвиг к новому состоянию (с 2000 г.) связан уже с климатом: потепление вызвало исчезновение холодного промежуточного слоя (2019 г.), в котором обитали бореальные реликты – ключевые таксоны кормового зоопланктона и промысловые рыбы. Дальнейшее потепление кардинально изменит экосистему Черного моря.

Ключевые слова: Черное море, маргинальный фильтр, деоксигенация, водные массы, экосистема

Благодарности: работа выполнена в рамках государственных заданий ФИЦ ИнБЮМ по теме 124030100137-6.

Для цитирования: Мельников В. В. Роль маргинального биофильтра и климата в экосистемных изменениях Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 21–37. EDN UHQGBZ

© Мельников В. В., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

The Role of the Marginal Filter and Climate in Changing the Black Sea Ecosystem

V. V. Melnikov

Institute of Biology of the South Seas of RAS, Sevastopol, Russia

e-mail: sevlin@ibss-ras.ru

Abstract

The paper presents a review of the current state of knowledge regarding the role of the marginal filter and climate in the ecosystem changes of the Black Sea. The marginal filter (MF) is a key buffer zone at the river–sea interface, where the bulk of terrigenous material delivered from land is deposited and transformed. The MF concept was developed by A.P. Lisitsyn, who demonstrated that the five-stage filter in this contact zone retains 93–95% of suspended particulate matter and about 40% of dissolved substances. The study is the first basin-wide synthesis in which the Lisitsyn concept is applied not for local flux calculations, but as an interpretive tool for understanding the cascade of ecosystem collapses across the entire sea, complementing existing local-scale studies of the Black Sea MF. The functioning of the Black Sea MF as an integrated geoecological buffer system remains poorly understood: this sea is distinguished by its extensive shelf, shallow pycnocline, and hydrogen sulphide zone. The limited volume of oxygenated waters, together with its dependence on river runoff, renders the MF critically important for the ecosystem. The author hypothesises that the destruction of the biological block of the MF in the 1960s–1980s by intensive bottom trawling, which eradicated the Phyllophora field and benthic filter-feeders, triggered a cascading degradation: a disaster on the shelf (1950s–1980s), a disaster in the open sea (1980–1988), and a collapse of the entire ecosystem (1988–2000). However, the shift to a novel state (>2000) is already linked to climate: warming caused the disappearance of the Cold Intermediate Layer (2019), which had harboured boreal relicts – key forage zooplankton taxa and commercial fish species. Further warming will fundamentally alter the Black Sea ecosystem.

Keywords: Black Sea, marginal filter, deoxygenation, water masses, ecosystem

Acknowledgements: The study was performed under state order on the IBSS RAS topic no. 124030100137-6.

For citation: Melnikov, V.V., 2026. The Role of the Marginal Filter and Climate in Changing the Black Sea Ecosystem. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 21–37.

Введение

Вопросам изучения контактной зоны река – море посвящено большое количество работ, среди которых следует упомянуть фундаментальные монографии Г. В. Лопатина ¹⁾, Н. В. Самойлова ²⁾, Г. И. Шамова ³⁾, Г. А. Максимовича ⁴⁾, А. И. Симонова ⁵⁾, О. А. Алекина ⁶⁾, М. И. Будыко и А. А. Соколова ⁷⁾, Н. М. Страхова ⁸⁾, Ю. П. Зайцева [1], В. В. Гордеева [2]. В монографии академика А. П. Лисицына «Осадкообразование в океанах» ⁹⁾ показано, что более $\frac{3}{4}$ всего осадочного материала поступает в океан с речным стоком. В монографии В. С. Савенко «Химический состав взвешенных наносов рек» [3] обобщены существующие материалы по геохимии твердого речного стока.

В работе «Маргинальный фильтр океанов» А. П. Лисицын [4] впервые сформулировал концепцию, согласно которой в зонах смешения речных и морских вод возникают естественные маргинальные фильтры (МФ), которые задерживают 90–95 % взвеси, 80 % загрязнений и других растворенных веществ, поступающих в море ¹⁰⁾ с речным стоком [2]. В потоке вод до МФ преобладают взвешенные вещества, а после него – растворенные. Очистка речных вод повсеместно пятиступенчатая [4]; две первые ступени – физическая и геохимическая – включают *гравитационное осаждение и коагуляцию* глинистого вещества – сильного сорбента. При прохождении третьей ступени очистки происходят *сорбция и десорбция* органических и неорганических соединений вследствие формирования новых мощных сорбентов из органического вещества и оксигидратов железа. Четвертая ступень – биофильтр, который обычно связан с переводом растворенных веществ во взвеси (клетки фитопланктона). На последней, пятой ступени очистки вод происходит механическая фильтрация всей взвеси зоопланктоном, который производит комки-пеллеты, выпадающие в донные осадки. Таким образом, МФ защищают морские воды от непосредственного воздействия антропогенных загрязнений, поступающих с речными водами.

В настоящее время наиболее детально описаны маргинальные фильтры арктических морей: Карского, Белого и Баренцева [4–7]. Исследованы особенности многолетних изменений МФ р. Волги [8]. Эти работы показали, что каждое море имеет свои особенности формирования осадочных материалов

¹⁾ Лопатин Г. В. Наносы рек СССР. Москва : Гос. изд-во геогр. лит-ры, 1952. 366 с.

²⁾ Самойлов Н. В. Устья рек. Москва : Гос. изд-во геогр. лит-ры, 1952. 526 с.

³⁾ Шамов Г. И. Речные наносы. Ленинград : Гидрометеиздат, 1954. 378 с.

⁴⁾ Максимович Г. А. Химическая география вод суши. Москва : Гос. изд-во геогр. лит-ры, 1955. 329 с.

⁵⁾ Симонов А. И. Гидрология и гидрохимия устьевого взморья в морях без приливов. Москва : Гидрометеиздат, 1969. Т. 92. 230 с.

⁶⁾ Алекин О. А. Основы гидрохимии : учебное пособие. Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. 444 с.

⁷⁾ Мировой водный баланс и водные ресурсы Земли / Под ред. О. Н. Потапова, Н. С. Смирнова, Л. А. Чепелина. Ленинград : Гидрометеиздат, 1974. 638 с.

⁸⁾ Страхов Н. М. Основы теории литогенеза. В 3 томах. Москва : АН СССР, 1961–1963. Т. 1, 212 с., т. 2, 572 с., т. 3, 550 с.

⁹⁾ Лисицын А. П. Осадкообразование в океанах. Москва : Наука, 1974. 440 с. EDN YMJHST.

¹⁰⁾ Гордеев В. В. Речной сток в океаны и черты его геохимии. Москва : Наука, 1983. 160 с.

(речной и ледовый сток, абразия берегов, эоловые взвеси и прочие). Так, в Белом море важную роль играет абразия берегов [9], в Каспийском – вынос в море осадочного вещества реками и выпадение эолового вещества из атмосферы сопоставимы по порядку величин [10]. Обзор современного состояния исследований по геохимии Черного моря приведен в работе В. В. Гордеева [11], в которой показано, что, хотя в это море впадает около 1000 рек, основную часть стока дают крупные реки, поступающие в его северо-западную часть (СЗЧМ).

При значительном объеме локальных исследований, освещающих отдельные аспекты осадконакопления и гидрохимии, функционирование черноморского МФ как целостной геоэкологической буферной системы до сих пор не получило системной оценки. Между тем специфика Черного моря – обширный шельф, мелкий пикноклин, сероводородная зона и критически малый объем кислородных вод – в сочетании с определяющей ролью речного стока делает МФ ключевым регулятором экосистемного гомеостаза всего бассейна. Однако до настоящего времени концепция Лисицына применялась в черноморских работах преимущественно для локальных расчетов потоков взвешенного вещества и почти не использовалась как инструмент объяснения каскадных общесистемных экологических коллапсов.

Цель настоящей работы – на основе концепции А. П. Лисицына выполнить бассейновый анализ и интерпретацию каскада экосистемных коллапсов в Черном море, рассматривая МФ не как периферийную геохимическую зону, а как системообразующий орган гомеостаза, связывающий процессы на шельфе, в открытом море и климатические изменения. В работе выдвигается гипотеза, что разрушение биологического блока МФ в 1960–1980-х гг. в результате интенсивного антропогенного пресса (донные траления, уничтожение филофорного поля и бентосных фильтраторов, зарегулирование стока) послужило триггером деградации экосистемы, а последовавший в 2000-е гг. переход к новому состоянию был обусловлен уже климатическим фактором – потеплением, приведшим к исчезновению холодного промежуточного слоя и необратимой смене бореальной биоты на теплолюбивые сообщества.

Методы

Для проверки выдвинутой гипотезы о том, что разрушение биологического блока МФ стало триггером каскадных экосистемных коллапсов, а климатическое потепление определило переход к новому состоянию, в работе применен обзорно-аналитический подход. Поскольку исследование представляет собой бассейновый синтез, а не оригинальное экспериментальное или экспедиционное исследование, основным инструментом стал систематический анализ накопленных в литературе количественных и качественных данных за длительный временной период. Такой подход позволил реконструировать хронологию ключевых событий, сопоставить разрозненные локальные наблюдения и выявить причинно-следственные связи между изменениями в МФ, эвтрофикацией, деоксигенацией и биотическими сдвигами.

Настоящая работа представляет собой обзорно-аналитическое исследование, выполненное на основе систематического анализа научной литературы, посвященной МФ Черного моря, его роли в экосистемных процессах и влиянию климатических изменений. Поиск источников проводился в базах данных

РИНЦ, *Web of Science*, *Scopus*, а также в электронных научных библиотеках *eLIBRARY.RU* и *CyberLeninka* по ключевым словам: «маргинальный фильтр», «Черное море», «экосистемные изменения», «деоксигенация», «холодный промежуточный слой», «филлофорное поле Зернова», *Mnemiopsis leidyi*, а также их англоязычным эквивалентам: *marginal filter*, *Black Sea*, *ecosystem collapse*, *deoxygenation*, *cold intermediate layer*, *Zernov's Phyllophora field*.

Временной охват составил период с 1908 г. (первое описание филлофорного поля С. А. Зерновым) по 2025 г. Включены оригинальные исследовательские статьи, обзорные работы, монографии, диссертации и материалы международных конференций на русском и английском языках. Отбор материалов проводился по критериям релевантности тематике (гидрология, геохимия, биология, экология Черного моря), наличия количественных оценок потоков вещества или динамики биоты, а также хронологической последовательности для реконструкции каскада событий.

Для обработки данных применялся метод контент-анализа с выделением ключевых событий (эвтрофикация, деградация бентоса, инвазии, климатические аномалии) и их количественных характеристик. Сравнительно-исторический подход использован для восстановления хронологии экологических изменений и сопоставления состояния МФ в разные периоды (до 1950-х гг., 1960–1980-е гг., 1988–2000 гг., современный этап).

Структура МФ Черного моря

Крупнейшие реки, формирующие сток в СЗЧМ, – Дунай (средний сток ~ 200 км³/год), Днепр (~ 44 км³), Днестр (~ 10 км³) и Южный Буг (~ 3 км³)¹¹⁾. Их сток обуславливает распределение гидролого-гидрохимических свойств, концентрацию биогенных элементов и термохалинную стратификацию вод всего моря. Сток самой крупной реки – Дуная – под влиянием климата и деятельности человека колеблется от 123 до 313 км³/год [1]. В маловодные периоды общая площадь опресненных вод в СЗЧМ составляет 20–40 % акватории СЗЧМ, а в многоводные – до 70 % [1, 12].

До середины прошлого века биологический блок МФ Черного моря занимал почти весь северо-западный мелководный шельф и представлял собой единую геоэкологическую буферную систему, сформированную суммарным действием МФ всех крупных рек. Это был высокоэффективный биологический фильтр, который представлял собой каскадную систему, трансформировавшую мощный речной аллохтонный поток в автохтонную продукцию морской экосистемы. Данный блок состоял из двух контуров: пелагического, производившего биологическую очистку в толще воды (фито- и зоопланктон), и бентосного, обеспечивавшего окончательную очистку речных стоков на разных глубинах.

Пелагический контур МФ до 1950-х гг. был представлен фитопланктоном, зоопланктоном и макрофильтраторами (*Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758)). Фитопланктон выполнял первичный перехват растворенных биогенных веществ, а зоопланктон преобразовывал их в быстро тонущие органические агрегаты (фекальные пеллеты), осаждавшиеся на дно.

¹¹⁾ Джаошвили Ш. В. Реки Черного моря. Тбилиси : Европейское агентство по охране окружающей среды. Технический отчет. 2003. Т. 71. 186 с.

Бентосный контур МФ состоял из трех уровней:

– *прибрежный пояс бурых водорослей* – *Ericaria crinita* (Duby) Molinari & Guiry 2020, *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze 1891, до 2020 г. входивших в *Cystoseira sensu lato*, – располагался от уреза воды до глубины 15 м и выполнял буферную и рециклинговую функции. Бурые водоросли способны поглощать свыше 80 % объема минеральных форм фосфора, содержащихся в морской воде, и ежедневно возвращать в нее до 16 % его максимально поглощаемого потока, что делает их важным фактором регуляции биогенного состава вод [13];

– *мидиевый пояс* (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) располагался на глубинах около 30 м. На одном квадратном километре мидии профильтровывали 15–20 млн м³ воды в сутки¹²⁾, упаковывая взвесь в тяжелые псевдофекалии. Это поддерживало стабильную прозрачность вод СЗЧМ, высокое биоразнообразие (более 118 видов беспозвоночных и 48 видов рыб [1, 14]) и колоссальную рыбопродуктивность всего западного бассейна. Благодаря этому СЗЧМ была ключевым районом нагула и нереста для таких видов, как скумбрия и пелагида (уловы которой в 1939–1940 гг. составляли 540 тыс. т [15]);

– *филлофоровый пояс* (*Phyllophora* spp.) (25–60 м), известный под названием «филлофоровое поле Зернова» [16–18], до начала 1950-х гг. занимал площадь^{13), 14)} свыше 10 тыс. км² с биомассой до 10 млн т [1, 19]. Это поле, по мощности своего развития не имевшее аналогов в Мировом океане¹⁴⁾, являлось главной частью МФ моря – конечным фильтром, осаждавшим взвешенные частицы и стабилизирувавшим донные осадки. Оно выделяло до 2 млн м³ кислорода ежедневно [1], обогащая глубинные воды и участвуя в формировании холодного промежуточного слоя (ХПС).

Суммарная эффективность блоков МФ обеспечивала стабильный вывод загрязняющих веществ из активного круговорота благодаря механизмам обратной связи; высокое биоразнообразие определяло устойчивость системы к колебаниям внешних условий.

Функциональная роль МФ в гомеостазе экосистемы Черного моря

До 1950-х гг. МФ СЗЧМ не был периферийным придатком, а выполнял функцию центрального органа гомеостаза – своего рода «печени» всей экосистемы Черного моря. Определялось это тем, что воды мелководья, охлаждаясь в зимнее время, стекали в открытое море, формировали ХПС и распространялись по всей акватории моря.

В настоящее время нет единого мнения о том, какую роль играет СЗЧМ в формировании ХПС. Ряд авторов склонны рассматривать ее как основной источник вод ХПС [20–24], другие отдают предпочтение открытым районам моря^{15), 16)}

¹²⁾ Киселева М. И. Донные биоценозы и их биомасса // Основы биологической продуктивности Черного моря. Киев : Наукова думка, 1979. С. 218–239.

¹³⁾ Морозова-Водяницкая Н. В. Филлофорное поле Зернова и причины его возникновения // Сборник памяти академика Зернова. Москва : Наука, 1948. С. 216–226.

¹⁴⁾ Калугина-Гутник А. А. Фитобентос Черного моря. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с.

¹⁵⁾ Белокопытов В. Н. Термохалинная и гидролого-акустическая структура вод Черного моря : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Севастополь : МГИ НАНУ, 2004. 24 с.

¹⁶⁾ Белокопытов В. Н. Климатические изменения гидрологического режима Черного моря : дис. ... д-ра геогр. наук. Севастополь : МГИ РАН, 2017. 377 с. EDN RYLYT.

[25–29], третьи считают вклад обоих районов приблизительно равным¹⁷⁾ [30]. По разным оценкам, суммарный вклад СЗЧМ в формирование этого слоя в Черном море^{15), 16)} составляет от 18 до 28 % [31]. В течение большей части года воды ХПС на северо-западном шельфе сохранялись, стекая по углублениям рельефа дна в сторону открытого моря. Обычно в ноябре этот слой в СЗЧМ исчезал, замещаясь водами ХПС из открытой части моря, а в январе опять обновлялся^{15), 16)} [32].

Благодаря хорошей аэрации ХПС в те годы глубины открытых центральных районов моря насыщались кислородом, что позволяло рачкам кормового зоопланктона опускаться на недоступные для рыб глубины (ниже 100 м) [33–35]. Все это в комплексе обеспечивало высокую рыбопродуктивность Черного моря и особенно его северо-западного шельфа.

До начала активного антропогенного воздействия зимнее охлаждение и конвективное перемешивание на шельфе СЗЧМ приводило к формированию плотных холодных вод, которые формировались из уже очищенной МФ воды. Они были относительно бедны биогенными элементами и органическим веществом, основная часть которых успевала осаждаться на предыдущих стадиях фильтрации. Таким образом, в этот период из СЗЧМ поступала не просто холодная вода, а вода с заданным низким биохимическим потенциалом.

Экологическая катастрофа на шельфе СЗЧМ (1950–1980-е гг.)

После Второй мировой войны началась промышленная добыча донных водорослей на черноморском шельфе. Она сопровождалась детальными научными изысканиями, определившими промысловые районы и строгие нормативы: для филлофоры рекомендовалась выборочная добыча на четырех участках с трехлетним циклом возобновления, а для цистозиры – еще более жесткий режим с интервалом в 10 лет и сохранением не менее 50 % запасов¹⁴⁾. Однако на практике промысел велся без оглядки на эти рекомендации – в сжатые сроки, без учета воспроизводства и на фоне растущего загрязнения [36–41]. Добыча филлофоры достигла 300 тыс. т, значительно превысив плановые показатели [40], что привело к катастрофе: к концу 1970-х гг. биомасса филлофоры на шельфе резко сократилась с 10 до 1.4 млн т, а к середине 1980-х гг. не превышала 0.2 млн т [1].

Параллельно велась переработка мидий на кормовую муку¹⁴⁾, что вызвало сокращение площади их биоценоза в несколько раз, а биомассы – на порядок [1]. До деградации общая биомасса мидий и устриц на северо-западном шельфе оценивалась в десятки миллионов тонн¹⁸⁾. Расчеты показывают, что до 1950-х гг. сообщества моллюсков, вероятно, профильтровывали от 100 до 300 км³ воды в год – объем, сопоставимый с годовым речным стоком и с общим объемом вод всего шельфа. Это обеспечивало высокую прозрачность воды и устойчивость экосистемы.

¹⁷⁾ Тужилкин В. С. Сезонная и многолетняя изменчивость термохалинной структуры вод Черного и Каспийского морей и процессы ее формирования : автореферат дисс. ... д-ра геогр. наук. Москва, 2008. 46 с. EDN NKRAPL.

¹⁸⁾ Зенкевич Л. А. Биология морей СССР. Москва : Изд-во Акад. наук СССР, 1963. 739 с.

Катастрофу усугубило возведение каскада плотин в 1950–1960-х гг., перекрывших миграционные пути рыб и приведших, например, к почти десятикратному сокращению уловов осетровых по сравнению с довоенным периодом [15]. Исчезновение биологического блока МФ СЗЧМ обусловило поэтапную деградацию: потоки биогенных элементов, более не задерживаемые фильтром, стали напрямую поступать на шельф, чему дополнительно способствовала химизация сельского хозяйства [42]. Это спровоцировало бурный рост фитопланктона, а затем – первый массовый замор в 1973 г. на площади 3500 км² [1]. На фоне избытка биогенных веществ произошел сдвиг в сторону мелкоклеточных форм фитопланктона, а также видов, склонных к вспышкам численности. Ключевым индикатором этого периода стало массовое развитие миксотрофных динофлагеллят *Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) J. D. Dodge, 1976, чьи «цветения» часто предшествовали заморным явлениям [43]. В зоопланктоне на фоне общего снижения биоразнообразия отмечалось увеличение доли коловраток (*Synchaeta* spp.) и некоторых устойчивых к загрязнению копепод.

В дальнейшем заморы, охватывавшие до 40 000 км², стали регулярными и в 1973–1990 гг. привели к потере 60 млн т биомассы донных животных [1]. Утрата основного нерестилища и исчезновение хищников, выедавших медуз, спровоцировало взрывное увеличение численности желтелых: биомасса медуз аурелий увеличилась с 670 т до 220 млн т, а ночесветки – в десятки раз [1].

Мутные, обогащенные биогенными элементами воды с шельфа стали формировать ХПС с низким содержанием кислорода. Дополнительным негативным фактором стало замедление водообмена в речных системах из-за создания каскада водохранилищ, что привело к «старению» речных вод, многократному росту концентрации загрязняющих и биогенных веществ, а также нарушению переноса наносов [43]. Эти загрязненные воды, распространяясь зимой с ХПС по всему морю, превратили гипоксию и эвтрофикацию из локальной проблемы шельфа в общечерноморскую, окончательно нарушив отлаженный тысячелетиями механизм МФ. В результате в районе СЗЧМ на два-три порядка сократилась численность многих массовых видов – от веслоногих рачков и донных ракообразных (рака-отшельника, крабов) до мальков кефалей и таких донных рыб, как морской язык и морской конек; полностью исчезла заходившая на нагул скумбрия [1]. Отсутствие МФ вызвало всплеск патогенных бактерий, приведший к эпидемиям холеры в прибрежных районах в 1970 г. [1].

Таким образом, уничтожение биологического блока МФ запустило серию разрушительных для всей экосистемы Черного каскадных эффектов: речные биогенные и органические соединения перестали изыматься МФ и стали проходить через СЗЧМ транзитом, поддерживая интенсивное «цветение» фитопланктона и вызывая эвтрофикацию самого шельфа и регулярные заморы. Трансформированный ХПС стал коридором для переноса загрязненных вод. Основное Черноморское течение способствовало распространению этих слабоаэрированных и загрязненных вод по всему морю. Гипоксия и эвтрофикация превратились в общую проблему для всего Черного моря, а не только для СЗЧМ, что предопределило последующую деградацию экосистемы всего моря.

Экологическая катастрофа в открытом море (1980–1988 гг.)

Разрушение МФ стало переломным моментом для всей экосистемы Черного моря. Отключение этого природного фильтра совпало по времени с десятикратным увеличением поступления биогенных веществ с реками Дунай, Днепр и Дон в 1960–1990-х гг. [42]. ХПС, ранее насыщавший глубинные воды кислородом, стал транспортировать биологически активные вещества в открытые воды. Это привело к гиперэвтрофикации [44] и бурному развитию фитопланктона. Массы отмирающего органического вещества начали опускаться к основному пикноклину, где стало не хватать кислорода для их окисления [45]. В результате верхняя граница кислородного слоя сместилась вверх со 130 м в 1955 г. до 90 м в 2013 г. [46]. Процесс деоксигенации усугублялся зарегулированием речного стока плотинами и климатическим сокращением объема поступающей воды.

Подъем верхней границы бескислородной зоны нарушил трофические связи в открытом море: скопления холодноводного зоопланктона, прежде укрывавшегося глубже 100 м, были вытеснены в верхние слои и стали доступны для питания шпроту, что подтверждается моделированием [35]. В 1980–1990-е гг. запасы шпрота выросли на порядок, а содержимое его желудков на 100 % состояло из калянуса *Calanus euxinus* Hulsemann, 1991 [47]. Сокращение численности высших хищников (скумбрии, ставриды), регулировавших численность желтелых, в сочетании с обилием фитопланктона привело к взрывному росту биомассы медуз и ночесветки, что завершило тотальную перестройку пелагической экосистемы.

Общий кризис экосистемы Черного моря (1988–2000 гг.)

Критическим событием, повлекшим необратимые последствия, стала вспышка численности гребневика-вселенца *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 в 1988 г. [48–51]. Вселение этого организма привело к катастрофическому изменению численности и состава зоопланктона, особенно крупных копепод [49–52]. Мнемииопсис активно выедал зоопланктон, икру и личинки рыб. Обилие детрита, а также отсутствие естественных врагов у *M. leidyi* способствовали нарушению трофических связей и катастрофическому снижению запасов базовых промысловых видов – анчоуса и шпрота, добыча которых сократилась более чем на порядок [53].

Успех инвазии *M. leidyi* стал следствием синергии нескольких ключевых факторов: 1) разрушения МФ, ослабившего естественную устойчивость экосистемы; 2) нарушения трофических связей и резкого сокращения запасов основной массы высших хищников (черноморского лосося, скумбрии, луфаря, пелагиды), способных регулировать численность желтелых [15]; 3) гипоксии и эвтрофикации, создавших благоприятные условия для выносливых видов-оппортунистов; 4) климатических аномалий (теплые зимы конца 1980-х гг.), усугубивших ситуацию.

Общий кризис экосистемы Черного моря 1988 г. был не случайностью, а завершающим дестабилизирующим фактором, действие которого стало возможным только после предшествующего разрушения биологического блока маргинального фильтра. Баланс частично восстановился после появления в 1997 г. другого вселенца – гребневика *Beroe ovata* Bruguère, 1789, хищника,

специализирующегося на *M. leidy* [54]. К 2000-м гг. это привело к резкому сокращению численности мнемипсиса [50, 55] и к началу восстановления популяций некоторых массовых копепод, таких как *Acartia clausi* Giesbrecht, 1889 и *Oithona similis* Claus, 1866. Однако по сравнению с исходным состоянием сообщество в целом осталось упрощенным, с повышенной долей мелких форм и вселенцев.

Таким образом, антропогенная деградация подготовила почву для произошедшей катастрофы, а климат определил ее масштаб. Описанная динамика указывает на потенциальную уязвимость других внутриконтинентальных морей, таких как Каспийское и Средиземное, где сочетание климатического потепления и антропогенной деградации экосистем может значительно повысить риск новых инвазий.

Современное состояние экосистемы (с 2000 г.)

Для понимания современного состояния МФ критически важно проанализировать изменения условий среды, произошедшие за последние годы. Эти изменения можно разделить на несколько фаз.

– Вследствие череды аномально теплых зим (2000, 2005, 2010, 2015, 2020 гг.) началось прогревание поверхностных вод, что привело к сокращению толщины ХПС. Вклад вод СЗЧМ в формирование ХПС сократился до 5–10 % (против 20 % в середине XX в.) [56, 57]. Это привело к тому, что «кислородный насос» МФ почти перестал работать. Сокращение поступления биогенов с речным стоком, наблюдавшееся в последние десятилетия, и, как следствие, увеличение прозрачности вод не устранили гипоксию¹⁹⁾ в глубинных слоях Черного моря [14, 57, 58], поскольку установившийся дефицит кислорода поддерживается не столько текущим потоком органического вещества, сколько долговременной перестройкой вертикальной структуры водных масс под влиянием потепления [14, 57, 58].

– Закономерной реакцией биоты стала стремительная «тропикализация» экосистемы: если в 1997 г. было описано 26 видов-вселенцев [59], то к настоящему времени их число превышает 300 [60], а традиционные аборигенные сообщества начали деградировать. На фоне сокращения мидиевых банок [61, 62] расширились ареалы моллюсков-вселенцев (анадара, мия, рапана), а промысловые уловы в российских водах резко снизились со 165–308 тыс. т в 1975–1986 гг. до 18.7 тыс. т в 2009 г. [15].

Переломным моментом в существовании современной экосистемы Черного моря стала остановка «кислородного насоса» МФ в 2019 г. [57, 63]. Потепление привело к исчезновению ХПС в его классическом понимании (с границами 8 °C) и установлению по всей глубоководной зоне изотермии с температурой около 8.7 °C [57, 63]. Это привело к вымиранию холодноводных реликтов, для которых температура ниже 8 °C являлась критическим условием существования [57, 64]. Последствия потепления проявляются в увеличении скорости индивидуального развития шпрота: продолжительность цикла развития уменьшилась с 7 до 2–3 дней [65], а у калянуса *C. euxinus*

¹⁹⁾ Масевич А. В. Динамика кислорода в основном пикноклине Черного моря : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Севастополь : МГИ РАН, 2022. 24 с.

при повышении температуры с 8 до 18 °С срок развития от яйца до взрослой особи сокращается вдвое [66].

Прогнозы указывают на то, что к концу XXI в. произойдет повышение температуры поверхностных вод еще на 3.7 °С [67] и их осолонение (0.18 ‰ / 10 лет), что характерно для внутренних морей, зависящих от регионального баланса пресных вод [57, 68]. В ближайшие 25 лет зона обитания планктона и рыб в глубоководных районах моря может подняться к поверхности еще на 9 м [56].

На современном этапе происходит сложная и противоречивая трансформация МФ Черного моря. Полное восстановление архаичной холодноводной экосистемы в ее исходном виде невозможно из-за фундаментального изменения физических условий (потепление и исчезновение ХПС) и массовой инвазии теплолюбивых видов. Донные зоны МФ СЗЧМ пребывают в разном состоянии:

- эрикариево-гонголяриевые сообщества, обладающие высоким потенциалом к самовосстановлению, демонстрируют наиболее быструю и успешную реколонизацию прибрежной зоны [40, 69, 70];

- к началу XXI в. запасы филлофоры на филлофорном поле Зернова на северо-западном шельфе катастрофически сократились с 10 млн т до 6–50 тыс. т, а его площадь – с 10 до 6.5 тыс. км², что сделало восстановление этого биоценоза маловероятным даже в долгосрочной перспективе [71–73]. Вместе с тем отмечаются признаки восстановления фитобентоса на дне СЗЧМ, выражающиеся в росте его видового разнообразия в 2–3 раза [14, 41];

- запасы мидий восстанавливаются крайне медленно и фрагментарно [61, 62].

В то же время наблюдаемые процессы указывают на начало формирования новой фильтрующей системы, адаптирующейся к изменившимся условиям. Ключевыми предпосылками для этого стало снижение эвтрофикации и введение запретов на донные траления. Быстрое восстановление эрикариево-гонголяриевого фитоценоза и положительная динамика на филлофорном поле свидетельствуют о том, что при снижении антропогенного пресса донный каркас системы сохраняет потенциал к самовосстановлению.

В силу необратимых изменений физико-химических условий и биотического состава формирование МФ, тождественного историческому, невозможно. Вероятным сценарием является становление системы с иной структурой и, предположительно, меньшей буферной емкостью. Вероятнее формирование мозаичной и, возможно, менее эффективной системы, где ключевую роль будут играть быстро восстанавливающиеся прибрежные сообщества бурых водорослей и регенерирующие участки филлофоры. Пелагический контур МФ не исчез, но трансформировался в гибридную систему с новой структурой и функцией. Его буферная способность, вероятно, ниже, а устойчивость к новым возмущениям (например, к дальнейшему потеплению) остается под вопросом.

Заключение

Предлагаемый системный синтез является первым, в котором концепция А. П. Лисицына применена не для локальных расчетов потоков, а как интерпретационный инструмент для объяснения каскада экосистемных коллапсов во всем море в дополнение к существующим локальным исследованиям черноморского МФ.

Исторический МФ СЗЧМ представлял собой не просто буферную зону, а высокоорганизованную экосистему, тысячелетиями поддерживавшую экологический гомеостаз всего морского бассейна. МФ выполнял две жизненно важные функции: биологическую фильтрацию речного стока и ежегодное обогащение кислородом глубинных вод моря через формирование ХПС, создавая уникальный холодноводный биотоп для бореально-арктических реликтов. Уничтожение филлофорного поля и мидиевых банок под воздействием антропогенных факторов привело к необратимой трансформации этой системы, что может рассматриваться как точка бифуркации в ее эволюции. В условиях климатического потепления деградация экосистемы достигла уровня, обусловившего ее переход в новое нестабильное состояние.

Исчезновение классического ХПС с границами 8 °С в 2019 г. и установление изотермии на уровне около 8.7 °С инициировало необратимый процесс вымирания холодноводных видов, составлявших основу традиционной трофической сети. Прогнозируемое повышение температуры на 3–4 °С к концу столетия означает ускорение медитерранизации, что приведет к доминированию теплолюбивых вселенцев и упрощению трофических сетей; росту уязвимости экосистемы к новым инвазиям, болезням и антропогенным нагрузкам; коллапсу традиционного рыболовства.

В условиях надвигающегося кризиса необходимы срочные и решительные меры:

- 1) создание системы непрерывного комплексного мониторинга, в которой исчезновение ключевых видов-реликтов станет окончательным сигналом о необратимости изменений;
- 2) увеличение количества морских резерваций с установлением в них строгого природоохранного режима;
- 3) жесткое ограничение антропогенной нагрузки: сокращение судоходных маршрутов над мелководьями, ужесточение законодательства о добыче полезных ископаемых и кардинальный пересмотр политики изъятия и выращивания живых ресурсов;
- 4) подготовка к социально-экономическим последствиям, прежде всего через интенсивное развитие марикультуры как альтернативы промысловому рыболовству.
- 5) реализация программ по выращиванию морских водорослей, например «Морские экофермы», международный проект *KELP FARMS* (URL: <https://greenmission.ru/kelp-farms>) с целью сохранения морского биоразнообразия и минимизации негативных последствий, связанных с изменением климата и загрязнения среды.

Выполненный анализ позволяет заключить, что деградация биологического блока МФ в 1960–1980-х гг. и климатическое исчезновение ХПС в 2019 г. являются двумя последовательными, необратимыми точками бифуркации в истории экосистемы Черного моря. Восстановление исходного состояния исключено из-за фундаментального изменения термохалинного режима. Дальнейшая динамика экосистемы будет определяться соотношением скоростей реколонизации сохранившихся биотопов и инвазионного давления, что требует перехода от политики восстановления к стратегии адаптивного мониторинга и управления.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Зайцев Ю. П.* Введение в экологию Черного моря. Одесса : Эвен, 2006. 224 с. EDN QKSWHL.
2. *Гордеев В. В.* Геохимия системы река–море. Москва : ИП Матушкина И.И., 2012. 452 с.
3. *Савенко В. С.* Химический состав взвешенных наносов рек мира. Москва : ГЕОС, 2006. 175 с. EDN QKGFZW.
4. *Лисицын А. П.* Маргинальный фильтр океанов // *Океанология*. 1994. Т. 34, № 5. С. 735–747. EDN YJGONJ.
5. *Мискевич И. В., Лохов А. С., Чульцова А. Л.* Специфика формирования маргинальных фильтров в приливных устьях малых рек в зимний период на примере реки Солза в Двинском заливе Белого моря // *Успехи современного естествознания*. 2021. № 7. С. 54–59. EDN SJCTKY. <https://doi.org/10.17513/use.37662>
6. *Мискевич И. В., Котова Е. И., Мосеев Д. С.* Исследования маргинального фильтра мезоприливного эстуария р. Индиги в Баренцевом море // *Океанология*. 2023. Т. 63, № 3. С. 496–498. EDN QDECUN. <https://doi.org/10.31857/S0030157423030115>
7. *Котова Е. И., Мискевич И. В., Мосеев Д. С., Чульцова А. Л.* Характеристика маргинального фильтра эстуария реки Индига в Баренцевом море // *Успехи современного естествознания*. 2022. № 9. С. 39–44. EDN NHIFXR. <https://doi.org/10.17513/use.37890>
8. *Лукашин В. Н., Кравчишина М. Д., Ключиткин А. А., Новигатский А. Н. и др.* Геохимия взвешенного вещества в маргинальном фильтре реки Волги // *Океанология*. 2019. Т. 59, № 3. С. 421–432. EDN AFGVYR. <https://doi.org/10.31857/S0030-1574593421-432>
9. *Гордеев В. В., Лисицын А. П.* Геохимия поверхностного слоя донных осадков Белого моря // *Система Белого моря*. Т. 4. Процессы осадкообразования, геология и история / под ред. И. А. Немировской, В. П. Шевченко, В. Г. Воронцовой. Москва : Научный мир, 2017. С. 571–639. EDN URHDKE.
10. *Система Каспийского моря* / под ред. И. А. Немировской. Москва : Научный мир, 2016. 480 с. EDN ZVPWQP.
11. *Гордеев В. В.* Особенности геохимии речного стока в Черное море // *Система Черного моря*. Москва : Научный мир, 2018. С. 247–286. EDN TUAIOG. <https://doi.org/10.29006/978-5-91522-473-4.2018.247-286>
12. *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология* / под ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. Киев : Наукова думка, 2006. 702 с. EDN EHCPR.
13. *Егоров В. Н., Мильчакова Н. А., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г.* Макрофитоценозы как биогеохимические барьеры гиперэвтрофикации вод минеральным фосфором в акваториях Юго-Западного Крыма // *Морской биологический журнал*. 2025. Т. 10, № 2. С. 3–17. EDN RZTTZJ.
14. *Берлинский Н. А., Деньга Ю. М., Матвеев А. В., Подуст О. С. и др.* Влияние изменчивости условий морской среды на динамику филофорного поля Зернова // *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2014. Т. 19, № 2. С. 40–57. EDN UDKSLR.
15. *Фацук Д. Я.* Черное море: взлеты и падения отечественного рыболовства // *Природа*. 2018. № 10. С. 65–79. EDN VCEXMW. <https://doi.org/10.31857/S0032874X0001453-7>
16. *Зернов С. А.* Отчет по командировке в С.-З. часть Черного моря для изучения фауны и собирания коллекций для Зоологического музея Императорской Академии наук (Одесский залив, Днепровско-Бугский лиман, Каркинитский и Джарылгатский заливы) // *Ежегодник Зоологического музея Императорской Академии наук*. 1908. Т. XIII. С. 154–166. URL: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/13452> (дата обращения: 08.08.2026).

17. *Зернов С. А.* Фация филофоры (Algae-Rhodophceae): Филлофорное поле в северо-западной части Черного моря // Ежегодник Зоологического музея Императорской Академии наук. 1909. Т. 14. С. 181–191. URL: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/13451> (дата обращения: 08.08.2026).
18. *Зернов С. А.* К вопросу об изучении жизни Черного моря // Записки Императорской Академии наук. Санкт-Петербург, 1913. Серия VIII. Т. 32, № 1. 304 с. URL: <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/16280> (дата обращения: 08.08.2026).
19. *Щанова Т. Ф.* Филлофора Черного моря // Труды института Океанологии. 1954. Т. 11. С. 3–35.
20. *Tolmazin D.* Changing coastal oceanography of the Black Sea. I: Northwestern Shelf // Progress in Oceanography. 1985. Vol. 15, iss. 4. P. 217–276. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(85\)90038-2](https://doi.org/10.1016/0079-6611(85)90038-2)
21. *Ivanov L. I., Beşiktepe Ş., Özsoy E.* The Black Sea cold intermediate layer // Sensivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea / edited by E. Özsoy, A. Mikaelyan. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 1997. P. 253–264. (NATO ASI Series ; vol. 27). https://doi.org/10.1007/978-94-011-5758-2_20
22. *Oguz T., Besiktepe S.* Observations on the Rim Current structure, CIW formation and transport in the western Black Sea // Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers. 1999. Vol. 46, iss. 10. P. 1733–1753. EDN XNHWGN. [https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(99\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(99)00028-X)
23. *Stanev E. V., Staneva J. V.* The sensitivity of the heat exchange at sea surface to meso and sub-basin scale eddies: Model study for the Black Sea // Dynamics of Atmospheres and Oceans. 2001. Vol. 33, iss. 3. P. 163–189. EDN AMDDHT. [https://doi.org/10.1016/S0377-0265\(00\)00063-4](https://doi.org/10.1016/S0377-0265(00)00063-4)
24. *Beckers J. M., Gregoire M., Nihoul J. C. J., Stanev E. et al.* Modelling the Danube-influenced northwestern continental shelf of the Black Sea. I: hydrodynamical processes simulated by 3-D and box models // Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2002. Vol. 54, iss. 3. P. 453–472. EDN LOEFRX. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0658>
25. *Овчинников И. М., Попов Ю. И.* К вопросу о формировании холодного промежуточного слоя в Черном море // Доклады АН СССР. 1984. Т. 279, № 4. С. 986–989.
26. *Овчинников И. М., Попов Ю. И.* Формирование холодного промежуточного слоя в Черном море // Океанология. 1987. Т. 27, № 5. С. 739–746.
27. *Овчинников И. М., Попов Ю. И.* Особенности формирования холодного промежуточного слоя в Черном море при экстремальных зимних условиях // Труды Государственного океанографического института. Москва, 1990. Вып. 190. С. 132–151.
28. *Гертман И. Ф.* Термохалинная структура вод моря // Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. IV. Черное море. Вып. 1 : гидрометеорологические условия / под ред. А. И. Симонова, Э. Н. Альтмана. Санкт-Петербург : Гидрометеониздат, 1991. С. 146–195.
29. *Титов В. Б.* Межгодовое обновление холодного промежуточного слоя в Черном море за последние 130 лет // Метеорология и гидрология. 2003. № 10. С. 68–75. EDN PVMAJH.
30. *Еремеев В. Н., Иванов В. А., Тужилкин В. С.* Климатические черты внутригодовой изменчивости гидрофизических полей шельфовой зоны Черного моря. Севастополь : 1991. 36 с. (Препринт / МГИ АН УССР).
31. *Полонский А. Б., Попов Ю. И.* Условия формирования вод холодного промежуточного слоя Черного моря // Современные проблемы океанологии. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. Вып. 8. 54 с.

32. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 210 с. EDN XPERZR.
33. Melnikov V., Minkina N., Melnik L., Pollehne F. Distribution of *Sprattus sprattus phalericus* (Risso, 1827) and zooplankton near the Black Sea redoxcline // Journal of Fish Biology. 2021. Vol. 99, iss. 4. P. 1393–1402. EDN МАССУХ. <https://doi.org/10.1111/jfb.14848>
34. Мельников В. В. Анаэроконтур Черного моря // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2023. Т. 25, № 5. С. 203–218. EDN NJMWPW. <https://doi.org/10.37313/1990-5378-2023-25-5-203-218>
35. Vasechkina E. F., Melnikov V. V. Modeling the structure changes of cold-water copepods *Calanus euxinus* population under the influence of the Black Sea depths deoxygenation // Journal of Marine Systems. 2024. Vol. 246. 104017. EDN JMUYOO. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2024.104017>
36. Евстигнеева И. К., Нехорошев М. В. Морфо-функциональные особенности видов рода *Phyllophora* Grev. в условиях поля Зернова (Черное море) // Труды Южного научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. Керчь : ЮГНИРО, 2008. Т. 46. С. 55–63. EDN VSMANL.
37. Калугина-Гутник А. А., Евстигнеева И. К. Долговременная динамика видового состава и структуры донных фитоценозов филлофорного поля Зернова // Экология моря. 1993. Т. 43. С. 90–97. EDN XWPTBJ.
38. Ткаченко Ф. П., Третьяк И. П., Костылев Э. Ф. Макрофитобентос филлофорного поля Зернова в современных условиях (Черное море, Украина) // Альгология. 2008. Т. 18, № 4. С. 423–431. EDN JVOIHF.
39. Миничева Г. Г. Современная морфофункциональная трансформация сообщества макрофитов филлофорного поля Зернова // Альгология. 2007. Т. 17, № 2. С. 171–190.
40. Степаньян О. В. Макрофитобентос Черного и Азовского морей: флористические и экологические аспекты (обзор) // Наука юга России. 2020. Т. 16, № 4. С. 26–38. EDN LHTXOA. <https://doi.org/10.7868/S25000640200404>
41. Степаньян О. В. Филлофорное поле Зернова: к 110-летию уникального открытия в Черном море // Природа. 2019. № 6. С. 62–70. EDN OVLLMQ. <https://doi.org/10.7868/S0032874X19060085>
42. Borysova O., Kondakov A., Paleari S., Rautalahti Miettinen E. et al. Eutrophication in the Black Sea Region. Impact assessment and causal chain analysis. Kalmar : University of Kalmar, 2005. 62 p.
43. Vörösmarty J., Sharma K. P., Fekete B. M., Copeland A. H. et al. The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world // Ambio. 1997. Vol. 26, iss. 4. P. 210–219. URL: <http://www.jstor.org/stable/4314590> (дата обращения: 18.08.2026).
44. Mikaelyan A. S., Zatsepin A. G., Chasovnikov V. K. Long-term changes in nutrient supply of phytoplankton growth in the Black Sea // Journal of Marine Systems. 2013. Vol. 117–118. P. 53–64. EDN RFCGQN. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2013.02.012>
45. Kononov S. K., Murray J. W., Luther G. W. Basic processes of Black Sea biogeochemistry // Oceanography. 2005. Vol. 18, iss. 2. P. 28–35. EDN XLNELH. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2005.39>
46. Capet A., Grégoire M., Stanev E. V., Beckers J. M. et al. Decline of the Black Sea oxygen inventory // Biogeosciences. 2016. Vol. 13, iss. 4. P. 1287–1297. EDN WPQTCZ. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1287-2016/>
47. Овен Л. С., Шевченко Н. Ф., Володин С. В. Питание шпрота в разных районах Черного моря // Современное состояние ихтиофауны Черного моря / под ред. С. М. Коновалова. Севастополь : ИнБЮМ НАНУ, 1996. С. 34–38.

48. Шушкина Э. А., Мусаева Э. И. Структура планктонного сообщества эпипелагиали Черного моря и ее изменения в связи с вселением нового вида гребневика // Океанология. 1990. Т. 30, № 2. С. 324–328.
49. Виноградов М. Е., Сапожников В. В., Шушкина Э. А. Экосистема Черного моря / под ред. М. Е. Виноградова. Москва : Наука, 1992. 111 с.
50. Игнатъев С. М., Зуев Г. В., Мельникова Е. Б. Многолетняя динамика состояния популяции гребневика *Mnemiopsis leidyi* Agassiz в районе Севастополя (Черное море) // Экология моря. 2001. Вып. 56. С. 8–12. EDN WIAFPT.
51. Shiganova T., Musaeva E., Arashkevich E., Kamburska L. et al. The state of zooplankton // State of the environment of the Black Sea (2001–2006/7). Istanbul, 2008. Chapter 6. P. 201–246. URL: https://www.blackseacommission.org/Downloads/SOE27032009-2_compressed.pdf (дата обращения: 08.08.2026).
52. Kideys A. E. Recent dramatic changes in the Black Sea ecosystem: the reason for the sharp decline in Turkish anchovy fisheries // Journal of Marine Systems. 1994. Vol. 5, iss. 2. P. 171–181. EDN XYHBMQ. [https://doi.org/10.1016/0924-7963\(94\)90030-2](https://doi.org/10.1016/0924-7963(94)90030-2)
53. Шульман Г. Е., Никольский В. Н., Юнева Т. В., Щепкина А. М. и др. Воздействие глобальных климатических и региональных факторов на мелких пелагических рыб Черного моря // Морской экологический журнал. 2007. Т. 4, № 6. С. 18–30. EDN UIQKNH.
54. Konsulov A. S., Kamburska L. T. Ecological determination of the new stenophora – *Beroe ovata* invasion in the Black sea // Трудове на Института по океанология. Варна : Болгарская академия наук, 1998. Т. 2. С. 195–198.
55. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А. Динамика возрастной структуры популяций гребневиков *Mnemiopsis leidyi* и *Beroe ovata* у Кавказского побережья Черного моря в 2000 г. // Комплексные исследования северо-восточной части Черного моря / отв. ред. А. Г. Зацепин, М. В. Флинт. Москва : Наука, 2002. С. 272–288.
56. Çokacar T. Cold intermediate water formation in the Black Sea triggered by March 2022 cold intrusions // Journal of Marine Science and Engineering. 2024. Vol. 12, iss. 11. 2027. <https://doi.org/10.3390/jmse12112027>
57. Мельников В. В., Серебренников А. Н., Масевич А. В., Чудиновских Е. С. Основные закономерности многолетних изменений экосистемы Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2025. № 2. С. 19–35. EDN SUIYJB.
58. Видничук А. В., Коновалов С. К. Изменение кислородного режима глубоководной части Черного моря за период 1980–2019 годы // Морской гидрофизический журнал. 2021. Т. 37, № 2. С. 195–206. EDN UMVMXM. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2021-2-195-206>
59. Zaitsev Y., Mamaev V. Marine biological diversity in the Black Sea. A study of change and decline. New York : United Nations Publications, 1997. 208 p. (Black Sea Environmental Series ; no. 3).
60. Öztürk B. Non-indigenous species in the Mediterranean and the Black Sea. Rome : FAO, 2021. 106 p. (Studies and reviews (General Fisheries Commission for the Mediterranean) ; no. 87). <https://doi.org/10.4060/cb5949en>
61. Терентьев А. С. Динамика запасов мидии в Керченском предпроливье Черного моря // Труды ВНИРО. Москва, 2007. Т. 147. С. 335–349. EDN TRSFCX.
62. Стадниченко С. В., Золотарев В. Н. Популяционная структура морских двустворчатых моллюсков в районе дельты Дуная в 2007–2008 гг. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2009. Вып. 20. С. 248–261. EDN XCIVUP.

63. Stanev E. V., Peneva E., Chtirkova B. Climate change and regional ocean water mass disappearance: case of the Black Sea // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2019. Vol. 124, iss. 7. P. 4803–4819. EDN VLXBEL. <https://doi.org/10.1029/2019JC015076>
64. Мельников В. В. Причины появления и сохранения бореальной пелагической биоты в Черном море // Известия Самарского научного центра РАН. 2024. Т. 26, № 5. С. 109–121. EDN WZRCEL. <https://doi.org/10.37313/1990-5378-2024-26-5-109-121>
65. Климова Т. Н., Вдодович И. В., Аннинский Б. Е., Субботин А. А. и др. Влияние некоторых абиотических и биотических факторов на нерест европейского шпрота *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) в Черном море в ноябре 2016–2017 гг. // Океанология. 2021. Т. 61, № 1. С. 67–78. EDN YEQENK. <https://doi.org/10.31857/S0030157421010081>
66. Сажина Л. И. Рост массовых копепод Черного моря в лабораторных условиях // Биология моря. Киев : Наукова думка. 1973. Вып. 28. С. 41–51.
67. Cannaby H., Fach B. A., Arkin S. S., Salihoglu B. Climatic controls on biophysical interactions in the Black Sea under present day conditions and a potential future (A1B) climate scenario // Journal of Marine Systems. 2015. Vol. 141. P. 149–166. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.08.005>
68. Белокопытов В. Н., Жук Е. В. Климатическая изменчивость термохалинных характеристик Черного моря (1950–2023 годы) // Морской гидрофизический журнал. 2024. Т. 40, № 6. С. 838–852. EDN VQXRRU.
69. Капков В. И., Сабурин М. Ю., Беленикина Ю. А., Блинова Е. И. Восстановление фитоценозов *Cystoseira crinita* (Phaeophyta) и динамика роста макрофитов на искусственных рифах // Вестник Московского университета. Серия 16. Биология. 2005. № 2. С. 30–34. EDN KARFIT.
70. Maximova O. V., Moruchkova N. A. Long-term anthropogenic transformation and contemporary state of the North Caucasian macrophytobenthos (Black Sea) // Oceanology. 2005. Vol. 45, iss. 1 (Suppl.). P. 168–175. EDN LJCMQT.
71. Мильчакова Н. А., Миронова Н. В., Александров В. В., Рябогина В. Г. Современное состояние филлофорного поля Зернова (Черное море) // Матеріали XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (Львів, 19–23 вересня 2011 р.). Львів : Простір М, 2011. С. 306.
72. Мильчакова Н. А., Миронова Н. В., Рябогина В. Г. Морские растительные ресурсы // Промысловые биоресурсы Черного и Азовского морей. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. Гл. 4. С. 117–139. EDN WPIJMN.
73. Мильчакова Н. А., Миронова Н. В., Александров В. В. Многолетняя динамика филлофорного поля Зернова и перспективы его восстановления // Вопросы современной альгологии. 2013. № 2. 2. EDN YLKOJR.

Поступила 10.11.2025 г.; одобрена после рецензирования 03.04.2026 г.;
принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторе:

Мельников Виктор Владимирович, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-6856-0467**, **ResearcherID: N-9219-2014**, **SPIN-код: 2593-7958**, **Scopus Author ID: 57197396948**, sevlin@ibss-ras.ru

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Сезонная изменчивость содержания CO_2 в поверхностном слое вод Черного моря и интенсивности обмена с атмосферой по данным биогеохимического реанализа

Е. М. Лемешко *, М. В. Цыганова, Е. Е. Лемешко

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: evgeny.lemeshko@mhi-ras.ru

Аннотация

Исследована сезонная и межгодовая пространственная изменчивость равновесного парциального давления углекислого газа $p\text{CO}_2$ в поверхностном слое вод Черного моря и потока углекислого газа $F\text{CO}_2$ на поверхности раздела атмосфера – море на основе данных биогеохимического реанализа. Измерения *in situ* за 2015–2024 гг. использовали для валидации данных реанализа и сопоставления сезонного хода $p\text{CO}_2$ и $F\text{CO}_2$. Дополнительно сопоставляли значения $p\text{CO}_2$ по данным реанализа в приводном слое атмосферы с инструментальными измерениями. Сезонные циклы осредненного по полигону потока $F\text{CO}_2$ и равновесного парциального давления в приповерхностном слое моря по данным инструментальных наблюдений и биогеохимического реанализа совпадают в пределах 95%-ных доверительных интервалов, за исключением летнего сезона для $p\text{CO}_2$. Между рассматриваемыми параметрами установлены статистически значимые регрессионные соотношения ($p < 0.001$), в результате по данным реанализа получены новые представления о сезонной изменчивости $p\text{CO}_2$ и $F\text{CO}_2$ во всей акватории моря. Это особенно актуально, когда отсутствуют данные наблюдений в зимний и весенний периоды и ограничен район проведения экспедиций. На сезонную изменчивость $p\text{CO}_2$ и $F\text{CO}_2$ основное влияние оказывает температура воды и разность парциальных давлений CO_2 между морем и атмосферой. Распределение $p\text{CO}_2$ и $F\text{CO}_2$ на шельфе и в прибрежной зоне моря показывает значительное влияние апвеллингов у Крыма и речных плумов на сезонную динамику $F\text{CO}_2$.

Ключевые слова: парциальное давление углекислого газа, $p\text{CO}_2$, поток углекислого газа, $F\text{CO}_2$, сезонный цикл $p\text{CO}_2$, сезонный цикл $F\text{CO}_2$, температура воды, соленость, плум, апвеллинг, Черное море, региональный климат CO_2

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по теме FNNN-2024-0016 «Исследование пространственно-временной изменчивости океанологических процессов в береговой, прибрежной и шельфовых зонах Черного моря под воздействием природных и антропогенных факторов на основе контактных измерений и математического моделирования» (шифр «Прибрежные исследования»).

© Лемешко Е. М., Цыганова М. В., Лемешко Е. Е., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Для цитирования: Лемешко Е. М., Цыганова М. В., Лемешко Е. Е. Сезонная изменчивость содержания CO_2 в поверхностном слое вод Черного моря и интенсивности обмена с атмосферой по данным биогеохимического реанализа // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 38–55. EDN UWSOMY.

Seasonal Variability of CO_2 Content in the Surface Layer of the Black Sea Waters and the Intensity of Exchange with the Atmosphere According to Biogeochemical Reanalysis Data

E. M. Lemeshko*, M. V. Tsyganova, E. E. Lemeshko

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: evgeny.lemeshko@mhi-ras.ru

Abstract

This article examines the seasonal and interannual spatial variability of the equilibrium partial pressure of carbon dioxide $p\text{CO}_2$ in the surface water layer and the carbon dioxide flux FCO_2 at the atmosphere-sea interface for the Black Sea based on biogeochemical reanalysis data. *In situ* measurements for 2015–2024 were used to validate the reanalysis data and compare the seasonal variations of $p\text{CO}_2$ and FCO_2 . Additionally, $p\text{CO}_2$ from reanalysis data in the surface layer of the atmosphere was compared with instrumental measurements. Seasonal cycles of the polygon-averaged FCO_2 flux and the equilibrium partial pressure in the near-surface layer of the sea, based on instrumental observations and biogeochemical reanalysis data, coincide within 95% confidence intervals, with the exception of the summer season for $p\text{CO}_2$. Statistically significant regression relationships ($p < 0.001$) were established between the parameters under consideration. As a result, the reanalysis data provided new insights into the seasonal variability of $p\text{CO}_2$ and FCO_2 throughout the sea area. This is particularly relevant when observational data are lacking for the winter and spring periods and the expedition area is limited. Seasonal variability of $p\text{CO}_2$ and FCO_2 is primarily influenced by water temperature and the difference in partial CO_2 pressure between the sea and the atmosphere. The distribution of $p\text{CO}_2$ and FCO_2 on the shelf and in the coastal zone of the sea demonstrates the significant influence of upwellings near Crimea and river plumes on the seasonal dynamics of FCO_2 .

Key words: carbon dioxide partial pressure, $p\text{CO}_2$, carbon dioxide flux, FCO_2 , seasonal cycle of $p\text{CO}_2$, seasonal cycle of FCO_2 , water temperature, salinity, plume, upwelling, Black Sea, regional climate CO_2

Acknowledgments: This work was carried out under state assignment of the Federal Research Center “Marine Hydrophysical Institute of the RAS” on topic FNNN-2024-0016. “Study of spatio-temporal variability of oceanological processes in the coastal, coastal and shelf zones of the Black Sea under the influence of natural and anthropogenic factors based on contact measurements and mathematical modeling” (code “Coastal Research”).

For citation: Lemeshko, E.M., Tsyganova, M.V. and Lemeshko, E.E., 2026. Seasonal Variability of CO_2 Content in the Surface Layer of the Black Sea Waters and the Intensity of Exchange with the Atmosphere According to Biogeochemical Reanalysis Data. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 38–55.

Введение

Углекислый газ, как один из парниковых газов, влияет на теплообмен между поверхностью суши и океана, модулируя повышение температуры воздуха, что запускает вариации климатической системы и в глобальном, и в региональном масштабах [1]. В отличие от открытого океана источники и стоки атмосферного углекислого газа (CO_2) и его поток на границе вода – атмосфера в прибрежных морях изучены недостаточно [2–4]. Для прибрежных регионов Мирового океана характерно поглощение (инвазия) CO_2 в умеренных и высоких широтах и выделение (эвазия) CO_2 в низких широтах и тропиках [2, 3, 5]. При этом среднегодовые значения потока CO_2 в этих регионах сопоставимы с его значениями в прилегающем открытом океане. В целом прибрежные моря являются областями абсорбции CO_2 . Наиболее интенсивные и стационарные зоны поглощения находятся в полярных и субполярных прибрежных морях, район океана около Южной Гренландии имеет самые высокие значения потока CO_2 (до $-7.9 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$) [5]. Черное море занимает второе место по абсорбции CO_2 , поток этого газа достигает здесь приблизительно $-5.0 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ [5, 6]. Таким образом, актуальность проводимого исследования обусловлена важностью изучения потока CO_2 на границе раздела море – атмосфера не только в шельфовой зоне, но и на всей акватории Черного моря во все сезоны.

В Черном море до 1960–1970-х гг. преобладала инвазия CO_2 из атмосферы в воду, поскольку равновесное парциальное давление ($p\text{CO}_2$) оставалось ниже парциального давления углекислого газа в атмосфере [7]. В 1960–1990-е гг. в Черном море было отмечено увеличение общего растворенного неорганического углерода (TCO_2), $p\text{CO}_2$ и уменьшение pH, что привело к негативным тенденциям в трансформации карбонатной системы моря [7]. По времени это совпало с ростом глобально осредненной концентрации атмосферного CO_2 , обусловленным в основном антропогенным воздействием.

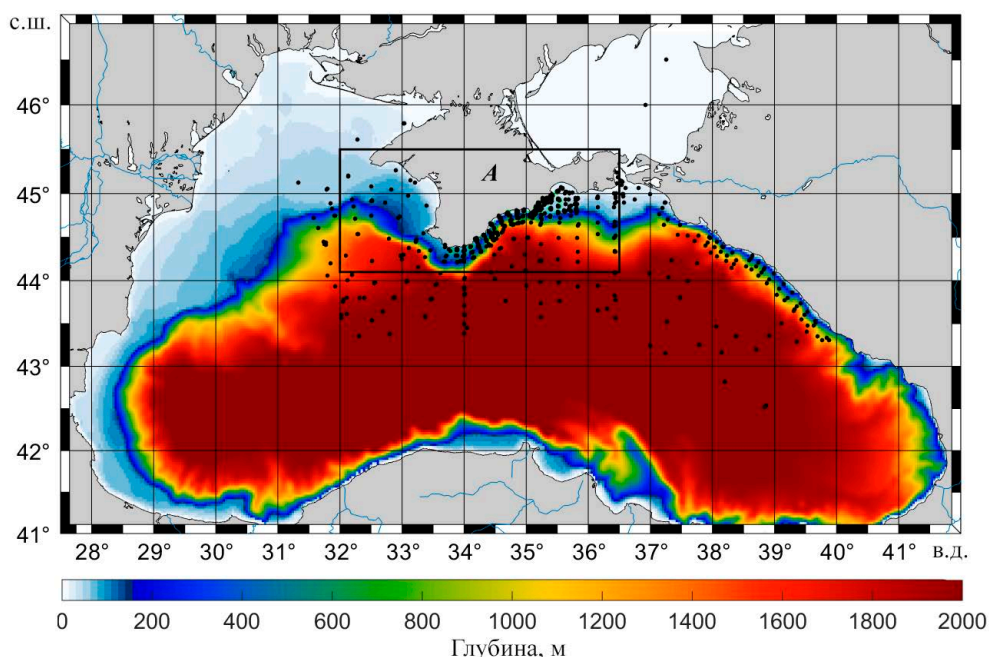
По осредненным данным высокоточных измерений *in situ* парциального давления $p\text{CO}_2$ в поверхностном слое вод, выполненных в ходе 13 экспедиций за 2015–2021 гг. в северо-северо-восточной части Черного моря, был рассчитан сезонный ход $p\text{CO}_2$. Он относится к синусоидальному типу с изменением от 324 до 570 мкاتم при среднем значении 460 мкاتم [8]. При этом с апреля по октябрь северная часть Черного моря выделяет CO_2 в атмосферу, а с ноября по март абсорбирует его [8–10]. Расчеты потока CO_2 в зимний период по данным пространственной гидрохимической съемки северо-северо-восточной части Черного моря в декабре 2022 г. подтвердили направленность потока CO_2 из атмосферы в море с максимумами вдоль восточного побережья Крыма [10]. Показано также, что в прибрежных водах на синоптическом масштабе времени поток CO_2 характеризуется меньшей амплитудой колебаний по сравнению с сезонной и межгодовой изменчивостью [6].

Основными абиотическими факторами, влияющими на поток CO_2 , являются температура воды, скорость ветра и динамика вод [11]. На десятилетнюю изменчивость поглощения CO_2 в океане преимущественное влияние оказывают изменения циркуляции вод и биотические факторы, которые способствуют перераспределению как естественного, так и антропогенного углерода в океане [11]. Пространственная изменчивость потока CO_2 на шельфе Крыма

в декабре 2022 г. качественно совпадала с распределением температуры, скорости ветра и градиента парциального давления на границе море – атмосфера $\Delta p\text{CO}_2$, хотя наиболее сильная корреляционная связь потока CO_2 была выявлена со скоростью ветра (-0.93) [10].

Для внутренних морей дополнительным источником CO_2 являются речные воды, что особенно влияет на потоки CO_2 на шельфе [5, 12]. В Черном море вклад этого источника значителен: сток Дуная, Днестра, Днепра и Южного Буга формируют обширный опресненный поверхностный слой на северо-западном шельфе с высокими концентрациями CO_2 [5,13]. Дополнительным фактором поглощения атмосферного CO_2 в море выступают апвеллинги, которые приводят к снижению температуры поверхностных вод, притоку глубинных богатых углеродом вод и увеличению первичной продукции [4, 14]. Общая площадь поверхности, занимаемой водами апвеллинга, может достигать 14 % от всей площади Черного моря, а в межгодовой изменчивости числа апвеллингов проявляется квазидвухлетняя цикличность [15].

Таким образом, для более полного описания пространственно-временной изменчивости потоков CO_2 и их зависимости от гидрофизических и метеорологических условий для всей акватории Черного моря недостаточно использования только высокоточных гидрохимических измерений *in situ* ввиду ограниченности их выборки по пространству и времени (рис. 1).



Р и с . 1 . Район работ в Черном море. Точками указаны гидрохимические станции, выполненные в 2015–2024 гг., прямоугольником выделена область осреднения данных реанализа (А)

Fig. 1. The study area in the Black Sea. The dots indicate hydrochemical stations for 2015–2024; the rectangle highlights the area of reanalysis data averaging (A)

Цели работы:

- 1) оценить характеристики пространственно-временной сезонной и меж-годовой изменчивости парциального давления CO_2 ($p\text{CO}_2$) в поверхностном слое вод и потока CO_2 на границе раздела море – атмосфера ($F\text{CO}_2$) по данным контактных измерений и биогеохимического реанализа;
- 2) установить статистически значимые регрессионные соотношения для $p\text{CO}_2$, $F\text{CO}_2$ по данным контактных измерений и биогеохимического реанализа и оценить зависимость этих параметров от температуры поверхностных вод.

Материалы и методы

В статье использованы данные, полученные в ходе экспедиционных исследований на НИС «Профессор Водяницкий» за 2015–2024 гг. (табл. 1, рис. 1). Район экспедиционных работ включает северную и северо-восточную части Черного моря и 12-мильную (22.2 км) зону крымского побережья, в которой измерения в основном проводились после 2022 г. (рис. 1). Гидрохимические данные собраны в виде базы градиентов концентрации и потоков CO_2 на границе вода – атмосфера по результатам прямых измерений $p\text{CO}_2$ в северной части Черного моря¹⁾ и представлены в табл. 1.

Таблица 1. Равновесное парциальное давление CO_2 в поверхностном слое вод ($p\text{CO}_2$), в атмосфере ($p\text{CO}_2^{\text{atm}}$), поток CO_2 ($F\text{CO}_2$) и температура воды (T), осредненные по данным измерений в рейсах НИС «Профессор Водяницкий» за 2015–2024 гг.

Table 1. Equilibrium partial pressure of CO_2 in the surface water layer ($p\text{CO}_2$), in the atmosphere ($p\text{CO}_2^{\text{atm}}$), CO_2 flux ($F\text{CO}_2$) and water temperature (T), averaged based on measurement data from R/V *Professor Vodyanitsky* cruises for 2015–2024

Номер рейса / Cruise number	Дата / Date	$p\text{CO}_2$, мкатм / $p\text{CO}_2$, μatm	$p\text{CO}_2^{\text{atm}}$, мкатм / $p\text{CO}_2^{\text{atm}}$, μatm	$F\text{CO}_2$, ммоль·м ⁻² ·сут ⁻¹ / $F\text{CO}_2$, mmol·m ⁻² ·day ⁻¹	T , °C
81	03.11.2015– 10.11.2015	329.4 ± 3.7	402.9 ± 6.8	-3.042 ± 2.76	15.1 ± 0.46
87	01.07.2016– 14.07.2016	490.2 ± 21.2	389.3 ± 2.7	5.84 ± 2.68	25.2 ± 0.32
89	06.10.2016– 15.10.2016	438.2 ± 28.3	405.4 ± 4.9	2.07 ± 1.53	19.2 ± 1.13
91	21.11.2016– 01.12.2016	392.3 ± 8.6	411.4 ± 4.1	-0.28 ± 0.15	12.0 ± 0.82
94	27.04.2017– 05.05.2017	471.2 ± 17.6	413.4 ± 3.8	1.37 ± 0.80	12.4 ± 0.69

¹⁾ База данных градиентов концентрации и потоков CO_2 на границе вода-атмосфера по данным прямых измерений $p\text{CO}_2$ для северной части Черного моря / С. К. Коновалов, Н. А. Орехова, Е. В. Медведев, А. В. Ингеров [и др.] ; ФГБУН ФИЦ «Морской гидрофизический институт РАН». Электрон. дан. Москва, 2023. № гос. регистрации 2023623055.

Окончание табл. 1 / Table 1 (concluded)

Номер рейса / Cruise number	Дата / Date	$p\text{CO}_2$, мкатм / $P\text{CO}_2$, μatm	$p\text{CO}_2^{\text{atm}}$, мкатм / $p\text{CO}_2^{\text{atm}}$, μatm	$F\text{CO}_2$, ммоль·м ⁻² ·сут ⁻¹ / $F\text{CO}_2$, mmol·m ⁻² ·day ⁻¹	T , °C
95	16.06.2017– 02.07.2017	505.3 ± 6.0	395.2 ± 1.4	4.93 ± 1.11	22.5 ± 0.63
98	14.11.2017– 28.11.2017	366.5 ± 7.8	410.5 ± 3.2	–3.05 ± 1.33	12.5 ± 0.59
101	17.12.2017– 26.12.2017	355.1 ± 5.0	413.5 ± 2.4	–6.93 ± 2.46	11.1 ± 0.36
102	12.06.2018– 27.06.2018	500.8 ± 8.8	404.3 ± 2.6	3.05 ± 1.57	23.6 ± 0.82
108	14.07.2019– 02.08.2019	459.5 ± 9.1	402.7 ± 2.8	3.14 ± 1.15	24.5 ± 0.50
114	21.09.2020– 08.10.2020	469.4 ± 30.6	430.3 ± 5.8	3.31 ± 2.65	22.8 ± 1.20
117	30.07.2021– 08.08.2021	515.5 ± 11.9	409.7 ± 1.5	2.69 ± 1.09	28.1 ± 0.30
119	04.09.2021– 19.09.2021	440.5 ± 2.6	411.4 ± 1.28	1.44 ± 0.28	22.3 ± 0.20
125	02.12.2022– 27.12.2022	388.2 ± 2.2	433.9 ± 1.0	–2.06 ± 0.41	13.0 ± 0.25
126	16.03.2023– 04.04.2023	413.4 ± 2.9	438.1 ± 1.0	–2.20 ± 0.69	9.6 ± 0.09
127	14.06.2023– 02.07.2023	474.5 ± 3.5	421.9 ± 1.8	1.70 ± 0.52	22.9 ± 0.21
129	06.10.2023– 22.10.2023	423.2 ± 2.8	437.3 ± 1.0	–0.86 ± 0.38	18.9 ± 0.41
130	07.03.2024– 21.03.2024	370.5 ± 6.8	435.9 ± 2.1	–2.63 ± 0.60	10.3 ± 0.17
131	28.05.2024– 18.06.2024	497.3 ± 5.3	434.3 ± 1.0	2.24 ± 0.56	20.4 ± 0.43

Примечание. Для средних значений приведены 95%-ные доверительные интервалы.

Note: For average values, 95% confidence intervals are given.

Значения парциального давления CO_2 определяли с помощью системы непрерывной прокачки заборной морской воды из поверхностного слоя 1–3 м по методике [16].

Температуру и соленость поверхностного слоя вод измеряли зондирующим комплексом *IDRONAUT OCEAN SEVEN 320PlusM*, а на мелководных станциях с глубинами менее 50 м – гидрологическим *CTD*-зондом ГАП-АК-16. Скорость ветра измеряли системой сбора гидрометеорологической информации и приводили к стандартной 10-метровой высоте наблюдения [17]. Значение

потока углекислого газа на границе вода – атмосфера FCO_2 рассчитывали на основе параметризаций и подхода, предложенных в работе [18]. При этом учитывали константы для диапазона измеренных значений скорости ветра и градиента ΔpCO_2 между поверхностью Черного моря и приводным слоем атмосферы, описанные в работе [10].

Кроме того, использованы данные биогеохимического реанализа на основе модели *NEMO* и блока *BAMHBI* (*Biogeochemical Model for Hypoxic and Benthic Influenced areas*)²⁾. В работе использовали среднемесячные значения pCO_2 и FCO_2 на поверхности моря из реанализа модели *NEMO*–*BAMHBI* на регулярной сетке 2.5×2.5 км за 2015–2024 гг.³⁾ Инструментальные измерения

Т а б л и ц а 2. Регрессионные зависимости параметров реанализа (pCO_2^{re} , pCO_2^{atm-re} , FCO_2^{re} , T^{re}) от соответствующих параметров измерений *in situ* (pCO_2 , pCO_2^{atm} , FCO_2 , T) при уровне значимости $p < 0.001$

Table 2. Regression dependences of parameters (pCO_2^{re} , pCO_2^{atm-re} , FCO_2^{re} , T^{re}) according to reanalysis data on *in situ* measurement data (pCO_2 , pCO_2^{atm} , FCO_2 , T) for the significance level $p < 0.001$

Регрессионная зависимость / Regression dependence	Период / Period	Уравнение регрессии / Regression equation
1. T^{re} от T / T^{re} on T	2015– 2020	$T^{re} = (0.95 \pm 0.08) \cdot T + 0.11 \pm 1.57$, $D = 0.91, R = 0.96$
2. pCO_2 от T / pCO_2 on T	2015– 2024	$pCO_2 = (6.11 \pm 0.97) \cdot T + 333.4 \pm 18.3$, $D = 0.56, R = 0.76$
3. FCO_2 от T / FCO_2 on T		$FCO_2 = (0.35 \pm 0.05) \cdot T - (5.6 \pm 1.0)$, $D = 0.58, R = 0.76$
4. FCO_2 от $(pCO_2 - pCO_2^{atm})$ / FCO_2 on $(pCO_2 - pCO_2^{atm})$		$FCO_2 = (0.045 \pm 0.004) \cdot (pCO_2 - pCO_2^{atm}) -$ $-(0.34 \pm 0.23)$, $D = 0.81, R = 0.90$
5. $(pCO_2 - pCO_2^{atm})$ от T / $(pCO_2 - pCO_2^{atm})$ on T		$(pCO_2 - pCO_2^{atm}) = (7.2 \pm 1.1) \cdot T - 107.6 \pm 19.9$, $D = 0.62, R = 0.79$
6. pCO_2^{re} от pCO_2 / pCO_2^{re} on pCO_2		$pCO_2^{re} = (1.50 \pm 0.14) \cdot pCO_2 - (192.8 \pm 60.5)$, $D = 0.83, R = 0.91$
7. pCO_2^{atm-re} от pCO_2^{atm} / pCO_2^{atm-re} on pCO_2^{atm}	2015– 2020	$pCO_2^{atm-re} = (0.43 \pm 0.11) \cdot pCO_2^{atm} +$ $+(224.8 \pm 45.7)$, $D = 0.53, R = 0.73$
8. FCO_2^{re} от FCO_2 / FCO_2^{re} on FCO_2	2015– 2024	$FCO_2^{re} = (0.69 \pm 0.12) \cdot FCO_2 - (0.09 \pm 0.34)$, $D = 0.58, R = 0.76$

Примечание. D – коэффициент детерминации; R – коэффициент корреляции.

Note: D is the determination coefficient, R is the correlation coefficient

²⁾ Grégoire M., Vandenbulcke L., Capet A. Black Sea Biogeochemical Reanalysis (CMEMS BS-Biogeochemistry) (Version 1) : [Data set] / Copernicus Monitoring Environment Marine Service (CMEMS). 2020. https://doi.org/10.25423/CMCC/BLKSEA_REANALYSIS_BIO_007_005_BAMHBI

³⁾ Vandenbulcke L., Mouchet A., Grégoire M. Black Sea MFC BLKSEA MULTI-YEAR_BGC_007_005. CMEMS, 2024. 36 p. (Quality information document ; CMEMS-BLK-QUID-007-005). URL: <https://documentation.marine.copernicus.eu/QUID/CMEMS-BLK-QUID-007-005.pdf> (дата обращения: 12.08.2026).

$p\text{CO}_2$ в приводном слое атмосферы сопоставляли с $p\text{CO}_2$ атмосферного реанализа на сетке $1^\circ \times 1^\circ$ за 2015–2023 гг. [3]. Погрешность измерений парциального давления CO_2 в приводном слое атмосферы составила менее 1 % [16].

В 2015–2024 гг. распределение экспедиций НИС «Профессор Водяницкий» по месяцам было следующим: в августе и сентябре – по две экспедиции, в июне – пять, в июле – четыре, в остальные месяцы – по три (табл. 1). В январе и феврале рейсов не проводилось. Продолжительность измерений в каждом месяце также варьировалась от нескольких дней до двух недель. Неравномерное распределение данных по месяцам для каждого месяца учитывали при расчете средних значений и среднеквадратических отклонений (СКО), а также соответствующих доверительных интервалов. Методика сравнения средних по полигону инструментальных наблюдений и средних по району *A* данных реанализа (рис. 1) сначала была опробована на поверхностной температуре воды, для которой получено уравнение регрессии при уровне значимости $p < 0.001$ с коэффициентом детерминации $D = 0.91$ и коэффициентом корреляции $R = 0.96$ (строка 1 в табл. 2).

Результаты и обсуждение

Сезонный ход парциального давления CO_2 в море, осредненного по району *A* и по всему морю, по данным реанализа и по соответствующим рейсам из табл. 1, представлен на рис. 2, *a*. По данным инструментальных наблюдений, сезонный ход достигал максимума 495 мкатм (СКО – 40.6 мкатм) в летний период и минимума 364.1 мкатм (СКО – 6.7 мкатм) в ноябре (при отсутствии наблюдений в январе и феврале). Среднее значение при этом составило 440 мкатм.

Отмечается тенденция к уменьшению значений СКО в зимний период по сравнению с летним. По данным реанализа, сезонный ход $p\text{CO}_2$ описывается синусоидальной кривой для осреднения как по району работ *A*, так и по всему морю. Для всего моря максимум достигался в июне (583 мкатм), минимум (369 мкатм) – в январе при среднем значении 457 мкатм. По данным, осредненным по району работ *A*, максимум наблюдался в июле (553 мкатм), минимум (338 мкатм) – в январе при среднем значении 425 мкатм.

Пространственное расположение станций при осреднении влияет на соответствие данным реанализа (см. рис. 1). Средние инструментальные значения $p\text{CO}_2$ за март, апрель, октябрь и декабрь хорошо согласуются с кривой реанализа, осредненной по всему морю, тогда как значения *in situ* за май, сентябрь и ноябрь лучше соответствуют кривой для района *A* (рис. 2, *a*). Летние значения $p\text{CO}_2$, по данным инструментальных наблюдений, примерно на 50 мкатм меньше значений реанализа. Одно из возможных объяснений заключается в изъятии CO_2 из поверхностного слоя вод в период «цветения» кокколитофорида (май – июль) и других биологических организмов, имеющих карбонатный скелет [19]. Однако по данным измерений было установлено отсутствие выраженной статистической связи между концентрацией кокколитов и величиной $p\text{CO}_2$, что указывает на второстепенный вклад «цветения» в изменчивость концентрации CO_2 в поверхностном слое вод [19].

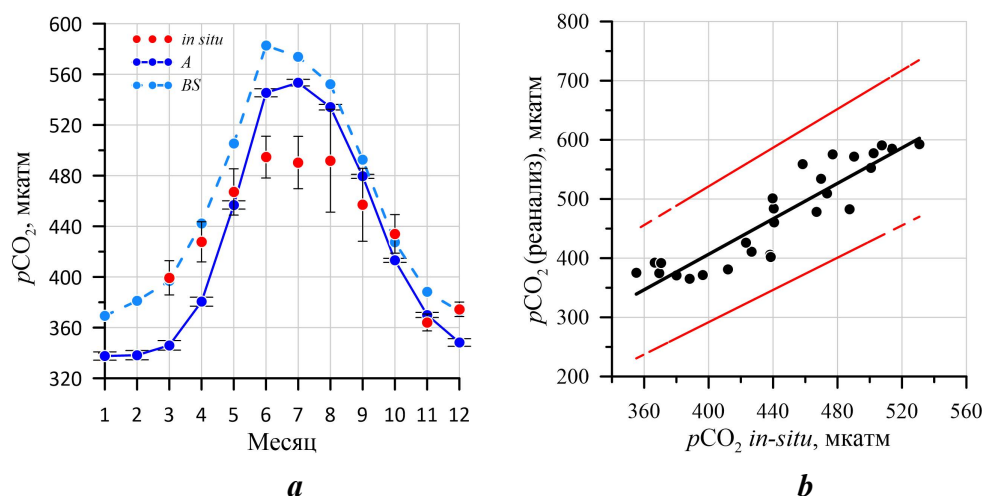
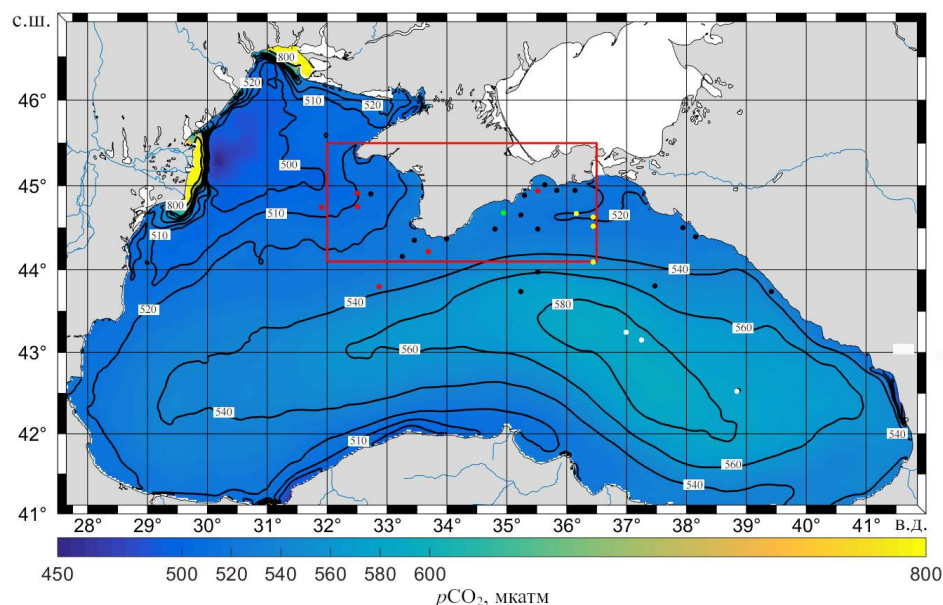


Рис. 2. Сезонный ход равновесного парциального давления CO_2 в море, осредненного по району A , всему морю (BS) и по *in situ* данным экспедиций, приведены среднеквадратичные отклонения (a); регрессия $p\text{CO}_2$ *in situ* и данных реанализа $p\text{CO}_2^{\text{re}}$, осредненных по району A (черная сплошная линия), 95%-ные доверительные интервалы обозначены красными линиями (b)

Fig. 2. Seasonal variations in partial pressure of CO_2 in the sea, averaged over the region (A), the entire sea (BS), and according to *in situ* expedition data (a). Regression of $p\text{CO}_2$ *in situ* and reanalysis data, averaged over region A (solid black line) and 95% confidence intervals (red lines) (b)

Уменьшение значений $p\text{CO}_2$ по инструментальным данным в летний сезон в сравнении с данными реанализа, по-видимому, объясняется большим количеством станций в прибрежной зоне (см. рис. 1, 3). Поэтому указанное выше смещение $p\text{CO}_2$ примерно на 50 мкاتم (рис. 2, a) в летний сезон по данным инструментальных наблюдений объясняется неравномерной локализацией станций в прибрежной зоне Крыма именно в летний сезон проведения экспедиций (рис. 3), в то время как данные реанализа равномерно осреднены по всей области A . Это видно из сопоставления распределения станций по акватории (см. рис. 1) и сезонных карт распределения $p\text{CO}_2$ (рис. 3). Тем не менее между данными $p\text{CO}_2$ *in situ* и данными реанализа, осредненными по району A , получена значимая на уровне $p < 0.001$ регрессия с коэффициентами детерминации 0.83 и корреляции 0.91 (см. рис. 2, b), уравнение регрессии приведено в табл. 2 (строка 6). Следует отметить хорошее соответствие графиков сезонного хода по данным инструментальных наблюдений и по данным реанализа, осредненным для района A . При этом значения $p\text{CO}_2$, по данным реанализа, для всего моря больше, чем для района A , а максимум для всего моря достигается на месяц раньше (в июне) по сравнению с районом A (июль) (см. рис. 2, a).

Результаты сопоставления парциального давления CO_2 в приводном слое атмосферы по данным атмосферного реанализа и прямых измерений показали хорошее соответствие. Для них получено регрессионное соотношение на уровне значимости $p < 0.001$ с коэффициентом детерминации $D = 0.53$ и корреляции $R = 0.73$ (строка 7 в табл. 2).



Р и с. 3. Среднегодовое распределение $p\text{CO}_2$ за июль по данным реанализа за 2015–2024 гг. с указанием гидрохимических станций, для которых выполнена оценка сезонного хода по инструментальным данным, полученным в ходе рейсов: № 87, 2016 г. (красные точки); № 95, 2017 г. (желтые точки); № 108, 2019 г. (черные точки); № 117, 2021 г. (белые точки); № 127, 2023 г. (зеленые точки)

Fig. 3. Annual mean distribution $p\text{CO}_2$ for July 2015–2024 from reanalysis data and location of hydrochemical stations for which an estimate of the seasonal variation was obtained based on instrumental data from cruises: No. 87 (2016, red dots), No. 95 (2017, yellow dots), No. 108 (2019, black dots), No. 117 (2021, white dots), No. 127 (2023, green dots)

В холодный период года, с января по апрель и с октября по декабрь, в районе исследований *A* происходило поглощение атмосферного CO_2 . Максимальные отрицательные значения среднего по району *A* потока $F\text{CO}_2$ составили $-3 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ в марте и декабре, по инструментальным данным, и до $-4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$, по данным реанализа (рис. 4, *a*). В теплый период года, с мая по сентябрь, в районе исследований *A* поток $F\text{CO}_2$ был направлен в атмосферу, достигая максимума $3.4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ в августе (рис. 4, *a*). Средняя температура поверхностного слоя моря также достигала максимума (27°C), по данным инструментальных наблюдений, в августе. При этом значения потока $F\text{CO}_2$, по данным реанализа, для всего моря больше, чем для района *A* (рис. 4, *a*). Осредненный по всему морю поток $F\text{CO}_2$ меняет направление с поглощения на эмиссию примерно на месяц раньше (в апреле), чем в районе *A* (в мае) (рис. 4, *a*).

Максимум $F\text{CO}_2$ по данным реанализа достигается летом на месяц раньше (в июле) и приблизительно на $1 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ превышает средний поток

по инструментальным данным (рис. 4, *a*). Тем не менее занижение инструментальных оценок сезонного хода $p\text{CO}_2$ в летний сезон (см. рис. 2, *a*) приводит к занижению FCO_2 по данным измерений относительно реанализа в июле (рис. 4, *a*). Однако по среднемесячным данным о FCO_2 (измерений *in situ* и реанализа) для района *A* за 2015–2024 гг. получена значимая на уровне $p < 0.001$ регрессия (рис. 4, *b*) с коэффициентами детерминации и корреляции соответственно 0.58 и 0.76 (строка 8 в табл. 2). Качественно сезонная изменчивость среднего по области исследований потока FCO_2 совпадала с сезонным ходом средней температуры и среднего градиента парциального давления $\Delta p\text{CO}_2$, для которых получены значимые уравнения регрессии (строки 3 и 4 в табл. 2 соответственно). Следует отметить хорошее соответствие графиков сезонного хода FCO_2 по данным инструментальных наблюдений и реанализа, осредненных для района *A* (рис. 4, *a*).

На основе данных реанализа получено сезонное пространственное распределение парциального давления (см. рис. 3, 5) и потока CO_2 (рис. 6, 7). В июле район *A* характеризовался значениями $p\text{CO}_2$ до 560 мкатм, что соответствует повышенным значениям на графике сезонного хода, так как большая часть станций находится в прибрежной и шельфовой зонах с $p\text{CO}_2$ до 520 мкатм (см. рис. 3). Минимальные значения (до 500 мкатм) зафиксированы на северо-западном шельфе моря. При этом прибрежные области стоков рек Южный Буг, Днепр и Днестр дают максимальные значения $p\text{CO}_2$ (до 800 мкатм) (см. рис. 3).

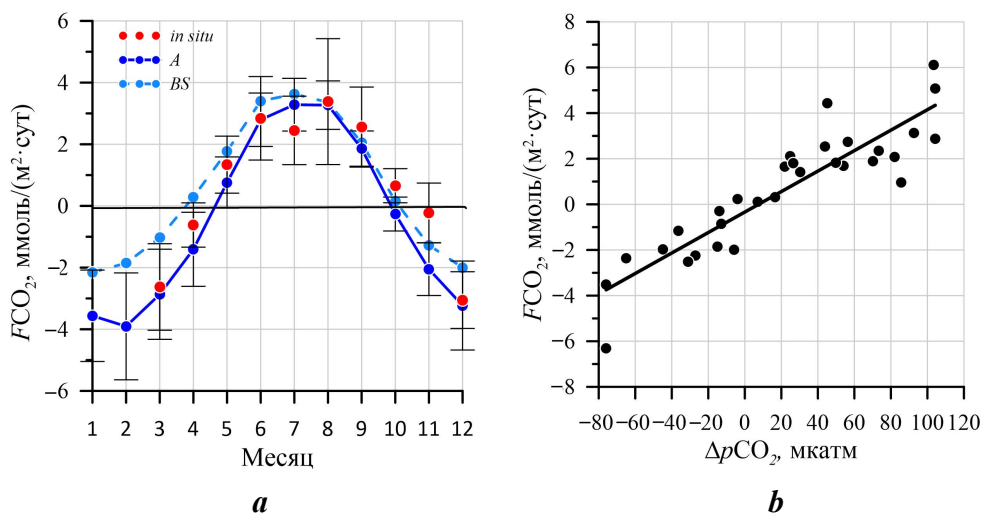
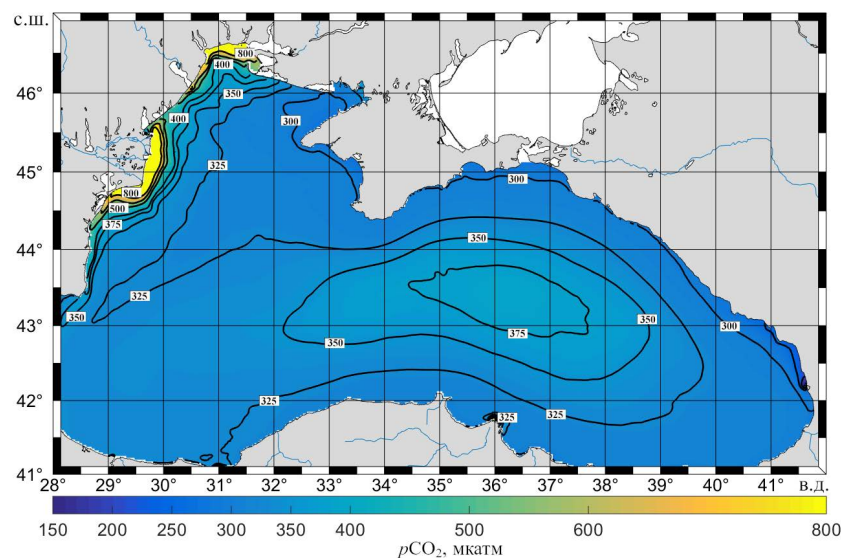


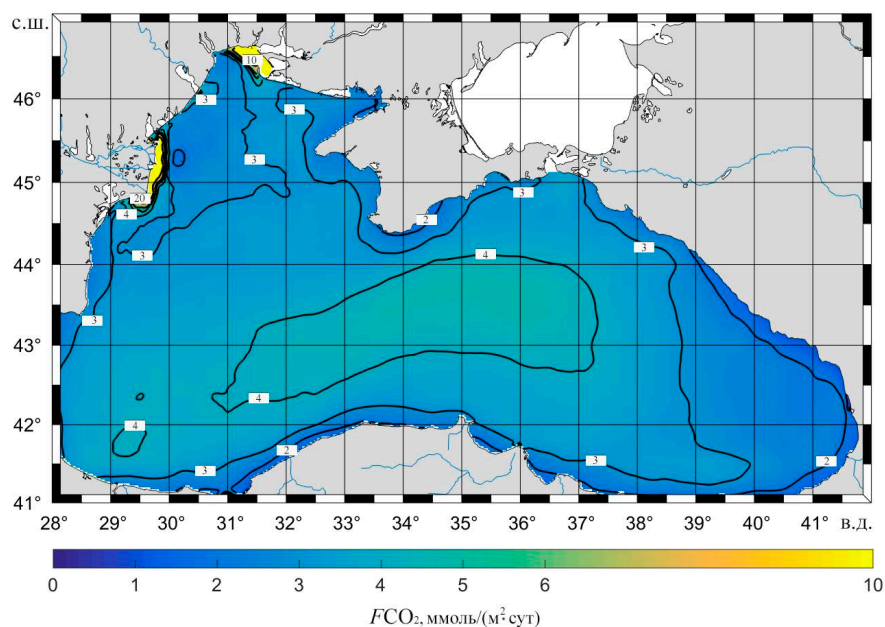
Рис. 4. Сезонный ход потока FCO_2 , осредненного по району *A*, по всему морю (*BS*) и по *in situ* данным экспедиций, приведены среднеквадратичные отклонения (*a*); регрессия FCO_2 и градиента парциального давления CO_2 на поверхности раздела море – атмосфера $\Delta p\text{CO}_2$ по среднемесячным данным *in situ* (*b*)

Fig. 4. Seasonal variation of the FCO_2 flux averaged over region *A*, over the entire sea (*BS*) and according to *in situ* expedition data (*a*). Regression of FCO_2 and the partial pressure gradient of CO_2 at the sea-atmosphere interface $\Delta p\text{CO}_2$ based on monthly average *in situ* data (*b*)



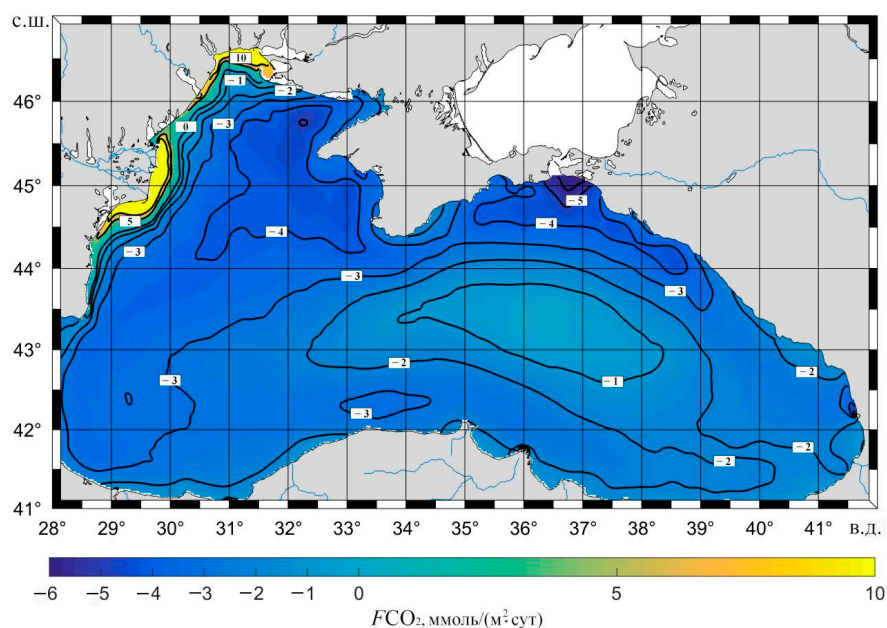
Р и с . 5 . Среднегодовое распределение $p\text{CO}_2$ по данным реанализа за январь 2015–2024 гг.

F i g . 5 . Annual mean distribution $p\text{CO}_2$ according to reanalysis data for January 2015–2024



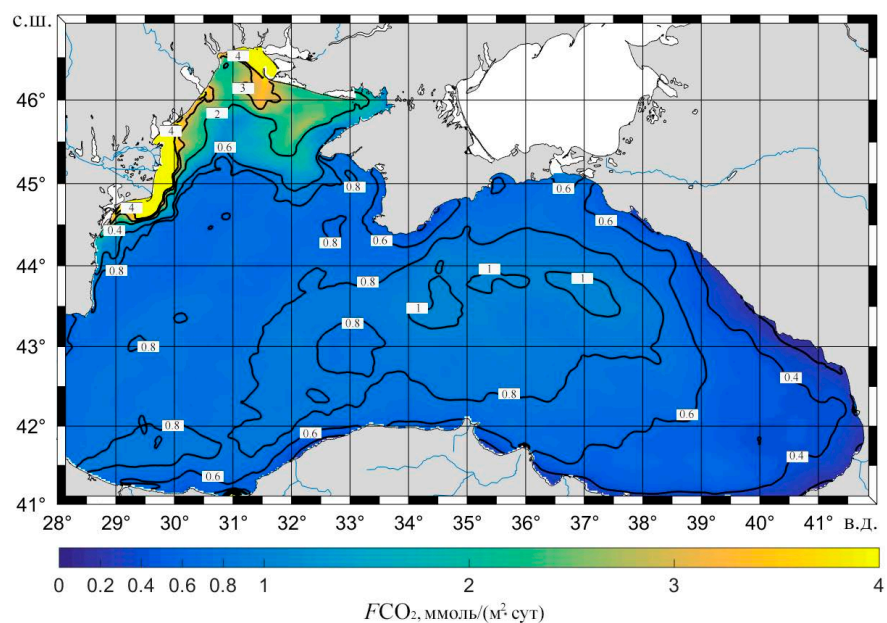
Р и с . 6 . Среднегодовое распределение $F\text{CO}_2$ по данным реанализа за июль 2015–2024 гг.

F i g . 6 . Annual mean distribution $F\text{CO}_2$ according to reanalysis data for July 2015–2024



Р и с . 7 . Среднегодовое распределение FCO_2 по данным реанализа за январь 2015–2024 гг.

Fig . 7 . Annual mean distribution FCO_2 according to reanalysis data for January 2015–2024



Р и с . 8 . Среднегодовое распределение СКО FCO_2 по данным реанализа за июль 2015–2024 гг.

Fig . 8 . Annual mean distribution of pCO_2 standard deviation according to reanalysis data for July 2015–2024

Наибольший источник стока CO_2 в море связан с плюмом Дуная, где значения $p\text{CO}_2$ достигают более 800 мкатм (см. рис. 3). В центральной и западной глубоководных частях также отмечаются значения $p\text{CO}_2$ до 560 мкатм (см. рис. 3). В январе в центральной части моря значения $p\text{CO}_2$ понижаются до 350 мкатм, а в прибрежных и шельфовых областях севера и северо-востока моря – до 250–300 мкатм (см. рис. 5). Зимой площадь речных плюмов сокращается вследствие уменьшения стока рек, но по-прежнему поверхностный опресненный слой остается источником CO_2 для моря со значениями $p\text{CO}_2$ до 800 мкатм (см. рис. 5).

В летний период поток CO_2 направлен из моря в атмосферу, в июле он достигает максимума $F\text{CO}_2$, по данным реанализа, – до $4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ в центральной части моря и свыше $10 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ в областях речных плюмов на северо-западном шельфе (см. рис. 6). Минимальные значения – до $2 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ – были локализованы в прибрежных областях Крыма (см. рис. 6) и совпадали с районами понижения температуры во время сезонных апвеллингов, статистические данные о которых приводятся в работе [15], а локальные минимумы потока $F\text{CO}_2$ наблюдались в восточном и южном районах Крымского п-ова, по данным измерений [10]. На рис. 8 области апвеллингов в районе Крыма оконтурены изолинией СКО $F\text{CO}_2$ $0.6 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$. На северо-западном шельфе изменчивость, обусловленная суммарным воздействием стока рек и апвеллингов, достигает максимальных для всей акватории моря значений – $2\text{--}4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$, а в глубоководной части моря – не превышает $1 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ (рис. 8).

В зимний период поток CO_2 направлен из атмосферы в море. В январе $F\text{CO}_2$ достигает максимума (по абсолютной величине) – до $-4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ – на северо-западном шельфе и в прикерченском районе, минимума – до $-1 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ – в центральной части моря (см. рис. 7). Зимой области речных плюмов на северо-западном шельфе по-прежнему остаются источником CO_2 для моря, поток CO_2 положителен и направлен из моря в атмосферу со значениями $F\text{CO}_2$ в январе свыше $10 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ (см. рис. 7). Речные плюмы рек Южный Буг, Днепр и Днестр характеризуются максимальными значениями $p\text{CO}_2$ (до 800 мкатм) на северо-западном шельфе и служат источником CO_2 для моря (см. рис. 5). Поток CO_2 положителен и направлен из моря в атмосферу со средними значениями $F\text{CO}_2$ свыше $10 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ (см. рис. 3–8). Роль Дуная как основного источника CO_2 на северо-западном шельфе моря проявляется в сезонном ходе CO_2 : максимум концентрации CO_2 в дельте и рукавах Дуная отмечается в мае и октябре [20]. Поскольку максимальный сток рек на северо-западном шельфе приходится на конец апреля – май, площади речных плюмов и, соответственно, потока $F\text{CO}_2$ в атмосферу достигают максимума в мае – июне [13].

Выводы

Сопоставление данных инструментальных наблюдений равновесного парциального давления $p\text{CO}_2$ в приповерхностном слое моря и потока $F\text{CO}_2$ на границе раздела море – атмосфера в 19 экспедициях за 2015–2024 гг. на контрольном полигоне А в северо-северо-восточной части Черного моря с биогеохимическим реанализом показало, что данные реанализа статистически

значимо описывают сезонную и межгодовую пространственно-временную изменчивость парциального давления и потока CO_2 в поверхностном слое моря. Получены следующие результаты:

- Определены значимые регрессионные зависимости и взаимные корреляции для параметров $p\text{CO}_2^{\text{re}}$, $p\text{CO}_2^{\text{atm-re}}$, $F\text{CO}_2^{\text{re}}$, T^{re} по данным реанализа и результатам измерений $p\text{CO}_2$, $p\text{CO}_2^{\text{atm}}$, $F\text{CO}_2$, T *in situ* при уровне значимости $p < 0.001$.

- Сезонный ход осредненного по району *A* равновесного парциального давления $p\text{CO}_2$ в приповерхностном слое моря по данным инструментальных наблюдений и биогеохимического реанализа совпадает в пределах 95%-ных доверительных интервалов, за исключением летнего сезона, что объясняется расположением гидрохимических станций у побережья Крыма в летние экспедиции.

- Сезонный ход осредненного по району *A* потока $F\text{CO}_2$ на границе раздела море – атмосфера по данным инструментальных наблюдений и биогеохимического реанализа совпадает в пределах 95%-ных доверительных интервалов.

- Впервые получены количественные оценки пространственной изменчивости сезонных потоков CO_2 для всей акватории Черного моря: в холодный период (октябрь – апрель) преобладает сток ($F\text{CO}_2 < 0$), в теплый (май – сентябрь) – эмиссия ($F\text{CO}_2 > 0$).

- Впервые для всей акватории Черного моря количественно определен сезонный ход парциального давления $p\text{CO}_2$ в приповерхностном слое вод: максимум 580 мкاتم в июне и минимум 365 мкاتم в январе.

- Для района *A* в северной части моря вокруг Крыма максимум $p\text{CO}_2$ (до 557 мкاتم) наблюдается уже в июле, а минимум в январе достигает 340 мкاتم. Это позволяет восстановить сезонные значения $p\text{CO}_2$ и $F\text{CO}_2$ в зимние месяцы (январь и февраль), когда экспедиции не проводились.

Впервые для всей акватории Черного моря получены для каждого месяца среднемноголетние пространственные оценки равновесного парциального давления $p\text{CO}_2$ в приповерхностном слое моря и потока $F\text{CO}_2$ на границе раздела море – атмосфера.

- Часть северо-западного шельфа и прикерченский район характеризуются максимальной инвазией CO_2 из атмосферы в море в зимний период (в январе $F\text{CO}_2$ достигает $-4 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$), в то время как в глубоководной части моря инвазия слабая (около $-1 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$). Летом максимальная эвазия (в июле $F\text{CO}_2$ достигает $5 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$) охватывает центральную и западную части моря, а в зонах речных плумов на северо-западном шельфе значения могут превышать $10 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$.

- Пространственное распределение потока CO_2 на северо-западном шельфе свидетельствует о влиянии речных плумов (особенно Дуная) на сезонную динамику $F\text{CO}_2$.

- Сопоставление распределения потока CO_2 и его СКО в прибрежной зоне Крыма со статистическими данными о сезонных апвеллингах позволяет сделать качественный вывод о значительном влиянии апвеллингов на $F\text{CO}_2$, особенно в летний период, когда повторяемость и интенсивность апвеллингов максимальны.

На основании полученных значимых регрессионных зависимостей и взаимных корреляций можно заключить, что среди рассмотренных факторов на $p\text{CO}_2$ основное влияние оказывает температура воды, а на $F\text{CO}_2$ – температура воды и разность парциальных давлений CO_2 между морем и атмосферой.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Canadell J. G., Monteiro P. M. S., Costa M. H., Cotrim da Cunha L. et al. Global carbon and other biogeochemical cycles and feedbacks // *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / edited by V. P. Masson-Delmotte [et al.].* New York, NY, USA ; Cambridge, United Kingdom : Cambridge University Press, 2023. P. 673–816. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.007>
2. Landschützer P., Laruelle G. G., Roobaert A., Regnier P. A uniform $p\text{CO}_2$ climatology combining open and coastal oceans // *Earth System Science Data*. 2020. Vol. 12, iss. 4. P. 2537–2553. EDN HZNUIS. <https://doi.org/10.5194/essd-12-2537-2020>
3. Fay A. R., Gregor L., Landschützer P., McKinley G. A. et al. SeaFlux: harmonization of air–sea CO_2 fluxes from surface $p\text{CO}_2$ data products using a standardized approach // *Earth System Science Data*. 2021. Vol. 13, iss. 10. P. 4693–4710. EDN QYJKNR. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4693-2021>
4. Gregor L., Shutler J., Gruber N. High-resolution variability of the ocean carbon sink // *Global Biogeochemical Cycles*. 2024. Vol. 38, iss. 8. e2024GB008127. <https://doi.org/10.1029/2024GB008127>
5. Roobaert A., Laruelle G. G., Landschützer P., Gruber N. et al. The spatiotemporal dynamics of the sources and sinks of CO_2 in the global coastal ocean // *Global Biogeochemical Cycles*. 2019. Vol. 33, iss. 12. P. 1693–1714. <https://doi.org/10.1029/2019GB006239>
6. Хоружий Д. С. Изменчивость потока CO_2 на границе раздела вода – атмосфера в прибрежных водах Черного моря на разных масштабах времени в 2010–2014 гг. // *Морской гидрофизический журнал*. 2018. Т. 34, № 5. С. 434–445. EDN YMQLZJ. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2018-5-434-445>
7. Медведев Е. В., Моисеенко О. Г., Хоружий Д. С. Многолетние изменения карбонатной системы Черного моря с 1932 по 2010 гг. // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2013. Вып. 27. С. 318–321. EDN VBFSCR.
8. Коновалов С. К., Орехова Н. А. Новые представления о содержании CO_2 в поверхностном слое вод Черного моря по данным прямых измерений // *Доклады Российской академии наук. Науки о земле*. 2024. Т. 518, № 2. С. 335–342. EDN FFTINA. <https://doi.org/10.31857/S2686739724100155>
9. Сергеев Д. А., Троицкая Ю. И., Ермакова О. С., Орехова Н. А. Исследование связи между парциальным давлением углекислого газа и температурой морской поверхности в циклических сезонных вариациях в Черноморском регионе // *Морской гидрофизический журнал*. 2024. Т. 40, № 6. С. 805–820. EDN NODXEW.
10. Орехова Н. А., Медведев Е. В., Мукосеев И. Н., Гармашов А. В. Поток CO_2 на границе с атмосферой в северо-восточной части Черного моря // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2024. № 1. С. 57–67. EDN GNFAZA.
11. DeVries T. Atmospheric CO_2 and sea surface temperature variability cannot explain recent decadal variability of the ocean CO_2 sink // *Geophysical Research Letters*. 2022. Vol. 49, iss. 7. e2021GL096018. EDN CRFNHO. <https://doi.org/10.1029/2021GL096018>

12. Bai Y., Cai W.-J., He X., Zhai W. et al. A mechanistic semi-analytical method for remotely sensing sea surface pCO₂ in river-dominated coastal oceans: A case study from the East China Sea // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2015. Vol. 120, iss. 3. P. 2331–2349. <https://doi.org/10.1002/2014JC010632>
13. Цыганова М. В., Лемешко Е. М., Фомин В. В., Рябцев Ю. Н. Моделирование распространения речного плюма в прибрежной зоне бесприливного моря // *Морской гидрофизический журнал*. 2025. Т. 41, № 5. С. 658–680. EDN ZJJJC.
14. Hales B., Takahashi T., Bandstra L. Atmospheric CO₂ uptake by a coastal upwelling system // *Global Biogeochemical Cycles*. 2005. Vol. 19, iss. 1. GB1009. EDN MHOPDX. <https://doi.org/10.1029/2004GB002295>
15. Станичная Р. Р., Станичный С. В. Апвеллинги Черного моря // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2021. Т. 18, № 4. С. 95–207. EDN BNEFX. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-195-207>
16. Хоружий Д. С. Использование приборного комплекса AS-C3 для определения парциального давления углекислого газа и концентрации неорганического углерода в морской воде // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2010. Вып. 23. С. 260–272. EDN WLBMPX.
17. Толокнов Ю. Н., Коровушкин А. И. Система сбора гидрометеорологической информации // *Системы контроля окружающей среды*. 2010. Вып. 13. С. 50–53.
18. Wanninkhof R. Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited // *Limnology and Oceanography: Methods*. 2014. Vol. 12, iss. 6. P. 351–362. <https://doi.org/10.4319/lom.2014.12.351>
19. Орехова Н. А., Корчёмкина Е. Н., Медведев Е. В., Мукосеев И. Н. Изменчивость параметров карбонатной системы поверхностного слоя вод северной части Черного моря в период «цветения» кокколитофорид // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2025. № 3. С. 25–40. EDN VCOCEY.
20. Maier M.-S., Canning A. R., Brennwald M. S., Teodoru C. R. et al. Spatial mapping of dissolved gases in the Danube Delta reveals intense plant-mediated gas transfer // *Frontiers in Environmental Science*. 2022. Vol. 10. 838126. EDN KLRIBT. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.838126>

Поступила 24.02.2026 г.; одобрена после рецензирования 10.03.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Лемешко Евгений Михайлович, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0003-4676-1940**, **SPIN-код: 3836-5786**, **ResearcherID: S-7815-2018**, evgeny.lemeshko@mhi-ras.ru

Цыганова Марина Владимировна, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **ORCID ID: 0000-0003-2398-1756**, **SPIN-код: 2256-0620**, **ResearcherID: S-5426-2018**, m.tsyganova@mhi-ras.ru

Лемешко Егор Евгеньевич, научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0001-5612-000X**, **SPIN-код: 7313-4819**, **ResearcherID: C-5691-2016**, **Scopus Author ID: 57205681264**, e.lemeshko@mhi-ras.ru

Заявленный вклад авторов:

Лемешко Евгений Михайлович – концептуализация, выбор методов анализа данных, анализ результатов исследования, написание оригинального черновика, редактирование текста

Цыганова Марина Владимировна – отбор и обработка гидрохимических данных, анализ и визуализация результатов расчетов, проведение исследования, написание оригинального черновика

Лемешко Егор Евгеньевич – обработка данных реанализа, визуализация результатов, статистический анализ данных, проведение исследования, написание оригинального черновика

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Суточный ход температуры вод Черного моря в районе Южного берега Крыма по данным высокочастотных измерений термопрофилемера

В. А. Рубакина *, А. А. Кубряков, П. В. Гайский

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

** e-mail: valenru93@mail.ru*

Аннотация

Целью настоящей работы является анализ вертикальной изменчивости суточного хода температуры прибрежных вод в районе Южного берега Крыма. Исследование выполнено с использованием данных термопрофилемера с высоким временным разрешением 0.5 с, установленного на океанографической платформе в п. Качивели, за период с 24.08.2021 по 26.11.2023. Определено, что суточный ход температуры выражен на всех горизонтах измерений, наиболее ярко – на верхнем горизонте 0.75 м с мая по август. Максимальные аномалии среднего суточного хода отмечаются в мае – июле в утренние и дневные часы. Максимальный прогрев происходит с 11:00 до 16:00 в слоях до 6–8 м, а в теплый период достигает горизонтов 14–16 м. Рассмотрены отдельные события значительного дневного прогрева в холодный и теплый периоды года. Амплитуда суточного хода составляет 1.3 °C в холодный и 3.5 °C в теплый период. Статистический анализ дневного прогрева ΔT показал, что чаще всего ΔT составляет менее 0.3 °C, а события с ΔT более 2–3 °C редки. Наибольшая температура наблюдается в июне – августе на верхних горизонтах при ветре 2–4 м/с, прогрев может проникать до 18 м. В холодный период (ноябрь – апрель) при сильном ветре температура имеет низкие значения на всех горизонтах. Наибольшие средние значения ΔT отмечаются летом при ветре до 6 м/с, с усилением ветра они снижаются; наименьшие – характерны для холодного периода года. В слоях до 4–6 м значения ΔT летом превышают 0.8–1 °C, а зимой близки к 0 °C на всех горизонтах измерений. Таким образом, данные термопрофилемера могут быть использованы для анализа суточной изменчивости температуры вод прибрежной зоны. Результаты, полученные в исследовании, дополняют уже имеющуюся картину суточной изменчивости температуры в прибрежной зоне Черного моря. В частности, определено, что вертикальное распределение суточных колебаний температуры вод сильно зависит от сезона и ветровых условий, а в летний период дневной прогрев может проникать до глубин 14–18 м.

Ключевые слова: суточный ход температуры, распределенный датчик температуры, термопрофилемер, термокоса, Черное море, Южный берег Крыма

© Рубакина В. А., Кубряков А. А., Гайский П. В., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по темам FNNN-2024-0012 «Анализ, диагноз и оперативный прогноз состояния гидрофизических и гидрохимических полей морских акваторий на основе математического моделирования с использованием данных дистанционных и контактных методов измерений» и FNNN-2024-0001 «Фундаментальные исследования процессов, определяющих потоки вещества и энергии в морской среде и на ее границах, состояние и эволюцию физической и биогеохимической структуры морских систем в современных условиях».

Для цитирования: Рубакина В. А., Кубряков А. А., Гайский П. В. Суточный ход температуры вод Черного моря в районе Южного берега Крыма по данным высокочастотных измерений термопрофилимера // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 56–75. EDN DNXDEJ.

Diurnal Cycle of the Black Sea Waters Temperature in the Area of the Southern Coast of Crimea Based on High-Frequency Measurements of the Thermoprofiler

V. A. Rubakina *, A. A. Kubryakov, P. V. Gaisky

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

** e-mail: valenru93@mail.ru*

Abstract

The aim of this article is to analyze the vertical variability of the diurnal temperature cycle in coastal waters off the Southern Coast of Crimea. The study is based on data from a thermoprofiler with a high temporal resolution of 0.5 s, installed on the oceanographic platform in Katsiveli, covering the period from August 24, 2021, to November 26, 2023. It was found that the diurnal temperature cycle is expressed at all measurement depths and is most pronounced at the uppermost level (0.75 m) from May to August. Maximum anomalies of the mean diurnal cycle are observed in May–July during the morning and afternoon hours. The strongest warming occurs from 11:00 to 16:00 in layers down to 6–8 m, and during the warm season it reaches depths of 14–16 m. Selected events of significant daytime warming in both cold and warm seasons are examined. The diurnal amplitude is 1.3 °C in the cold season and 3.5 °C in the warm season. Statistical analysis of daytime warming ΔT shows that ΔT is most often less than 0.3 °C, while events with ΔT exceeding 2–3 °C are rare. The highest temperatures are observed in June – August at the uppermost levels under wind speeds of 2–4 m/s, with warming penetrating down to 18 m. During the cold season (November–April), under strong winds, temperatures are low at all depths. The highest mean ΔT values occur in summer at wind speeds up to 6 m/s, decreasing with increasing wind speed. The lowest ΔT values are characteristic of the cold season. In layers down to 4–6 m, ΔT exceeds 0.8–1 °C in summer, while in winter it is close to 0 °C at all measurement levels. Thus, thermoprofiler data can be successfully used to analyze the diurnal variability of water temperature in the coastal zone. The results obtained in this study complement the existing understanding of diurnal temperature variability in the coastal Black Sea. In particular, it was determined that the vertical distribution of diurnal temperature fluctuations strongly depends on the season and wind conditions, and in summer daytime warming can penetrate to depths of 14–18 m.

Keywords: temperature diurnal cycle, distributed temperature sensor, thermoprofiler, thermistor chain, Black Sea, Southern Coast of Crimea

Acknowledgements: The study was performed under state assignment of MHI RAS on topics FNNN-2024-0012 “Analysis, diagnosis and real-time forecast of the state of hydrophysical and hydrochemical fields of marine water areas based on mathematical modelling using data from remote and in situ methods of measurements” and FNNN-2024-0001 “Fundamental studies of the processes that determine fluxes of matter and energy in the marine environment and at its boundaries, the state and evolution of the physical and biogeochemical structure of marine systems in modern conditions”.

For citation: Rubakina, V. A., Kubryakov, A.A. and Gaisky, P.V., 2026. Diurnal Cycle of the Black Sea Waters Temperature in the Area of the Southern Coast of Crimea Based on High-Frequency Measurements of the Thermoprofilemeter. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 56–75.

Введение

Мониторинг состояния прибрежной зоны моря, такой как Южный берег Крыма (ЮБК), необходим для понимания и прогнозирования протекающих в ней природных процессов и их воздействия на окружающую среду. Исследование температурной изменчивости прибрежных вод Черного моря в районе ЮБК имеет важное значение для оценки динамики экосистем, выявления климатических изменений и процессов взаимодействия на границе море – суша. Среди множества гидрофизических параметров вертикальная термическая структура вод является наиболее информативной, поскольку она определяет динамику биогеохимических компонентов морской среды, состояние береговой зоны и ее рекреационный потенциал. Особый интерес представляет температурная изменчивость, отражающая как сезонные, так и внутрисуточные колебания, которые влияют на экосистемные процессы и взаимодействие между морем и сушей.

Прибрежная зона ЮБК отличается высокой динамичностью температурного режима, обусловленной ее географическим положением и климатическими условиями. Поскольку значимые приливные колебания здесь отсутствуют, определяющую роль в формировании термической структуры играют апвеллинги и волновые процессы различной природы. Выявление таких трудно-предсказуемых событий, продолжительность которых варьируется от нескольких минут до нескольких дней, возможно только при проведении длительных непрерывных наблюдений [1].

Исследование суточного хода температуры верхнего слоя океана входит в число приоритетных задач современной океанологии, так как именно суточные колебания вносят существенный вклад в турбулентный обмен теплом и импульсом между океаном и атмосферой, влияют на формирование ветровых полей [2, 3]. Изменения стратификации вод, вызванные суточными колебаниями потоков тепла, влияют на физические и биогеохимические процессы в верхнем слое океана [2]. Как показано в работе [4], суточная изменчивость температуры в приповерхностном слое океана тесно связана с радиационным балансом и турбулентным обменом. Суточный ход температуры регистрируется практически во всем Мировом океане, и его учет обязателен для корректной оценки приповерхностной температуры воды, играющей значительную роль в тепло-массообмене через границу вода – воздух. Результаты моделирования подтверждают, что суточная изменчивость температуры существенным образом

модулирует стратификацию вод, условия турбулентности и формирование верхнего квазиоднородного слоя [5–7].

Этой проблематике посвящено множество исследований как зарубежных, так и отечественных авторов [8–13] с привлечением данных контактных измерений и спутникового мониторинга. Фундаментальные работы по общей циркуляции и климатологии Черного моря, например [14, 15], опираются на стандартные гидрологические разрезы, которые не могут адекватно отобразить высокочастотную суточную изменчивость и прибрежные процессы, характерные для прибрежной зоны ЮБК.

Следует отметить, что одним из главных факторов, формирующих термический режим у крымского побережья, являются апвеллинги. Именно им посвящено подавляющее большинство современных исследований изменчивости прибрежной термической структуры вод [1, 16–19]. Так, в работе [1] на основе данных термокосы с временным разрешением 60 с оценен сезонный цикл синоптической термической изменчивости вод на Черноморском гидрофизическом подспутниковом полигоне (ЧГПП), пгт Кацивели, в 2013 г., и рассмотрены реализации апвеллингов, не связанных с ветровым воздействием. В работе [20] с помощью термопрофилирующих дрейфующих буйев изучалась вертикальная термическая структура вод Черного моря, а в [21] высокочастотные данные сканера *SEVIRI* в сочетании с результатами береговых контактных измерений позволили успешно исследовать изменчивость температуры поверхности моря (ТПМ) в прибрежной зоне ЮБК.

Термическая структура вод на ЧГПП в пгт Кацивели изучается со стационарной океанографической платформы МГИ с середины 1990-х гг. с использованием различных приборов, в том числе термокосы, установленной от приповерхностного до придонного слоя. В [22] приведены сведения о самой платформе и ее возможностях для проведения длительных гидрометеорологических измерений, а также многолетние данные о вертикальном распределении температуры моря (1981–2003 гг.), показавшие положительный тренд среднегодовых значений температуры моря. В работе [23] представлены результаты многолетних измерений температуры воды у ЮБК, выполненных в районе океанографической платформы на глубинах до 25 м, а также соответствующие данные о поле ветра в этом районе. Для теплого полугодия детализированы месячные изменения температуры на шести стандартных горизонтах (1, 5, 10, 15, 20 и 25 м), а также зафиксированы стонно-нагонные процессы и их временная изменчивость.

Широкое применение термокос и термопрофилемеров не привело к детальному исследованию суточного хода температуры, поскольку большинство работ посвящено исследованию апвеллингов и внутренних волн. Исключением является работа [24], где с помощью термокосы измеряли температуру вод Балаклавской бухты на глубинах от 14.5 до 29 м (29.01.2022–04.02.2022). На каждом датчике было зарегистрировано 303 значения температуры воды. За все время измерений максимальная температура составляла 9.075 °С, минимальная – 8.375 °С. В результате проведенного исследования был сделан вывод о том, что суточный ход в данных термокосы не наблюдается. Более детально особенности вертикальной изменчивости суточного хода температуры вод Черного моря рассмотрены в работе [25], в которой изучались

события значительного дневного прогрева для холодного и теплого периода года. Однако эти измерения относятся преимущественно к глубоководной части Черного моря. Кроме того, вертикальное разрешение термодрифтеров [20] в поверхностном слое недостаточно высоко и ограничено данными лишь с двух датчиков – на горизонтах 0.2 и 12.2–12.5 м. Данные дистанционного зондирования сканера *SEVIRI* [26] позволяют оценить суточный ход ТПМ, а также события экстремального прогрева, но вертикальное распределение температуры этим сканером не регистрируется. Модельное исследование [27] воспроизводит на основе результатов расчета *NEMO* вертикальное распределение суточного хода температуры для бассейна Черного моря в различные сезоны 2015 г., однако применительно к району ЮБК подобные работы не проводились.

Таким образом, в настоящий момент исследования, в которых на основе длительных контактных измерений анализировалось бы вертикальное распределение суточного хода температуры в прибрежной зоне ЮБК в различные сезоны, отсутствуют.

Цель нашей работы – оценить суточную изменчивость температуры верхнего слоя вод в районе ЮБК с использованием высокочастотных данных термопрофилера за период более двух лет. Для реализации этой цели выполнены следующие задачи: изучены и описаны вертикальное распределение суточных колебаний и его особенности в различные сезоны года, проведен статистический анализ дневных прогревов в верхнем слое вод, проанализирована взаимосвязь суточной изменчивости температуры с ветровым воздействием.

Методы

Район и период измерений. Исследование выполнено на основе данных, полученных на стационарной океанографической платформе Морского гидрофизического института РАН, расположенной в пгт Кацивели (ЮБК) на расстоянии около 500 м от берега. Глубина моря в точке измерений составляла около 30 м. Измерения проведены с 24.08.2021 по 26.11.2023.

Данные термопрофилера. Вертикальные профили температуры получали с помощью распределенного датчика температуры (термопрофилера) общей длиной 24 м, состоящего из 16 полутораметровых термочувствительных участков [28]. Заякоренная на дне у платформы установка датчика обеспечивала непрерывные измерения интерполированного температурного профиля до глубины 19.5 м. Оставшиеся участки (4.5 м) располагались вертикально над водой и на границе раздела сред в зоне поверхностного морского волнения. В настоящей работе анализировали данные с 16 горизонтов измерений: 0.75, 2.25, 3.75 м над уровнем моря; –0.75, –2.25, –3.75, –5.25, –6.75, –8.25, –9.75, –11.25, –12.75, –14.75, –15.75, –17.25, –18.75 м относительно уровня моря. Первичный период опроса всех участков составлял 0.5 с, что позволяло получать почти мгновенную картину вертикальной стратификации температуры. Инструментальное разрешение измерительных каналов датчика составляло 0.0026 °C. Заявленная погрешность измерений на участках профиля – 0.1 °C. Тепловая инерционность датчика – около 30 с [29].

Данные о скорости ветра. Измерения¹⁾ проводили на той же платформе на высоте 21 м над уровнем моря с последующим приведением к стандартной высоте наблюдения 10 м [30]. Использовали при этом морскую часть платформы, ориентированную примерно 50°–230° относительно севера. Доступный для измерений диапазон направлений ветра составляет 340°–0°–270°. Все данные прошли контроль качества с отбраковкой ненадежных фрагментов.

Обработка данных. Для анализа временной изменчивости и суточного хода температуры исходные данные термопрофилемера (период опроса 0.5 с) были осреднены до часовых значений. Анализировали данные для горизонтов 0.75 м и ниже. Для каждого горизонта измерений построены временные ряды температуры, на основе которых оценивались сезонная и суточная изменчивость.

Для количественной оценки суточных колебаний использовались два параметра:

- амплитуда суточного хода (A), которую рассчитывали как разность между максимальным и минимальным значениями температуры за календарные сутки. Этот параметр характеризует общий размах суточных колебаний, однако может искажаться за счет апвеллингов, приводящих к резким похолоданиям;

- дневной прогрев (ΔT) – разность температуры в 17:00 и 4:00 местного времени:

$$\Delta T = T_{17:00} - T_{04:00}.$$

Выбор этих часов обоснован тем, что, согласно предварительному анализу среднего суточного хода, на 04:00 приходится минимум температуры, а на 17:00 – максимум в большинстве месяцев. Использование ΔT позволяет более объективно оценить именно дневной прогрев, исключая влияние апвеллингов и других кратковременных похолоданий, которые могут давать ложное завышение амплитуды A .

Статистический анализ. Для оценки повторяемости событий дневного прогрева построены гистограммы распределения ΔT для всего периода измерений, а также отдельно для теплого (май – сентябрь) и холодного (ноябрь – март) сезонов. Анализировались только положительные значения ΔT (случаи, когда температура в 17:00 превышала температуру в 04:00).

Ограничения. Анализ проводился для одной фиксированной локации измерения, поэтому полученные результаты отражают локальные особенности суточного хода и могут не полностью соответствовать условиям открытого моря. Данные профилемера охватывают только верхние слои 0–19.5 м, что ограничивает возможность анализа на более глубоких горизонтах.

¹⁾ База данных мониторинга характеристик ветра акватории прибрежного экотона Черного моря у мыса Кикинеиз Южного берега Крыма за 2013–2022 гг. / А. С. Кузнецов, А. В. Гармашов, В. В. Зима ; ФГБУН ФИЦ «Морской гидрофизический институт РАН». Электрон. дан. Москва, 2023. № гос. регистрации: RU 2023622482.

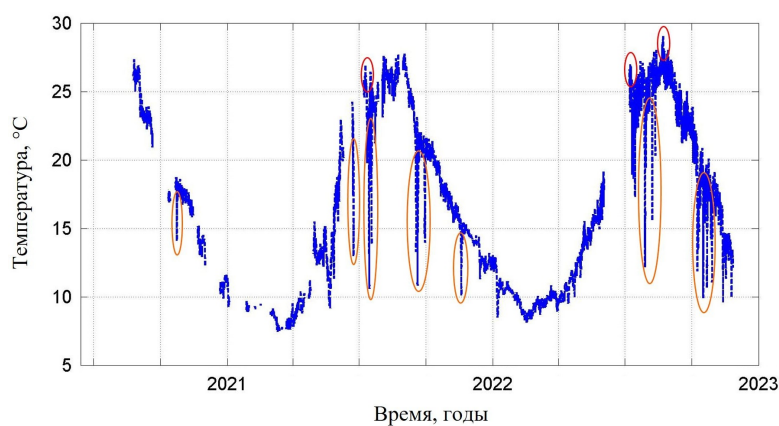
Результаты и обсуждение

Суточный и сезонный ход температуры вод в верхнем слое

Временной ход температуры воды на горизонте 0.75 м с 24.08.2021 по 26.11.2023 (рис. 1) демонстрирует четко выраженный сезонный ход и суточную изменчивость. Наименьшая температура на этом горизонте составила 7.4 °C (23:00 10.03.2022), а наибольшая – 29 °C (16:00 22.08.2023). В картине временного хода температуры выделяются события апвеллингов и экстремальных дневных прогревов с амплитудой суточного хода температуры на верхнем горизонте, превышающей 10 °C (примеры отмечены эллипсами на рис. 1).

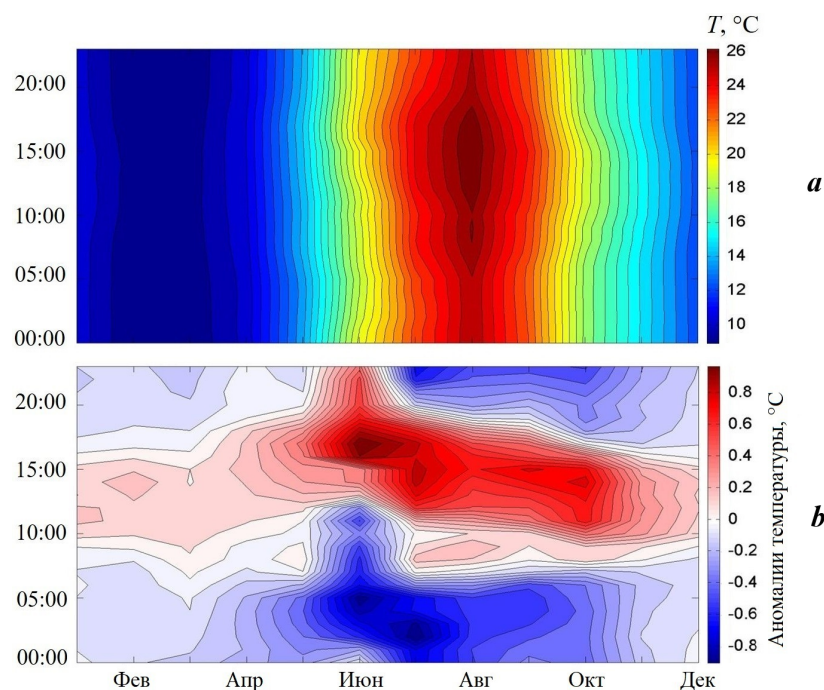
На рис. 2, *a* представлено распределение средней температуры на горизонте измерений 0.75 м по месяцам и часам суток. Из полученного распределения видно, что сезонный ход вносит наиболее существенный вклад в температурную изменчивость. Максимальные температуры в течение года приходятся на август (в послеобеденные часы) и составляют в среднем 26.6 °C, минимальные наблюдаются в феврале – марте (в ночные и утренние часы) и составляют 8.9–9 °C.

Диаграмма аномалий температуры (рис. 2, *b*) показывает отклонение суточного хода температуры на горизонте 0.75 м от среднего сезонного значения. Наибольшие по модулю аномалии наблюдаются в мае – августе, суточный ход температуры наиболее выражен. Максимальные значения регистрируются в июне – июле и составляют от –0.9...–0.8 °C (2:00–5:00) до приблизительно +1 °C в 17:00. Такое распределение среднего суточного хода хорошо согласуется с оценками, полученными ранее по данным *SEVIRI* о ТПИМ [26], и картиной распределения, полученной в работе [27] по результатам расчета



Р и с . 1 . Временная изменчивость температуры воды на горизонте 0.75 м с 24.08.2021 по 26.11.2023, по данным термопрофилемера (красными эллипсами отмечены примеры экстремального дневного прогрева, оранжевыми – апвеллинга)

F i g . 1 . Temporal variability of temperature at a depth of 0.75 m from 24.08.2021 to 26.11.2023, based on thermoprofiler data (examples of extreme daytime warming are marked with red ellipses; examples of upwelling events are marked with orange ellipses)



Р и с . 2 . Сезонная изменчивость температуры T (a); аномалии температуры (b), по данным термопрофилирующего прибора за 2021–2023 гг. на горизонте 0.75 м по часам суток и месяцам

Fig. 2. Seasonal variability based on thermoprofiler data for 2021–2023: temperature at a depth of 0.75 m by hour of day and month (a); temperature anomalies at a depth of 0.75 m by hour of day and month (b)

модели *NEMO*. Расхождение с данными термодрифтеров [25] на горизонте 0.2 м (максимальные аномалии в апреле – мае, достигающие ± 0.4 °C) объясняется, вероятнее всего, тем, что термопрофилирующий прибор был расположен в прибрежной зоне на мелководье и измерения проводили в одной фиксированной точке. В летний период дополнительный вклад в изменчивость суточного хода в прибрежной зоне вносят бризовые ветры. Термодрифтеры, напротив, работали преимущественно в глубоководной части Черного моря и постоянно изменяли свое положение.

Вертикальное распределение суточного хода температуры

На горизонте 0.75 м средний суточный ход прослеживается в течение всего года (рис. 3). Максимальные температуры фиксировали в период с 11:00 до 16:00, время наступления максимума варьировалось по месяцам: в феврале – в 14:00, в мае – в 17:00, в августе – в 15:00, а в ноябре – в 12:00 (рис. 3, a – d).

Одним из анализируемых в работе параметров является амплитуда (A) суточного хода. A принимает максимальные значения в июне – октябре. На верхнем горизонте измерений в июне она достигала 1.8 °C, в июле – 1.7 °C.

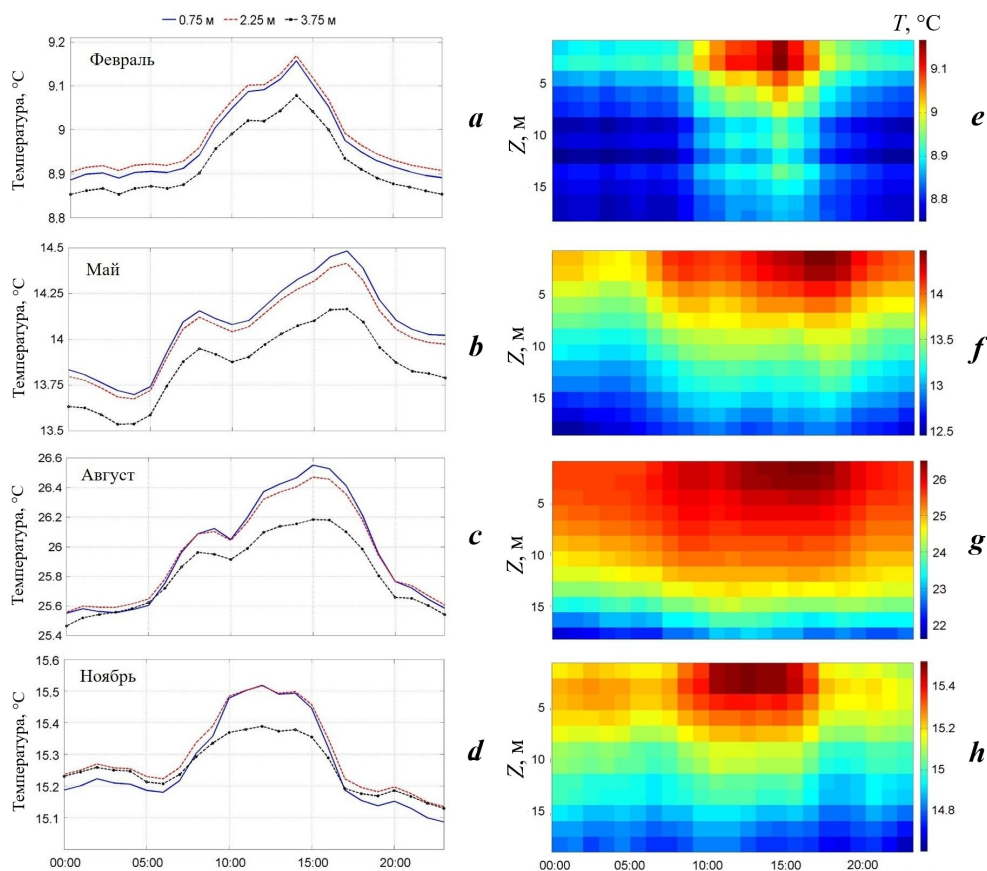


Рис. 3. Средний суточный ход температуры на горизонте 0.75, 2.25 и 3.75 м (a – d) и вертикальное распределение среднего суточного хода температуры (e – h) в феврале (a, e), мае (b, f), августе (c, g), ноябре (d, h) 2021–2023 гг.

Fig. 3. The average temperature diurnal cycle at depths of 0.75, 2.25 and 3.75 m (a–d) and vertical distribution of the average temperature diurnal cycle (e–h) for February (a, e); May (b, f); August (c, g); November (d, h) 2021–2023

В холодный период года средняя амплитуда не превышала 0.4 °C. Максимальный прогрев отмечен преимущественно в верхних слоях до 6–8 м глубины. Однако в теплый период года он распространялся до нижних горизонтов измерений 14–16 м (рис. 3.) На горизонте 18.75 м средний суточный ход температуры в большей или меньшей степени был выражен для всех месяцев, за исключением июля и ноября. Наиболее явно он проявлялся в июне ($A = 1.5$ °C), августе ($A = 1.4$ °C) и октябре ($A = 0.7$ °C).

Необходимо отдельно отметить, что в холодный период (ноябрь – март) и в период сезонного снижения температуры (август – октябрь) в утренние и вечерние – ночные часы температура воды на верхнем горизонте измерений была меньше, чем в нижележащих слоях. Это хорошо просматривается на рис. 3, a, c, d. В декабре – марте температура на горизонте 0.75 м была ниже,

чем на горизонте 2.25 м. С августа по ноябрь в вечерние и утренние часы температура в верхнем слое была ниже, чем на горизонте 3.75 м (рис. 3), и только с 10:00 до 15:00 становилась выше, чем в нижележащих слоях.

В работе [25], в которой исследовался средний суточный ход для горизонтов 0.2 и 12.2 м, такое вертикальное распределение температуры в суточном ходе связывается с тем, что в дневные часы воды верхнего слоя прогреваются, а в ночные и утренние часы ночная конвекция выхолаживает этот верхний слой и температура на нижних горизонтах оказывается выше, чем в верхнем слое.

Особенности суточного хода и дневного прогрева

Дневной прогрев в теплый период года. На временной диапазон измерений термопрофилемером пришлось два теплых периода – с мая по август 2022 и 2023 гг. Данные термопрофилемера хорошо отражают сезонный прогрев. Наибольшие значения температуры зарегистрированы в августе. Наблюдается ряд событий выраженного апвеллинга.

Рассмотрим более подробно события значительного дневного прогрева в теплый период. На примере мая 2023 г. (рис. 4, а) хорошо видно, что в среднем значения A на верхнем горизонте не превышали $3.5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Значения A более $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ соответствуют событиям апвеллинга (выделены голубой областью). Например, 28 мая A достигала $13.4\text{ }^{\circ}\text{C}$ вследствие выхолаживания, когда температура воды на горизонте 0.75 м в этот день была почти сравнялась с температурой на горизонте 18.75 м (рис. 4, а).

Событие интенсивного дневного прогрева зафиксировано 22.07.2023 (рис. 4, б). Температура верхнего слоя увеличилась от 23.7 до $27.2\text{ }^{\circ}\text{C}$, $A = 3.5\text{ }^{\circ}\text{C}$. В этот день скорость ветра была ниже, чем в предыдущий и последующий дни, и не превышала 6 м/с , температура воздуха достигала $29\text{ }^{\circ}\text{C}$. При этом 21 и 23 июля, когда скорость ветра превышала 10 м/с , аналогичного прогрева не наблюдалось, несмотря на высокую температуру воздуха (рис. 4, б). Формировалась устойчивая стратификация: температура вод на горизонте 18.75 м оставалась на уровне $18\text{--}19\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Средняя амплитуда суточного хода A составила $2\text{ }^{\circ}\text{C}$, достигая в ряде случаев $3\text{--}3.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (рис. 4, б). В качестве примера рассмотрим событие прогрева 22 июля: за сутки A достигла $3.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, температура воды повысилась от 23.7 до $27.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (рис. 4, б). Это было обусловлено гидрометеорологическими условиями: скорость ветра в эти сутки не превышала 6 м/с , а температура воздуха возросла с 24.5 до $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. При этом 23 июля, несмотря на существенное повышение температуры воздуха до $27.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, такого прогрева воды не наблюдалось из-за усиления ветра до 10 м/с . Отмечалась температурная стратификация: на горизонте 18.75 м температура воды в этот временной интервал не превышала $17\text{ }^{\circ}\text{C}$, что было существенно ниже, чем в верхних слоях.

Дневной прогрев в холодный период года. В холодный период года (рис. 5, а) – с декабря 2022 г. по март 2023 г. – средняя амплитуда суточного хода на верхнем горизонте 0.75 м составила $0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, что несколько выше оценок, полученных в работе [11] по данным термокосы в Балтийском море за аналогичный период 2014 г. ($0.1\text{--}0.3\text{ }^{\circ}\text{C}$). Такое различие, вероятно, связано

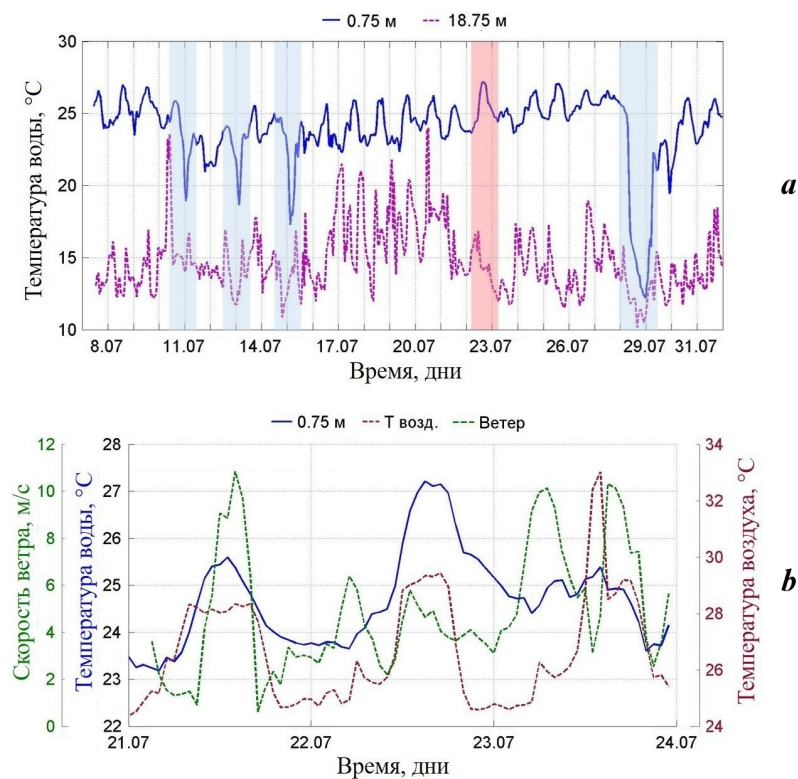


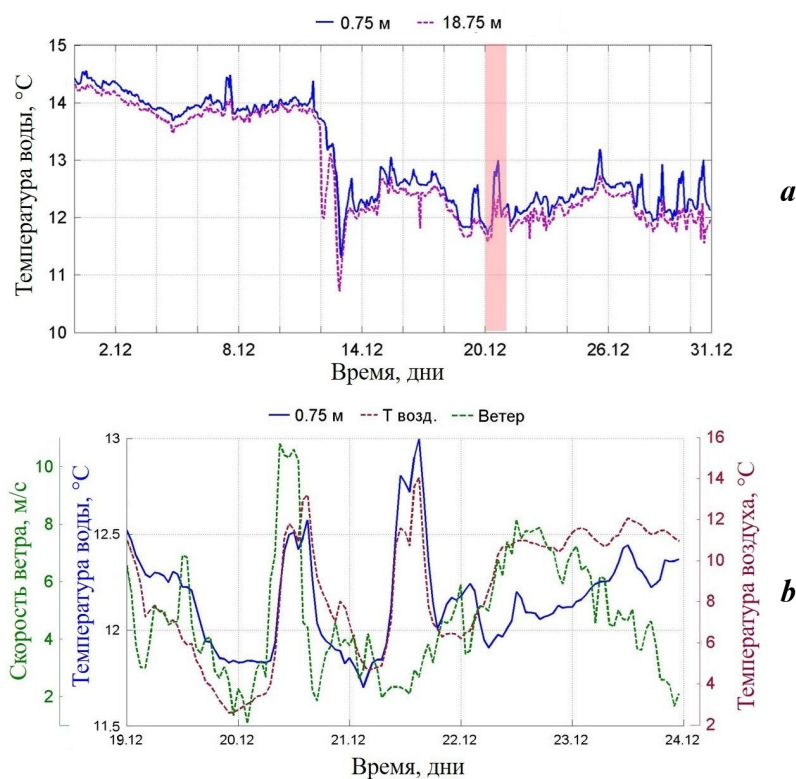
Рис. 4. Временной ход температуры на горизонтах 0.75 и 18.75 м с 07.07.2023 по 31.07.2023 (красной областью выделено событие прогрева 22.07.2023, голубыми – события апвеллинга) (а); временной ход температуры воздуха, температуры воды на горизонте 0.75 м, скорости ветра (б)

Fig. 4. Temporal variability of temperature at depths of 0.75 m and 18.75 m from 7.07.2023 to 31.07.2023 (the warming event on 22 July 2023 is highlighted with red shading; upwelling events are highlighted with blue shadings) (a); time series of air temperature, water temperature at a depth of 0.75 m, and wind speed (b)

с разными районами измерений: в настоящей работе использовались данные профилемера в прибрежной зоне Черного моря, тогда как в [11] измерения проводились термокосой в открытой части Балтийского моря.

Выделены четыре события прогрева, для которых значения A достигают и превышают $1\text{ }^{\circ}\text{C}$: 21.12.2022 ($1.3\text{ }^{\circ}\text{C}$), 29.12.2022 ($1\text{ }^{\circ}\text{C}$), 08.01.2023 ($1.2\text{ }^{\circ}\text{C}$) и 06.03.2023 ($1\text{ }^{\circ}\text{C}$).

Рассмотрим более подробно событие прогрева 21.12.2022 (рис. 5, b). В этот день температура воды и амплитуда ее суточного хода достигли достаточно высоких значений – 14 и $1.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ соответственно. Скорость ветра за рассматриваемые сутки не превышала 6 м/с , а в дневные часы сохранялись почти штилевые условия ($2\text{--}4\text{ м/с}$). При этом температура воздуха достигла максимума и составляла $12\text{--}14\text{ }^{\circ}\text{C}$ в дневные часы. Кроме того, в предыдущие сутки,



Р и с . 5 . Временная изменчивость температуры на горизонтах 0.75 и 18.75 м с 01.12.2022 по 31.01.2023 (красной областью выделено событие прогрева 21.12.2022) (а); временной ход температуры воды, температуры воздуха, скорости ветра с 19.12.2022 по 23.12.2022 (б)

Fig . 5 . Temporal variability of temperature at depths of 0.75 m and 18.75 m from 1.12.2022 to 31.01.2023 (the warming event on 21.12.2022 is highlighted with red shading) (а); time series of water temperature, air temperature, and wind speed for the period from 19.12.2022 to 23.12.2022 (б)

20 декабря, также отмечен существенный дневной прогрев с $A = 0.75$ °C при достаточно высокой температуре воздуха (13.2 °C). Хорошо видно, что при постепенном усилении скорости ветра и снижении температуры воздуха интенсивность дневного прогрева значительно снижается: 22 и 23 декабря значения A не превышали 0.4 °C (рис. 5, б).

В этот же период зафиксированы два апвеллинга – 13.12.2022 и 07.01.2023 (рис. 5, а), когда температура воды на верхнем горизонте 0.75 м снизилась с 14 до 11.3 °C и с 12.2 до 8.6 °C соответственно.

Экстремальный прогрев можно наблюдать и по данным дистанционного зондирования, и по результатам измерения термодрифтеров. Условия его формирования аналогичны описанным в работах [25, 26]: низкая скорость ветра и отсутствие облачного покрова.

Амплитуда суточного хода температуры, дневной прогрев и статистическое распределение величины дневного прогрева в верхнем слое вод. Для статистического анализа событий дневного прогрева амплитуда A , рассчитанная как разность максимального и минимального значений температуры за рассматриваемые сутки, может быть не всегда корректна. Это связано с тем, что в течение суток может происходить не только прогрев, но и выхолаживание, часто связанное с апвеллингами. На рис. 6 сопоставлены временные ряды A и ΔT (разность значений температуры в 17:00 и 4:00) на горизонте 0.75 м. Такая разность температур позволяет объективно оценить дневной прогрев, поскольку в эти часы наблюдаются соответственно суточный максимум и минимум температуры (см. рис. 2, *b*). Хорошо видно, что для событий с экстремально высокими значениями A в подавляющем большинстве случаев значения ΔT отрицательны, что свидетельствует о выхолаживании.

Статистический анализ событий дневного прогрева проводился только для положительных значений ΔT (случаи прогрева). Распределения для всего периода в целом, а также отдельно для теплого и холодного сезонов показывают (таблица), что наиболее распространен прогрев с ΔT менее 0.3 °C.

События с $\Delta T = 2 \dots 3$ °C были редки и не превышали 2 % от общего числа событий прогрева и 6 % в теплый период года. В теплый период (май – сентябрь) ΔT может достигать 5 °C и выше, тогда как в холодный период (ноябрь – март) ΔT не превышает 3 °C, а события прогрева с $\Delta T > 1$ °C составляют менее 1 %.

Изменчивость температуры воды и суточного прогрева для различных месяцев года и связь этих величин с полем ветра и горизонтом измерений. Исследована зависимость температуры воды и суточного прогрева ΔT от горизонта измерений и скорости ветра в различные месяцы года. Для каждого интервала

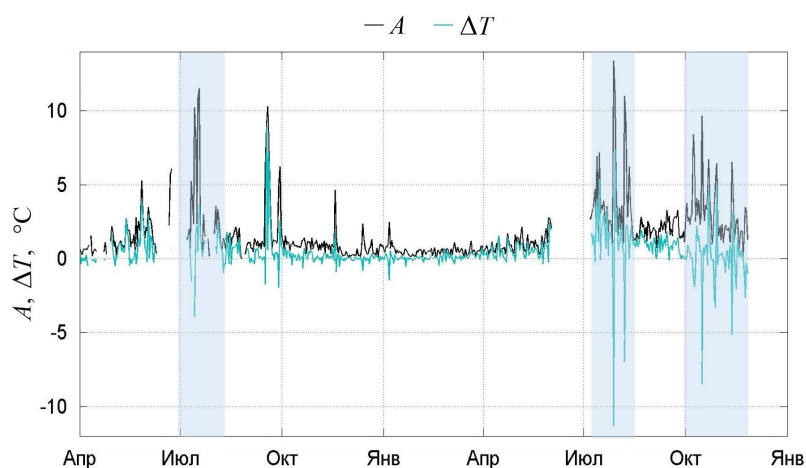


Рис. 6. График временного распределения значений A и суточного прогрева ΔT (голубой областью выделены события с A , соответствующие апвеллингам)

Fig. 6. Temporal variability of A values and the temperature difference ΔT (events with A corresponding to upwelling are highlighted with blue shading)

Статистическое распределение ΔT , %
Statistical distribution of diurnal warming ΔT , %

ΔT , °C	Май – сентябрь / May–September	Ноябрь – март / November–March	Весь период / Entire period
$\Delta T < 0.3$	28	84	57
$0.3 \leq \Delta T < 0.5$	12	11	13
$0.55 \leq \Delta T < 1$	25	4	14
$1 \leq \Delta T < 1.55$	17	< 1	8
$1.55 \leq \Delta T < 2$	8	< 1	4
$2 \leq \Delta T < 2.9$	6	< 1	2
$2.9 \leq \Delta T < 3.5$	~1	0	< 1
$3.5 \leq \Delta T < 4.5$	~1	0	< 1
$4.5 \leq \Delta T < 5$	~1	0	< 1
$5 \leq \Delta T < 8$	< 1	0	< 1
$\Delta T \geq 8$	0	0	< 1

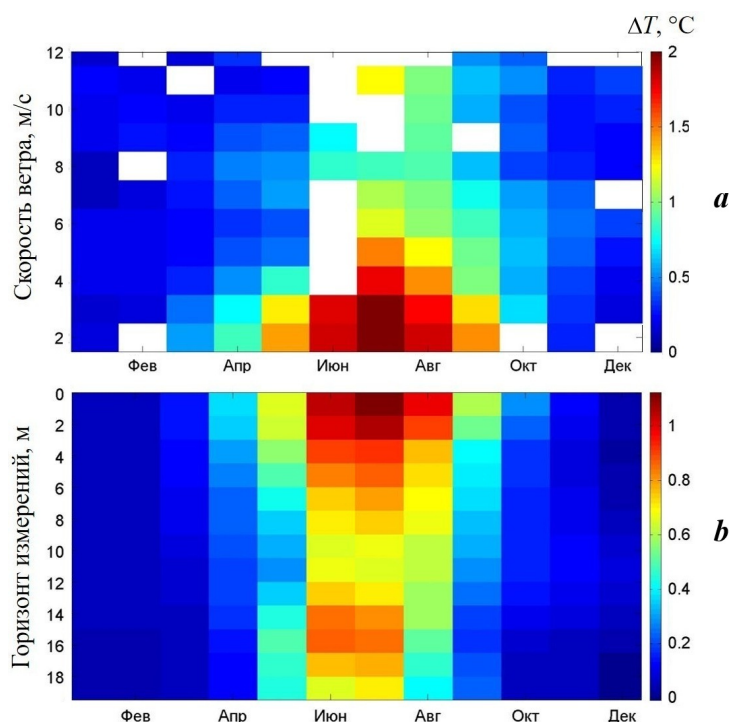
скорости ветра, месяца и горизонта измерений определяли среднее значение ΔT . Полученная зависимость представлена в виде диаграммы, ΔT рассчитывалась как разность температуры в 17:00 и 4:00 для исключения влияния апвеллингов и тех ситуаций, когда за сутки было мало измерений температуры и разницу максимального и минимального значений нельзя считать амплитудой суточного хода.

На верхнем горизонте измерений наибольшие ΔT (1.8–2 °C) наблюдаются в летние месяцы (июнь – август) с максимумом в июле (2.3 °C) при скорости ветра до 4 м/с (рис. 7, *a*). С увеличением скорости ветра ΔT снижается. Наименьшие значения ΔT приходятся на холодный период года и в среднем не превышают 0.3–0.4 °C.

Аналогичная зависимость для амплитуды суточного хода A , построенная по спутниковым данным за многолетний период [31], имеет сходный характер, однако максимум A смещен на апрель – июнь с наибольшими значениями в июне. Такое различие может быть связано как с разной продолжительностью временного ряда данных, так и с горизонтом измерений и способом получения данных.

По вертикальному распределению (рис. 7, *b*) наибольшие значения ΔT также приходятся на июнь – август с максимумом в июле в верхних слоях вод до горизонтов 4–6 м, превышающим на поверхности 1 °C. На горизонтах до 8 м ΔT достигает 1 °C. С апреля ΔT в верхних слоях увеличивается, а в сентябре снижается. Минимальные значения ΔT отмечаются в декабре – феврале для всех рассматриваемых горизонтов.

Главной особенностью полученной зависимости является локальный максимум ΔT в слое 14–18 м в июне – июле. Температура на нижних горизонтах существенно колеблется из-за внутренних волн, а также локальных течений и адвекции. В июне – июле на этой глубине располагается слой сезонного скачка температуры, колебания которого приводят к увеличению ΔT .



Р и с . 7. Зависимость суточного прогрева в различные месяцы: от скорости ветра на горизонте 0.75 м (а); от горизонта измерений (б)

Fig. 7. Dependence of diurnal warming for different months: on wind speed at a depth of 0.75 m (a) and on the depth (b)

Кроме того, в летние месяцы в слое 16–20 м находится максимум спектральной энергии инерционных колебаний [13], совпадающий с локальным максимумом спектральной энергии суточных колебаний.

Заключение

Исследовано вертикальное распределение суточной изменчивости температуры воды в Черном море в районе ЮБК по данным термопрофилемера с высоким временным разрешением (0.5 с). Определено, что данные термопрофилемера хорошо отображают суточный, сезонный и межгодовой ход температуры, а также явления апвеллинга и экстремальных прогревов.

Суточный ход в большей или меньшей степени прослеживается для всех анализируемых горизонтов в каждом месяце года. На верхнем горизонте 0.75 м он наиболее выражен в мае – августе. Наибольшие абсолютные значения аномалий в среднем суточном ходе приходятся на май – июль в 4:00–5:00 и 15:00–17:00.

Проанализирован средний суточный ход температуры на различных горизонтах в различные месяцы. Максимальный прогрев наблюдался с 11:00

до 16:00 (время изменялось по месяцам), преимущественно в верхних слоях до 8 м. Однако в теплый период года прогрев распространялся до нижних горизонтов измерений 14–16 м. В холодный период года (ноябрь – март), а также в период сезонного охлаждения (август – октябрь) в утренние и вечерние – ночные часы температура на верхнем горизонте 0.75 м была ниже, чем в нижележащих слоях.

Рассмотрены события экстремального дневного прогрева в холодный и теплый периоды года. Амплитуда A суточного хода температуры составила 1.3 и 3.5 °C соответственно. Формированию таких значительных прогревов способствовали штилевые условия и повышенная температура воздуха. Данные о вертикальном распределении температуры позволяют сделать вывод о формировании устойчивой стратификации: вертикальное перемешивание воды, особенно в теплый период года, почти отсутствовало.

Выполнен статистический анализ величины дневного прогрева ΔT . Наиболее распространен прогрев менее 0.3 °C. События, при которых температура за сутки увеличивалась более чем на 2–3 °C, были редки и не превышали 2 % от общего числа событий прогрева и 6 % в теплый период. В теплый сезон ΔT может достигать 5 °C и выше, тогда как с ноября по март ΔT не превышает 3 °C, а события прогрева с $\Delta T > 1$ °C в этот период редки и не превышают 1 %. Наибольшая температура воды достигается в июне – августе в верхних слоях при скорости ветра 2–4 м/с. В теплый период года при минимальной скорости ветра вода прогревалась до глубины 16–18 м. С ноября по апрель при высокой скорости ветра изменчивость температуры была минимальна на всех рассматриваемых горизонтах измерений.

Наибольшие значения A на горизонте 0.75 м (1.5 °C и выше) наблюдались при скорости ветра до 6 м/с с мая по сентябрь с максимальными значениями в июле (в среднем 2.5 °C). Минимальные значения A отмечены с ноября по апрель почти при любой скорости ветра. В период весеннего прогрева амплитуда A возрастала при скорости ветра менее 5 м/с. В вертикальном распределении наибольшие значения A приходились на июль, максимальные значения сосредоточены в слое 8–17 м.

Проанализирована изменчивость ΔT в разные месяцы при различных скоростях ветра и на разных горизонтах измерений. Для верхнего горизонта наибольшие ΔT (1.8–2 °C) наблюдались в летний период, с июня по август, с максимумом в июле (2.3 °C) при скорости ветра до 4–6 м/с. С увеличением скорости ветра ΔT снижается. Наименьшие значения ΔT зафиксированы в холодный период и в среднем не превышают 0.3–0.4 °C.

Наибольшие значения ΔT приходятся на июнь – август с максимумом в июле в верхних слоях воды. В слое до 4–6 м ΔT превышает 1 °C в летние месяцы, тогда как в слое 10–12 м – не превышает 0.65 °C в летние месяцы. Минимальные значения ΔT , близкие к 0 °C, наблюдались на нижних горизонтах измерений в ноябре – марте.

В работе продемонстрировано успешное использование данных термопрофилемера для анализа суточной изменчивости температуры вод прибрежной зоны. Эти данные могут быть использованы для верификации численных моделей гидротермодинамики прибрежных зон, а также для исследования событий апвеллингов, что будет представлено в дальнейших работах. Полученные

результаты дополняют существующие представления о суточной изменчивости температуры в прибрежной зоне Черного моря. Определено, что вертикальное распределение суточных колебаний температуры вод сильно зависит от сезона и ветровых условий, а в летний период дневной прогрев может проникать до глубин 14–18 м.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Толстошеев А. П., Мотыжев С. В., Лунев Е. Г. Результаты долговременного мониторинга вертикальной термической структуры шельфовых вод на Черноморском гидрофизическом полигоне РАН // Морской гидрофизический журнал. 2020. Т. 36, № 1. С. 75–87. EDN JOHOWF. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2020-1-75-87>
2. Stuart-Menteth A. C., Robinson I. S., Challenor P. G. A global study of diurnal warming using satellite-derived sea surface temperature // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2003. Vol. 108, iss. C5. 3155. <https://doi.org/10.1029/2002JC001534>
3. Marullo S., Minnett P. J., Santoleri R., Tonani M. The diurnal cycle of sea-surface temperature and estimation of the heat budget of the Mediterranean Sea // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2016. Vol. 121, iss. 11. P. 8351–8367. EDN XZSLTX. <https://doi.org/10.1002/2016JC012192>
4. Федоров К. Н., Гинзбург А. И. Приповерхностный слой океана. Ленинград : Гидрометеиздат, 1988. 303 с. EDN OSMMYO.
5. Price J. F., Weller R. A., Pinkel R. Diurnal cycling: observations and models of the upper ocean response to diurnal heating, cooling, and wind mixing // Journal of Geophysical Research: Oceans. 1986. Vol. 91, iss. C7. P. 8411–8427. <https://doi.org/10.1029/JC091iC07p08411>
6. Shinoda T., Hendon H. H. Mixed layer modeling of intraseasonal variability in the tropical western Pacific and Indian Oceans // Journal of Climate. 1998. Vol. 11, iss. 10. P. 2668–2685. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1998\)011%3C2668:MLMOIV%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1998)011%3C2668:MLMOIV%3E2.0.CO;2)
7. Karagali I., Høyer J. L., Donlon C. J. Using a 1-D model to reproduce the diurnal variability of SST // Journal of Geophysical Research: Oceans. 2017. Vol. 122, iss. 4. P. 2945–2959. <https://doi.org/10.1002/2016JC012542>
8. Колесников А. Г., Пивоваров А. А. Вычисление суточного хода температуры моря по суммарной радиации и температуре воздуха // Доклады Академии наук СССР. 1955. Т. 102, № 2. С. 261–264.
9. Завьялов П. О., Рождественский А. Е., Хан В. М. О суточном ходе температуры воздуха над прибрежными районами океана // Труды Гидрометеорологического научно-исследовательского центра СССР. 1992. Вып. 317. С. 83–90.
10. Завьялов П. О., Рождественский А. Е. К теории температурного режима пограничных слоев океана и атмосферы в суточном цикле // Известия Академии наук СССР. Физика атмосферы и океана. 1991. Т. 27. № 1. С. 76–84.
11. Мысленков С. А., Кречик В. А., Бондарь А. В. Анализ температуры воды по данным термоксы на платформе Д6 в Балтийском море // Современные методы и средства океанологических исследований : материалы XV Всероссийской научно-технической конференции (МСОИ-2017), Москва, 16–18 мая 2017 года / Федеральное агентство научных организаций, Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Российский фонд фундаментальных исследований и др. Том I. Москва : Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 2017. С. 119–122. EDN YSGYUR.

12. Дубравин В. Ф., Капустина М. В., Стонт Ж. И. Эволюции (сезонная и межгодовая изменчивость) суточного хода гидрометеорологических полей Южной Балтики // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки. 2018. № 3. С. 35–54. EDN YAREDZ.
13. Дубравин В. Ф., Капустина М. В., Мысленков С. А. Внутригодовая изменчивость суточного хода температуры воды на Самбийско-Куршской возвышенности (Юго-Восточная Балтика) в 2016 г. // Процессы в геосредах. 2019. № 1. С. 32–39. EDN ARPYZA.
14. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 210 с. EDN XPERZR.
15. Oguz T., Latun V. S., Latif M. A., Vladimirov V. V. et al. Circulation in the surface and intermediate layers of the Black Sea // Deep Sea Research. Part I: Oceanographic Research Papers. 1993. Vol. 40, iss. 8. P. 1597–1612. EDN XJAFVV. [https://doi.org/10.1016/0967-0637\(93\)90018-X](https://doi.org/10.1016/0967-0637(93)90018-X)
16. Совга Е. Е., Хмара Т. В., Мезенцева И. В. Интенсивность прибрежных апвеллингов Южного берега Крыма и их влияние на кислородный режим акватории // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2025. № 1. С. 96–111. EDN VKPHBI.
17. Шокурова И. Г., Пластун Т. В., Касьяненко Т. Е., Станичная Р. Р. и др. Ветровые условия возникновения апвеллингов в районе Южного берега Крыма // Морской гидрофизический журнал. 2023. Т. 39, № 4. С. 435–447. EDN HWSWUX.
18. Zhuk E., Khaliulin A., Zodiatis G., Nikolaidis A., Isaeva E. Black Sea GIS developed in MHI // Proceedings of SPIE. SPIE, 2016. Vol. 9688 : Fourth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment. (RSCy2016). 96881C. EDN XFIXMX. <https://doi.org/10.1117/12.2241631>
19. Станичная Р. Р., Станичный С. В. Апвеллинги Черного моря // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2021. Т. 18, № 4. С. 195–207. EDN BNEFXX. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-195-207>
20. Толстошеев А. П., Лунев Е. Г., Мотыжев С. В. Анализ результатов натурных экспериментов с термопрофилирующими дрейфующими буями в Черном море и других районах Мирового океана // Морской гидрофизический журнал. 2014. № 5. С. 9–32. EDN TECAWR.
21. Рубакина В. А., Симонова Ю. В. Изменчивость температуры поверхности моря в районе Южного берега Крыма по данным сканера SEVIRI и контактных наблюдений // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2025. Т. 22, № 3. С. 244–253. EDN KCWNTN. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2025-22-3-244-253>
22. Куклин А. К., Куклина Н. Я., Шабалина О. А. Исследование гидрометеорологических характеристик ЮБК с океанографической платформы в Кацивели // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2003. Вып. 7. С. 66–82. EDN XMRDJJ.
23. Куклин А. К., Куклина Н. Я., Шабалина О. А. Температура морской воды в районе океанографической платформы в Кацивели // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2014. Вып. 28. С. 186–194. EDN VBFSUT.

24. Калинин М. А., Кукушкин В. М., Маслова В. С., Мухаметов С. С. и др. Гидролого-гидрохимическая структура вод в бухтах и реках Севастополя в зимний период // Исследования молодых географов : сборник статей участников зимних студенческих экспедиций / под редакцией М. С. Савоскул, Н. Л. Фроловой. Москва : Издатель Ерхова И.М., 2022. С. 120–128. EDN OKMQEU.
25. Рубакина В. А., Кубряков А. А., Станичный С. В. Сезонный и суточный ход температуры вод Черного моря по данным термопрофилирующих дрейфующих буёв // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2019. Т. 16, № 5. С. 268–281. EDN CIQYLL. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2019-16-5-268-281>
26. Рубакина В. А., Кубряков А. А., Станичный С. В. Сезонная изменчивость суточного хода температуры поверхностного слоя Черного моря по данным сканера SEVIRI // Морской гидрофизический журнал. 2019. Т. 35, № 2. С. 171–184. EDN BGXSET. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2019-2-171-184>
27. Рубакина В. А., Кубряков А. А., Станичный С. В., Мизюк А. И. Особенности вертикального распределения суточного хода температуры в различные сезоны в Черном море на основе данных модели NEMO // Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана. 2022. Т. 58, № 1. С. 63–78. EDN JHRQVQ. <https://doi.org/10.31857/S0002351522010114>
28. Гайский В. А., Гайский П. В. Распределенные термопрофилемеры и их возможности в океанографических исследованиях // Морской гидрофизический журнал. 1999. № 6. С. 46–76.
29. Гайский П. В. Стационарная измерительная система на базе термопрофилемеров на океанографической платформе для определения параметров внутренних волн: результаты испытаний // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 1. С. 98–112. EDN TSHDME.
30. Кузнецов А. С., Гармашов А. В. Оценка характеристик сезонной изменчивости поля ветра у Южного берега Крыма по данным измерений с высокой временной дискретностью // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2025. № 2. С. 53–66. EDN EYFFWQ.
31. Рубакина В. А., Кубряков А. А., Кубряков А. И. Зависимость амплитуды суточного хода температуры поверхности Азово-Черноморского бассейна от различных гидрометеорологических факторов по данным дистанционного зондирования и результатам моделирования // Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана. 2025. Т. 61, № 2. С. 192–206. EDN GKCSXO. <https://doi.org/10.31857/S0002351525020056>

Поступила 05.02.2026 г.; одобрена после рецензирования 04.03.2026 г.;
принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Рубакина Валентина Александровна, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0001-5028-5911**, **SPIN-код: 2924-8373**, **ResearcherID: U-5746-2019**, **Scopus Author ID: 57209578281**, valenru93@mail.ru

Кубряков Арсений Александрович, заместитель директора по научной работе, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0003-3561-5913**, **ResearcherID: F-8921-2014**, **Scopus Author ID: 37072750100**, **SPIN-код: 4371-8879**, *arskubr@yandex.ru*

Гайский Павел Витальевич, ведущий научный сотрудник, заведующий лабораторией, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат технических наук, **ORCID ID: 0000-0003-3110-848X**, **ResearcherID: HQZ-3112-2023**, **Scopus Author ID: 57222760697**, **SPIN-код: 7789-0658**, *gaysky@inbox.ru*

Заявленный вклад авторов:

Рубакина Валентина Александровна – обзор литературы по проблеме исследования, анализ используемых данных, описание результатов исследования, написание текста статьи, формулировка выводов

Кубряков Арсений Александрович – постановка задачи, анализ используемых данных, описание результатов исследования, формулировка выводов

Гайский Павел Витальевич – обзор литературы по проблеме исследования, представление данных, анализ используемых данных, подготовка материалов статьи, формулировка выводов

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Содержание биогенных элементов в поровых водах поверхностного слоя донных отложений Севастопольской бухты

К. И. Гуров *, А. В. Вареник, М. А. Мыслина

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: gurovki@gmail.com

Аннотация

Цель работы – оценить особенности пространственно-временного распределения концентрации биогенных элементов (нитратов, нитритов, аммония, фосфатов и кремнекислоты) в поровых водах поверхностного слоя донных отложений Севастопольской бухты по современным натурным данным. Пробы были отобраны с помощью дночерпателя ДЧ-0,025. Поровые воды извлекали с помощью центрифуги *Elmi CM-6MT*. Концентрации минеральных форм биогенных элементов определяли фотометрически с использованием спектрофотометра КФК-3КМ и проточного автоматического анализатора биогенных элементов *Scalar San++* (Нидерланды) после фильтрации (фильтр 0.45 мкм), за исключением проб для определения ионов аммония. Аммонийный азот определяли с помощью модифицированного метода Сэджи – Солорзано. Коэффициенты корреляции и степень их достоверности были рассчитаны с помощью программы *Statistica*. Получены качественные и количественные характеристики пространственного распределения концентраций биогенных элементов в поровых водах из верхнего слоя донных отложений, отобранных в Севастопольской бухте в 2024 г. По результатам анализа была выявлена их сезонная изменчивость, установлены связи с географическим расположением станций, типом донных отложений и геохимическими характеристиками их твердой фазы. В верхнем слое донных отложений Севастопольской бухты формируется преимущественно слабощелочная восстановительная среда: значения pH и Eh изменяются в диапазоне от 7.1 до 7.8 и от 0 до –270 мВ соответственно. Установлено, что в течение года средние концентрации нитритов изменяются в диапазоне 0.23–0.37 мкМ; нитратов – 0.71–3.61 мкМ; фосфатов – 11.91–25.84 мкМ; кремнекислоты – 21.14–297.30 мкМ; ионов аммония – 139.64–543.76 мкМ. Выявлена отрицательная корреляция концентраций аммония и фосфатов с Eh (r равно –0.8 и –0.7 соответственно), положительная – фосфатов и кремнекислоты с pH (r равно 0.7 и 0.6 соответственно). Наблюдаемые для донных отложений Севастопольской бухты слабощелочные восстановительные условия являются определяющим фактором повышенных концентраций аммонийного азота и фосфатов, а также низких концентраций нитратов. Внутригодовая динамика концентраций биогенных элементов в поровых водах донных отложений бухты определяется влиянием гидрологических параметров вод (изменение температуры вод), гидродинамических условий

© Гуров К. И., Вареник А. В., Мыслина М. А., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

в отдельных районах бухты (осенне-зимнее перемешивание), а также дополнительным локальным поступлением биогенных элементов с ливневыми и канализационными стоками.

Ключевые слова: Севастопольская бухта, донные отложения, окислительно-восстановительные условия, поровые воды, биогенные элементы, нитраты, нитриты, фосфаты, кремнекислота, ионы аммония

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания по теме № FNNN-2024-0001 ФГБУН ФИЦ МГИ «Фундаментальные исследования процессов, определяющих потоки вещества и энергии в морской среде и на ее границах, состояние и эволюцию физической и биогеохимической структуры морских систем в современных условиях».

Для цитирования: Гуров К. И., Вареник А. В., Мыслина М. А. Содержание биогенных элементов в поровых водах поверхностного слоя донных отложений Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 76–92. EDN JGCVQY.

Concentrations of Nutrients in the Pore Waters of the Sevastopol Bay Bottom Sediments

K. I. Gurov *, A. V. Varenik, M. A. Myslina

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

** e-mail: gurovki@gmail.com*

Abstract

The paper aims to assess features of the spatio-temporal distribution of nutrients concentrations in the pore waters of the sediment upper layer based on modern *in situ* data. Samples were collected using a DCh-0.025 bottom grab sampler. Pore water was extracted by centrifugation (Elmi CM-6MT centrifuge). Concentrations of inorganic nutrients were determined photometrically using a KFK-3KM spectrophotometer and a Skalar San++ continuous flow autoanalyzer (the Netherlands) after filtration (0.45 μm membrane), except for ammonium samples. Ammonium nitrogen was measured by a modified Sagi-Solorzano method. Correlation coefficients and their significance were calculated using the Statistica software. Qualitative and quantitative characteristics of the spatial distribution of nutrient concentrations in pore waters from the upper sediment layer were obtained for samples collected in Sevastopol Bay in 2024. Seasonal variability was revealed, and relationships with station location, sediment type and geochemical properties of the solid phase were established. In the upper sediment layer of Sevastopol Bay, a weakly alkaline reducing environment predominated: pH and Eh values ranged from 7.1 to 7.8 and from 0 to -270 mV, respectively. Over the year, mean concentrations varied within the following ranges: nitrites were 0.23–0.37 μM ; nitrates were 0.71–3.61 μM ; phosphates were 11.91–25.84 μM ; silicic acid was 21.14–297.30 μM ; and ammonium was 139.64–543.76 μM . A negative correlation was found between ammonium and phosphate concentrations and Eh ($r = -0.8$ and -0.7 , respectively), while phosphates and silicic acid showed positive correlations with pH ($r = 0.7$ and 0.6 , respectively). The weakly alkaline reducing conditions observed in the sediments of Sevastopol Bay are the main factor controlling elevated ammonium and phosphate concentrations and low nitrate levels. Intra-annual dynamics of nutrient concentrations in pore waters are influenced by hydrological parameters (water temperature), hydrodynamic conditions in different parts of the bay (autumn–winter mixing), as well as by additional local inputs of nutrients with stormwater and sewage discharges.

Keywords: Sevastopol Bay, bottom sediments, redox conditions, pore waters, nutrients, nitrates, nitrites, phosphorus, silicon, ammonium

Acknowledgements: The work was carried out under state assignment of MHI RAS on topic No. FNNN-2024-0001 “Fundamental studies of the processes that determine fluxes of matter and energy in the marine environment and at its boundaries, the state and evolution of the physical and biogeochemical structure of marine systems in modern conditions”.

For citation: Gurov, K.I., Varenik, A.V. and Myslina, M.A., 2026. Concentrations of Nutrients in the Pore Waters of the Sevastopol Bay Bottom Sediments. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 76–92.

Введение

Севастопольская бухта – классическая полузамкнутая акватория с затрудненным водообменом и интенсивной антропогенной нагрузкой – является сложной динамической экосистемой, где гидрологический, гидрохимический и геохимический режимы формируются под влиянием природных и антропогенных факторов. Известно, что в донных отложениях бухты активно аккумулируется органическое вещество [1].

Функционирование морских экосистем в значительной степени лимитируется доступностью биогенных элементов. Баланс этих элементов регулирует биологическую продуктивность, обуславливает характер биогеохимических циклов и в конечном счете влияет на эволюцию морской среды, поскольку непосредственно определяет масштабы фотосинтеза и деструкции органического вещества [2].

Исследования, посвященные анализу изменчивости содержания минеральных форм биогенных элементов в водах Севастопольской бухты, выполняются в отделе биогеохимии моря Морского гидрофизического института уже более 20 лет [2–5]. В современном исследовании, представленном в работе [2], авторы указывают, что влияние антропогенного фактора на гидрохимический режим бухты преобладает над природными процессами, и отмечают рост концентраций почти всех исследуемых биогенных элементов в 2007–2016 гг.

При оценке уровня антропогенной нагрузки в водных экосистемах одним из наиболее информативных объектов изучения являются донные отложения. Поверхностный слой донных отложений (0–5 см) представляет собой динамичную геохимическую структуру, в которой наиболее интенсивно обмен происходит между твердой и жидкой фазами, а также уже между осадком и водной толщей. Важным параметром, определяющим интенсивность всех протекающих процессов, является окислительно-восстановительный потенциал (Eh). При этом поровые воды также являются одним из ключевых звеньев в трансформации основных биогенных элементов и поддерживают продуктивность морских экосистем. Регенерация и связывание в осадках азота, фосфора и кремния, служащих источником питания для фитопланктона, во многом определяют трофический статус всей водной толщи [13, 14].

Стоит отметить, что изучение потоков биогенных элементов важно для понимания процессов эвтрофикации. Однако, несмотря на систематическое исследование физико-химических характеристик донных отложений (в том числе химического состава поровых вод [11, 12]) и особенностей накопления в них загрязнителей органического и неорганического происхождения [6–10], данные

о количественных характеристиках и особенностях пространственного распределения биогенных элементов в поровых водах отсутствуют.

Целью настоящей работы является оценка особенностей пространственно-временного распределения концентраций биогенных элементов в поровых водах поверхностного слоя донных отложений по современным натурным данным.

Методы и материалы

Характеристика района исследований. Акватория Севастопольской бухты в течение длительного времени является базой военно-морского флота РФ с различной промышленно-производственной и хозяйственной инфраструктурой, а также зоной активного судоходства и проведения гидротехнических работ. Кроме того, на берегах бухты расположена крупная городская агломерация – г. Севастополь. Вследствие этого акватория испытывает чрезвычайно высокий комплексный уровень антропогенной нагрузки, что приводит к нарушению существующих экологических равновесий. Долгое время в бухте добывали и культивировали морепродукты, но сейчас это невозможно в связи с истощением биоресурсов и высоким уровнем загрязнения [3]. В настоящее время бухта относится к числу наиболее загрязненных прибрежных акваторий в Черном море и, согласно модельным оценкам [15], характеризуется низкой самоочистительной способностью.

Гидрологический и гидрохимический режимы Севастопольской бухты являются предметом многолетних исследований [2–5, 15–24] и формируются в результате комплексного взаимодействия ряда факторов: интенсивности водообмена бухты с прилегающей открытой частью Черного моря, особенности циркуляции вод внутри бухты [18, 19], стока р. Черной, поступления ливневых и сточных канализационных вод, а также атмосферных выпадений [3, 4, 16, 21, 22].

Согласно работам [3, 15, 17], наибольшее воздействие на гидрологический режим бухты оказывает ветер. Северные и северо-восточные ветры обуславливают режим блокировки водообмена и накопления загрязняющих веществ. Смена ветра на южный, наоборот, способствует выносу аккумулированных загрязненных вод, в том числе бытовых стоков, в сторону северного побережья Севастопольской бухты [1, 15].

В работах [15, 18, 19] отмечена выраженная двухслойная структура циркуляции вод в бухте: в поверхностном слое (0–5 м) преобладает течение, направленное вглубь бухты вдоль ее северного берега, а в придонном – компенсационное вытекающее течение вдоль южного берега. При этом средние скорости течений в придонном потоке на большей части акватории не превышают 10–15 см/с.

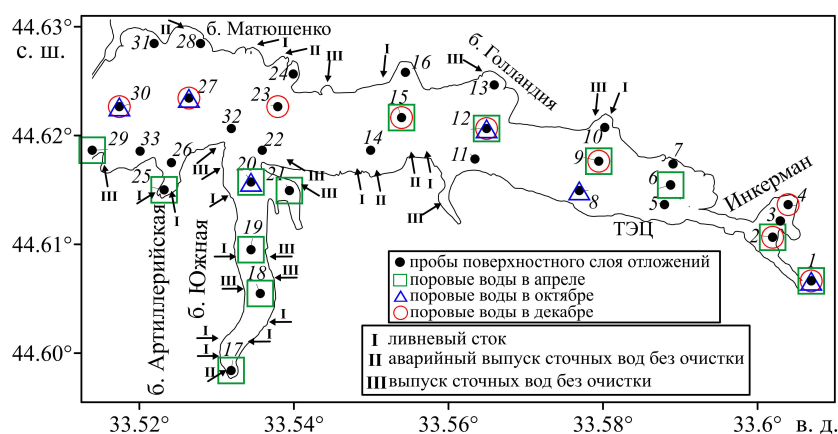
Антициклоническая структура с конвергенцией в центре и подъемом изоповерхностей на периферии формирует в центральной части бухты квазистационарную область, влияющую на динамику вод, распределение гидрохимических параметров и современных донных отложений [25].

В Севастопольской бухте присутствует плотностная стратификация вод, особенно в летний период. Это затрудняет поступление кислорода в придонный слой вод и приводит к формированию гипоксии [3, 23].

Влияние стока р. Черной носит ярко выраженный сезонный и пространственно-ограниченный характер [3, 4, 16, 21]. Пресные речные воды формируют шлейф, распространяющийся в поверхностном слое и создающий дополнительную бароклинную компоненту течений, усиливая горизонтальную неоднородность термохалинных полей [17]. В периоды паводков формируется четко выраженное опресненное течение, распространяющееся вдоль северного берега, что приводит к значительной стратификации и переносу взвешенных веществ в кутовую часть [4, 21]. В периоды межени влияние стока локализовано в вершине бухты [16, 21].

На изменчивость природных процессов дополнительно влияет антропогенный фактор. В первую очередь это выражается в поступлении ливневых и канализационных стоков, выступающих как мощный импульсный фактор и оказывающих более резкое и локальное влияние на гидрохимический режим по сравнению с речным стоком [20]. В работе [24] авторы фиксируют формирование контрастных опресненных шлейфов в местах выпусков ливневой канализации после ливней, что приводит к быстрым и значительным изменениям температуры, солености и мутности воды, а также содержания биогенных элементов в поверхностном слое, избыток которых, в свою очередь, приводит к эвтрофикации водоема, гипоксии и смене структуры планктонных сообществ [3, 16].

Отбор проб. Пробы поверхностного (0–5 см) слоя донных отложений были отобраны с помощью дночерпателя ДЧ-0,025 в рамках ежеквартальных экспедиций отдела биогеохимии моря Морского гидрофизического института РАН на маломерном судне «Гидрограф-4». Всего в различные гидрологические сезоны (весна, осень, зима) было отобрано 32 пробы донных отложений, из которых с использованием центрифуги *Elmi CM-6MT* извлекали



Р и с . 1 . Расположение станций отбора донных отложений, а также ливневых и аварийных выпусков сточных вод [20]

F i g . 1 . Location of the bottom sediment sampling stations, as well as stormwater and emergency wastewater outlets [20]

поровые воды (количество оборотов – 3000 об/мин, время вращения – 35 мин). Схема станций отбора проб показана на рис. 1.

Величины водородного показателя (pH) и окислительно-восстановительного потенциала (Eh) в пробах донных отложений определяли потенциометрически с использованием иономеров И-160МП, комбинированного электрода *Hanna Instruments HI 10530* (pH) и платинового электрода ЭПВ-1 (Eh).

Анализ гранулометрического состава проводили в два этапа в соответствии с ГОСТ 12536-2014. На первом этапе выполняли мокрое просеивание проб для выделения и количественного гравиметрического учета пелито-алевритовой фракции (частицы менее 0.05 мм). На втором этапе оставшийся материал (фракция более 0.05 мм) высушивали и разделяли методом сухого просеивания на стандартном наборе сит.

Концентрации минеральных форм биогенных элементов определяли фотометрически с использованием спектрофотометра КФК-3КМ и проточного автоматического анализатора биогенных элементов *Scalar San⁺⁺* (Нидерланды) после фильтрации (фильтр 0.45 мкм), за исключением проб для определения ионов аммония¹⁾. Концентрацию кремнекислоты определяли с учетом поправки на соленость¹⁾:

$$C_{\text{ист}} = C_{\text{набл}} \cdot (1 + 0.0045S),$$

где $C_{\text{ист}}$ – истинная концентрация кремнекислоты; $C_{\text{набл}}$ – наблюдаемая концентрация кремнекислоты; S – конечная соленость анализируемой пробы, ЕПС¹⁾.

Аммонийный азот определяли с помощью модифицированного метода Сэджи – Солорзано для морской воды, в основе которого лежит фенол-гипохлоритная реакция с использованием нитропруссиды натрия и цитрата натрия²⁾. Содержание нитритов и суммы нитритов и нитратов определяли согласно методике (РД 52.10.745-2020).

Коэффициенты корреляции и степень их достоверности были рассчитаны с помощью программы *Statistica*. Уровень достоверности полученных коэффициентов корреляции составил 95 %.

Результаты и обсуждение

В Севастопольской бухте преобладают мелкозернистые илы (в среднем ~ 85 %) с максимумом в Южной бухте и глубоководной части на фарватере. Пространственное распределение фракций гранулометрического состава определяется паводковым режимом р. Черной (восточная часть бухты), интенсивным поступлением ливневых и канализационных стоков, являющихся основным источником терригенного взвешенного вещества в центральной части бухты, а также вкладом абразионных процессов в береговой полосе (западная часть бухты). Максимальное содержание ила на фарватере в центральной части бухты связано с большими глубинами в данном районе и особенностями циркуляции вод [25], которые способствуют осаждению тонких частиц

¹⁾ Современные методы гидрохимических исследований океана / под ред. О. К. Бордовского, В. Н. Иваненкова. Москва : ИО АН СССР, 1992. 201 с.

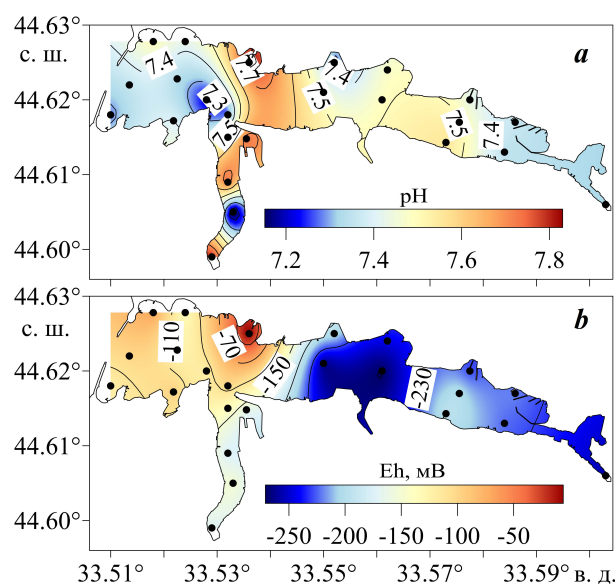
²⁾ Thermodynamic of the carbon dioxide system in seawater. UNESCO, 1987. P. 3–21. (UNESCO technical papers in marine science ; vol. 51).

из-за ослабленного ветро-волнового перемешивания и снижения скорости поступления нового обломочного материала.

Высокое содержание органического углерода (до 5 %) в донных отложениях бухт Южной и Артиллерийской определяется наличием в этих районах большого числа ливневых и аварийных выпусков сточных вод [8, 12]. Минимальное содержание органического углерода 0.5–2.5 % в западной части бухты объясняется поступлением гравийно-песчаного и илистого материала в результате абразионной деятельности [8]. Отсутствие абразионных процессов в центральной части бухты связано с антропогенным преобразованием береговой линии, выражающимся в строительстве бетонных набережных и пирсов [26].

Это способствует формированию в донных отложениях слабощелочных восстановительных условий (pH 7.1–7.8, Eh от 0 до –300 мВ) (рис. 2). В течение года значения pH и Eh изменяются незначительно и в среднем составляют 7.4 и –190 мВ соответственно.

Минимальные значения Eh отложений в центральной части Севастопольской бухты (от –190 до –270 мВ) и в бухте Южной (от –140 до –310 мВ) можно объяснить особенностями седиментации на этих участках (рис. 2, *b*). В центральной части бухты на максимальных глубинах в условиях низкого водообмена с открытым морем формируется мощный слой мелкодисперсных илистых отложений с повышенной долей органического углерода. Особенности циркуляции [18, 19, 25] препятствуют поступлению кислорода в придонный слой вод [23], в результате чего кислород расходуется в донных отложениях



Р и с . 2. Пространственное распределение значений pH (*a*) и Eh (*b*) в поверхностном слое донных отложений Севастопольской бухты

F i g . 2. Spatial distribution of pH (*a*) and Eh (*b*) values in the surface layer of the Sevastopol Bay bottom sediments

на окисление органического вещества, а в отложениях формируются анаэробные условия [11]. В Южной бухте аналогичная ситуация осложняется дополнительным поступлением органического вещества с многочисленными канализационными стоками.

Особенности пространственного распределения pH поверхностного слоя отложений также объясняются рядом факторов как природного (тип отложений, локальные источники пресных вод), так и антропогенного (поступление взвешенного вещества и органического углерода с канализационными стоками) происхождения. Слабощелочная среда ($\text{pH} = 7.8$) в районе ст. 24 (рис. 2, а) объясняется песчаным типом отложений, способствующим хорошему водообмену между осадком и придонным слоем вод, а аналогичная слабощелочная среда ($\text{pH} = 7.7\text{--}7.8$) на ст. 17, 20, 21 объясняется уже восстановительными условиями в илистых отложениях Южной бухты, для которых характерен явный запах сероводорода, а Eh достигает -170 мВ (рис. 2, б). Минимальные значения Eh ($-260 \dots -270$ мВ), зафиксированные в центральной части бухты (ст. 12, 15), объясняются особенностями циркуляции вод в бухте (станции расположены на одинаковом удалении от западной части бухты, отличающейся интенсивным водообменом с открытым морем, и от восточной с преобладающим вкладом речного стока), рельефом дна (максимальная глубина на фарватере), а также геохимическим составом донных отложений (преобладает фракция мелкодисперсных илов с повышенным содержанием органического углерода).

Основные источники поступления биогенных элементов в донные отложения бухты имеют смешанное природно-антропогенное происхождение: фосфор и различные формы азота поступают со сточными водами и поверхностным терригенным стоком; кремний в первую очередь имеет природное происхождение и транспортируется с терригенным стоком в результате выветривания, а также может попадать в донные отложения в результате хозяйственной деятельности (например, строительства). Таким образом, большое количество ливневых и сточных водовыпусков, расположенных по периметру всей бухты, является определяющим фактором пространственной неоднородности концентраций исследуемых веществ.

Распределение биогенных элементов в поровых водах верхнего слоя отложений изменяется как в пространстве, так и во времени (в течение года). Диапазоны изменения концентраций нитратов составляют $0\text{--}7.10$ мкМ, нитритов – $0.02\text{--}0.89$ мкМ, аммония – $25.74\text{--}1380.95$ мкМ, фосфатов – $0.20\text{--}94.68$ мкМ и кремнекислоты – $36.04\text{--}628.09$ мкМ (рис. 3–6).

Для сравнения в работе [2] показаны диапазоны изменения концентрации биогенных элементов в водах бухты в 2007–2016 гг.: нитратов – $0\text{--}286.35$ мкМ, нитритов – $0\text{--}6.37$ мкМ, аммония – $0\text{--}40.70$ мкМ, фосфатов – $0\text{--}5.20$ мкМ и кремнекислоты – $0\text{--}97.98$ мкМ.

Физико-химические характеристики отложений – слабощелочные восстановительные условия (низкие значения pH, значения Eh ниже -100) и повышенное содержание органического углерода – во многом определяют особенности разложения органического вещества и связанную с ним трансформацию биогенных элементов.

В целом концентрации нитратов в поровых водах чрезвычайно низкие и в среднем на порядок ниже, чем в придонном и поверхностном слоях вод [2]. Так, средние концентрации нитратов в поровых водах минимальны в апреле (0.37 мкМ), в октябре они возрастают до 1.42 мкМ, а в декабре достигают максимальных значений (3.61 мкМ). Это объясняется тем, что в восстановленных отложениях при высоких отрицательных значениях Eh денитрификация уже не происходит. При этом сохраняется внутригодовая изменчивость величин, которую авторы [2] связывают с усилением вертикального перемешивания в осенне-зимний период, а также с уменьшением световой активности. Это подтверждается ростом концентраций нитратов в западной, наиболее гидродинамически активной части бухты (рис. 3).

С другой стороны, для данного диапазона значений Eh и pH осадка характерно активное протекание аммонификации, включающее разложение органического вещества с высвобождением аммония (NH_4^+). Это подтверждается высокими значениями (в среднем от 139.64 мкМ в апреле до 543 мкМ в октябре) концентраций ионов аммония в поровых водах (рис. 4), на несколько порядков

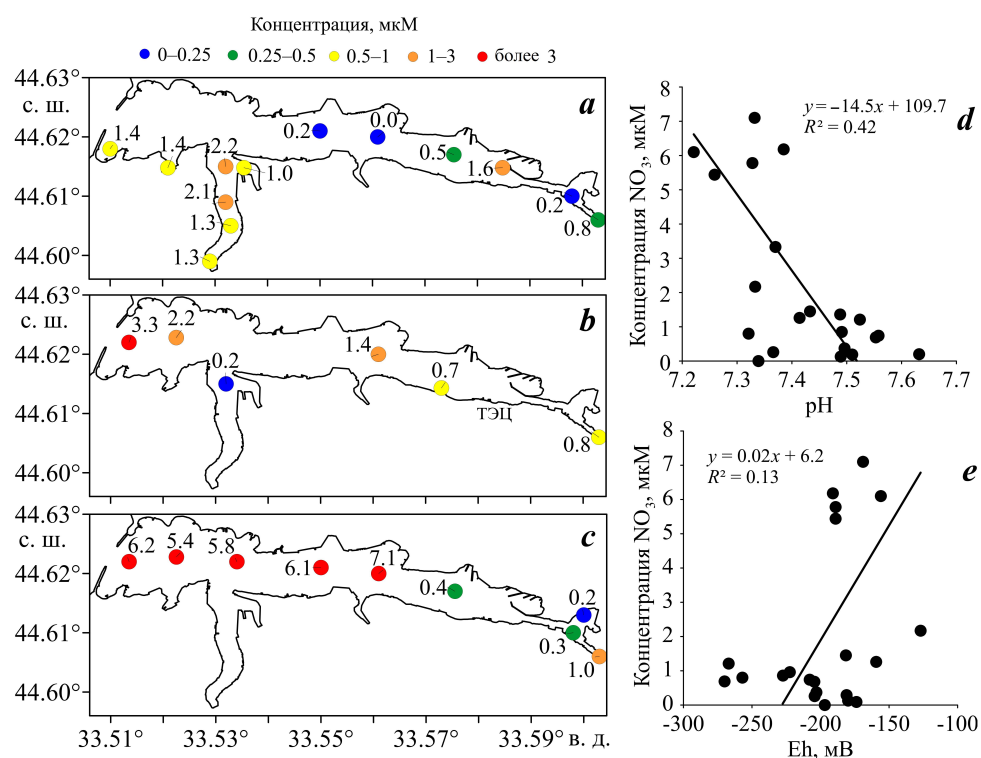


Рис. 3. Концентрации нитратов в поровых водах Севастопольской бухты в апреле (а), октябре (б), декабре (в) 2024 г., а также соотношение концентраций нитратов с характеристиками твердой фазы отложений pH (д) и Eh (е)

Fig. 3. Nitrate concentrations in pore waters of the Sevastopol Bay sediments in April (a), October (b), December (c) 2024, as well as the ratio of nitrate concentrations to the characteristics of the sediments solid phase (d) pH and (e) Eh

превышающими концентрации этого соединения в поверхностном и придонном слоях вод [2].

Для анаэробных условий также характерен анаммокс, то есть анаэробное окисление аммония, которое имеет большое значение для понимания баланса азота в донных отложениях и потоков нитратов/нитритов [27].

Максимальная концентрация аммонийного азота в поровых водах (1380.95 мкМ) была отмечена на ст. 8 (рис. 4), расположенной в районе сброса локальных очистных сооружений вблизи ТЭЦ (рис. 1), что согласуется с отмеченными в работе [2] максимальными концентрациями аммония в придонном слое вод. Повышенная концентрация (1185.33 мкМ) элемента была отмечена также на ст. 1, расположенной на границе геохимического барьера река – бухта. Для этого участка характерно повышенное накопление мелкозернистой пелитовой фракции (доля ила – 98 %), минерализация органического вещества (содержание $C_{\text{орг}}$ более 2 % [8, 12]) и продукция углекислого газа, сопровождающаяся увеличением содержания $p\text{CO}_2$ в воде [4]. Для таких отложений,

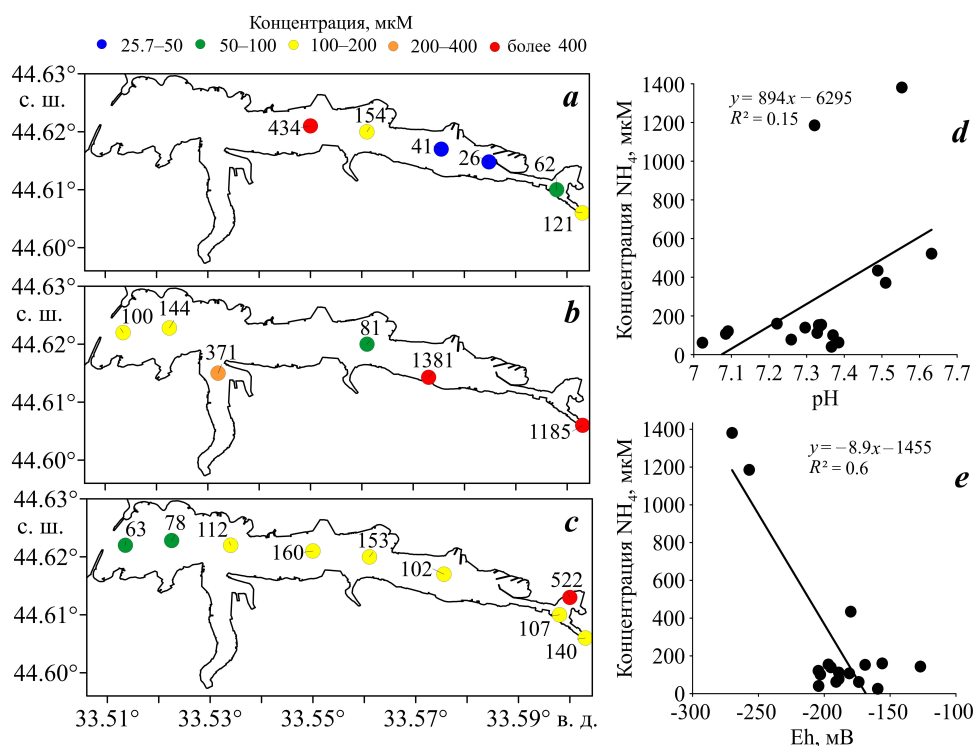


Рис. 4. Концентрации аммонийного азота в поровых водах Севастопольской бухты в апреле (а), октябре (б), декабре (с) 2024 г., а также соотношение концентраций аммонийного азота с характеристиками твердой фазы отложений pH (д) и Eh (е)

Fig. 4. Ammonium concentrations in pore waters of the Sevastopol Bay sediments in April (a), October (b), December (c) 2024, as well as the ratio of ammonium nitrogen concentrations to the characteristics of the sediments solid phase (d) pH and (e) Eh

характеризующихся черным цветом, интенсивным гнилостным запахом, низким значением Eh (-257 мВ), обогащенных органическим веществом, отмечаются бескислородные условия [11]. Это приводит к тому, что в условиях гипоксии денитрификация и аммонификация становятся доминирующими путями трансформации азота, а нитрификация минимизируется [13]. Это подтверждается высокой статистически значимой отрицательной корреляцией концентрации аммония с величиной Eh отложений ($r = -0,8$, $n = 21$, $p < 0.05$).

В восстановительной среде илистых осадков Севастопольской бухты активная сорбция фосфора может происходить на частицах железа, марганца и алюминия. Подобные процессы наблюдаются в восстановленных отложениях крупного, антропогенно нагруженного Онежского озера [28]. При переходе к анаэробным условиям (что типично для донных отложений бухты) оксиды железа восстанавливаются ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$), происходит их растворение и массовое высвобождение связанного фосфора в поровые воды [28–30].

Средние концентрации фосфатов в поровых водах ($11.91\text{--}25.84$ мкМ) значительно выше, чем в придонном и поверхностном горизонтах вод бухты [2].

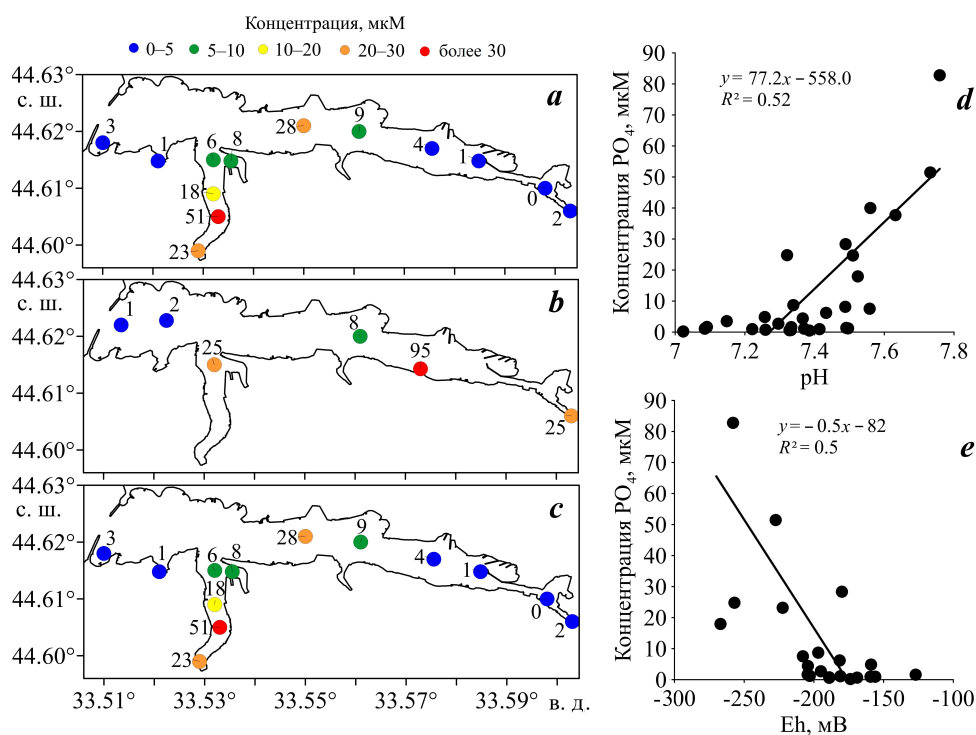
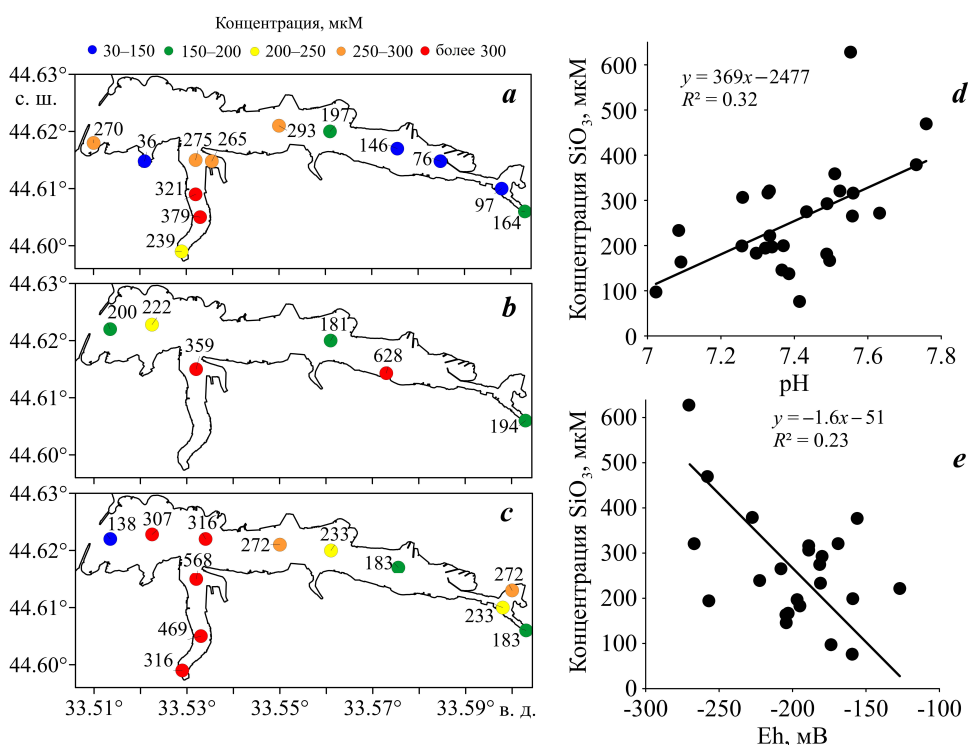


Рис. 5. Концентрации фосфатов в поровых водах Севастопольской бухты в апреле (a), октябре (b), декабре (c) 2024 г., а также соотношение концентраций фосфатов с характеристиками твердой фазы отложений pH (d) и Eh (e)

Fig. 5. Phosphorus concentrations in pore waters of the Sevastopol Bay sediments in April (a), October (b), December (c) 2024, as well as the ratio of phosphorus concentrations to the characteristics of the sediments solid phase pH (d) and Eh (e)

Максимальные средние концентрации фосфатов в поровых водах отмечаются в октябре (25.84 мкМ), минимальные – в апреле (11.91 мкМ) (рис. 5). Это обусловлено влиянием гидрологических параметров вод, в первую очередь температуры, в результате которого скорость химических реакций замедляется. Кроме того, для осенне-зимнего периода характерно перемешивание водной толщи, в связи с чем максимальные концентрации в придонном и поверхностном слоях вод наблюдаются в декабре [2]. Повышенные концентрации фосфатов (18–83 мкМ) в течение исследуемого периода отмечаются преимущественно в отложениях Южной бухты, а в октябре – также в районе ст. 8 (95 мкМ), расположенной вблизи ТЭЦ (рис. 5). В декабре концентрации фосфатов в поровых водах отложений Южной бухты на два порядка выше значений, полученных для района фарватера в центральной части Севастопольской бухты. Это объясняется дополнительным поступлением биогенных элементов с ливневыми и канализационными стоками, а также ограниченным водообменом в южной и центральной частях Южной бухты. Корреляция между концентрациями фосфатов и величиной pH отложений: $r = 0.7$, $n = 31$, $p < 0.05$, а между концентрациями фосфатов и величиной Eh: $r = -0.7$, $n = 31$, $p < 0.05$.



Р и с . 6. Концентрации кремнекислоты в поровых водах Севастопольской бухты в апреле (a), октябре (b), декабре (c) 2024 г., а также соотношение концентраций кремнекислоты и характеристик твердой фазы отложений pH и (d) Eh (e)

Fig. 6. Silicon concentrations in pore waters of the Sevastopol Bay sediments in April (a), October (b), December (c) 2024, as well as the ratio of silicon concentrations to the characteristics of the sediments solid phase (d) pH and (e) Eh

В поровых водах Севастопольской бухты концентрация кремнекислоты (21.14–297.30 мкМ), подобно фосфатам, значительно (на несколько порядков) выше, чем в придонном и поверхностном слоях вод. Концентрации кремнекислоты в поровых водах минимальны весной, возрастают летом и достигают своего максимума осенью и зимой. Основными источниками поступления кремния являются речной и ливневый стоки, что объясняет повышенные концентрации элемента, отмеченные для Южной бухты (239–568 мкМ), сохраняющиеся в течение всего года, и низкие значения, наблюдаемые на фарватере (76–293 мкМ) и в западной части бухты (138–307 мкМ) (рис. 6).

Окислительно-восстановительные условия не оказывают прямого влияния на растворимость кремнекислоты, в отличие от фосфора. Однако в анаэробных условиях в результате активного протекания сульфатредукции pH и общая щелочность повышаются [31, 32]. Интенсивность сульфатредукции определяется количеством и доступностью органического вещества, которое служит субстратом-донором электронов [33]. В ходе окисления сульфат-ионы восстанавливаются до сульфидов, а органический углерод переходит в неорганическую форму. Вследствие данной реакции появляются бикарбонат-ионы и расходуются протоны, что закономерно приводит к повышению как общей щелочности, так и значений pH в поровых водах. Этот опосредованный механизм ускорения растворения кремнезема в щелочных условиях был количественно подтвержден в экспериментальных и полевых исследованиях [34].

Статистически значимая положительная корреляция между концентрацией кремнекислоты и pH отложений ($r = 0.6$, $n = 31$, $p < 0.05$), а также отрицательная ($r = -0.5$, $n = 31$, $p < 0.05$) – между концентрацией кремнекислоты и величиной Eh подтверждают ведущую роль этого механизма. Таким образом, сульфатредукция выступает мощным биохимическим катализатором: создавая щелочные условия, она существенно ускоряет растворение кремнийсодержащих соединений, что в итоге и обуславливает высокие концентрации кремнекислоты в поровых водах анаэробных осадков.

Заключение

Таким образом, комплекс природных и антропогенных факторов, включая слабый водообмен, особенности очертания береговой линии, речной сток, а также поступление ливневых и хозяйственно-бытовых вод, формирует в донных отложениях бухты специфическую окислительно-восстановительную обстановку. Именно эта обстановка является первичным фактором, определяющим направление, последовательность и интенсивность всех протекающих в осадках химических и микробиологических процессов.

Анализ химического состава поровых вод выявил резкий контраст в распределении биогенных элементов между донными отложениями и водной толщей.

Концентрации лабильных форм азота (нитраты и нитриты) в поровых водах оказались ниже, чем в придонной и тем более поверхностной воде. Низкое содержание нитратов и нитритов свидетельствует о почти полном отсутствии кислорода и активной денитрификации в отложениях, где эти соединения используются в качестве альтернативных окислителей (акцепторы электронов) для разложения большого количества органического вещества.

Напротив, концентрации аммония, фосфатов и кремнекислоты в поровых водах донных отложений были на один-два порядка выше, чем в воде. Высокие концентрации аммония являются следствием анаэробной минерализации (аммонификации) азотсодержащего органического вещества. Фосфаты аккумулируются в результате высвобождения из железо-оксигидроксидных комплексов, которые теряют сорбционную способность в восстановительных условиях. Высокое содержание кремнекислоты подтверждает интенсивное растворение биогенного кремнезема, характерное для анаэробных донных отложений.

Пространственная неоднородность в распределении биогенных элементов является прямым отражением диагенетических процессов, протекающих в отложениях, и их ключевой роли в экосистеме. Эта неоднородность также может указывать на формирование в отложениях мощных градиентов концентрации (направленных для аммония, фосфатов и кремнекислоты из осадка в воду) и обуславливать постоянный диффузионный поток этих биогенных элементов в придонный слой. Этот процесс может не только поддерживать продуктивность фитопланктона в периоды сокращения внешнего стока, но и способствовать возникновению эвтрофикации даже после технического снижения прямой антропогенной нагрузки на акваторию.

В результате илистые, богатые органическим углеродом отложения в слабощелочных восстановительных условиях могут выступать не только в качестве пассивного хранилища всех поступающих веществ, но и в роли биогеохимического реактора – важного звена круговорота элементов в морских экосистемах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гурова Ю. С., Якушев Е. В., Березина А. В., Новиков М. О. и др. Численное моделирование динамики окислительно-восстановительных условий на границе вода – донные отложения в Севастопольской бухте // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 2. С. 71–90. EDN RIPXZQ. <https://doi.org/10.29039/2413-5577-2023-2-71-90>
2. Орехова Н. А., Вареник А. В. Современный гидрохимический режим Севастопольской бухты // Морской гидрофизический журнал. 2018. Т. 34, № 2. С. 134–146. EDN YNHCQP. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2018-2-134-146>
3. Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н., Романов А. С. и др. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. Севастополь : МГИ НАНУ, 2006. 90 с. EDN YRIOUU.
4. Орехова Н. А., Медведев Е. В., Овсяный Е. И. Влияние вод реки Черной на гидрохимический режим Севастопольской бухты (Черное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2018. № 3. С. 84–91. EDN YLLQIH. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2018-3-84-91>
5. Мыслина М. А., Вареник А. В., Тарасевич Д. В. Динамика концентрации биогенных элементов в водах реки Черной (Крымский полуостров) в 2015–2020 годах // Морской гидрофизический журнал. 2024. Т. 40, № 3. С. 438–449. EDN UGRJUT.
6. Егоров В. Н., Гулин С. Б., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю. и др. Нормирование качества вод Севастопольской бухты по потокам депонирования загрязняющих веществ в донные отложения // Водные ресурсы. 2018. Т. 45, № 2. С. 188–195. EDN VZHWGD. <https://doi.org/10.7868/S0321059618020086>

7. Малахова Л. В., Лобко В. В., Малахова Т. В., Мурашова А. И. Сравнительная оценка хлорорганического загрязнения донных отложений разнотипных водных объектов Севастопольского региона (Крым) // *Химия в интересах устойчивого развития*. 2022. Т. 30, № 2. С. 174–185. EDN JHJBTB. <https://doi.org/10.15372/KhUR2022371>
8. Гуров К. И., Котельянец Е. А. Распределение Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Sr, Ti, Mn, Fe в донных отложениях Севастопольской бухты (Черное море) // *Морской гидрофизический журнал*. 2022. Т. 38, № 5. С. 512–529. EDN IOYNEZ.
9. Соловьева О. В., Тихонова Е. А. Динамика содержания органического вещества в донных отложениях портовых акваторий Севастополя // *Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. Биология. Химия*. 2018. Т. 4, № 4. С. 196–206. EDN YTABLV.
10. Параскив А. А., Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Чужикова-Проскурнина О. Д. Изменение седиментационных потоков плутония в донные отложения бухты Севастопольская в период до и после аварии на ЧАЭС // *Морской биологический журнал*. 2021. Т. 6, № 2. С. 69–82. EDN FLZPKG. <https://doi.org/10.21072/mbj.2021.06.2.05>
11. Орехова Н. А., Коновалов С. К. Кислород и сероводород в донных осадках Севастопольской бухты // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2009. Вып. 18. С. 48–56. EDN YMIJGF.
12. Орехова Н. А., Коновалов С. К. Кислород и сульфиды в донных отложениях прибрежных районов Севастопольского региона Крыма // *Океанология*. 2018. Т. 58, № 5. С. 739–750. EDN XWVHWX. <https://doi.org/10.1134/S0030157418050106>
13. Middelburg J. J., Levin L. A. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry // *Biogeosciences*. 2009. Vol. 6, No 7. P. 1273–1293. EDN NAPTGL. <https://doi.org/10.5194/bg-6-1273-2009>
14. Seitzinger S., Harrison J. A., Böhlke J. K., Bouwman A. F. et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis // *Ecological Applications*. 2006. Vol. 16, No. 6. P. 2064–2090. EDN MHOPER. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2064:DALAWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2)
15. Совга Е. Е., Мезенцева И. В., Хмара Т. В. Моделирование сезонной изменчивости гидродинамического режима Севастопольской бухты и оценки самоочистительной способности ее экосистемы // *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*. 2022. Т. 15. № 2. С. 110–123. EDN AWWRNH. <https://doi.org/10.48612/fpg/92ge-ahz6-n2pt>
16. Овсяный Е. И., Артеменко В. М., Романов А. С., Орехова Н. А. Сток реки Черной, как фактор формирования водно-солевого режима и экологического состояния Севастопольской бухты // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2007. № 15. С. 57–65. EDN YMTPSY.
17. Михайлова Э. Н., Шапиро Н. Б. Моделирование циркуляции и пространственной структуры термохалинных полей в Севастопольской бухте с учетом реальных внешних данных (зима 1997 г.) // *Морской гидрофизический журнал*. 2005. № 2. С. 60–76. EDN YUFBYT.
18. Морозов А. Н., Лемешко Е. М., Шутков С. А., Зима В. В. Течения в Севастопольской бухте по данным ADCP-наблюдений (июнь 2008 года) // *Морской гидрофизический журнал*. 2012. № 3. С. 31–43. EDN TMJXDX.
19. Лемешко Е. М., Морозов А. Н., Шутков С. А., Зима В. В. и др. Течения в Севастопольской бухте по данным ADCP-наблюдений, ноябрь 2014 г. // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2014. Вып. 28. С. 25–30. EDN VBFSNL.

20. Грузинов В. М., Дьяков Н. Н., Мезенцева И. В., Мальченко Ю. А. и др. Источники загрязнения прибрежных вод Севастопольского района // *Океанология*. 2019. Т. 59, № 4. С. 579–590. EDN VEOVBV. <https://doi.org/10.31857/S0030-1574594579-590>
21. Совга Е. Е., Хмара Т. В. Влияние стока реки Черной в периоды паводка и межени на экологическое состояние кутовой части акватории Севастопольской бухты // *Морской гидрофизический журнал*. 2020. Т. 36. № 1. С. 31–40. EDN NNGSDX. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2020-1-31-40>
22. Вареник А. В. Соединения азота и фосфора в атмосферных выпадениях г. Севастополя в 2015–2023 годах // *Морской гидрофизический журнал*. 2025. Т. 41, № 1. С. 50–65. EDN DWHUBR.
23. Кондратьев С. И., Видничук А. В. Локальная сезонная гипоксия и образование сероводорода в придонных водах Севастопольской бухты в 2009–2019 годах // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2020. № 2. С. 107–212. EDN EDXBJU. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-2-107-121>
24. Багаев А. В., Никишин В. В., Рауэн Т. В., Вержевская Л. В. и др. Локальные изменения физико-биологических параметров поверхностных вод Севастопольской бухты под влиянием ливневого стока // *Морской гидрофизический журнал*. 2022. Т. 38, № 2. С. 165–184. EDN DTNJC. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-2-165-184>
25. Санитарно-биологические исследования прибрежных акваторий юго-западного Крыма в начале XXI века / под ред. О. Г. Миронова, С. В. Алёмова. Симферополь : ИТ «АРИАЛ», 2018. 276 с. EDN YTQSUP. <https://doi.org/10.21072/978-5-907118-89-8>
26. Горячкин Ю. Н., Ефремова Т. В. Антропогенное воздействие на литодинамику черноморского побережья Крымского полуострова // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2022. № 1. С. 6–30. EDN KQHPN. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2022-1-6-30>
27. Thamdrup B., Dalsgaard T. Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments // *Applied and Environmental Microbiology*. 2002. Vol. 68, iss. 3. P. 1312–1318. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.3.1312-1318.2002>
28. Белкина Н. А. Фосфор в донных отложениях Онежского озера // *Известия Российского государственного педагогического университета им. А. И. Герцена*. 2015. № 173. С. 97–109. EDN TKIUVL.
29. Белкина Н. А., Субетто Д. А., Ефременко Н. А., Потахин М. С. и др. Химический состав донных отложений северной части Ладожского озера как показатель многолетней изменчивости экосистемы водоема // *Труды Карельского научного центра Российской академии наук*. 2015. № 9. С. 53–61. EDN UMMFWD. <https://doi.org/10.17076/lim51>
30. Савенко В. С., Савенко А. В. Геохимия фосфора в глобальном гидрологическом цикле. Москва : ГЕОС, 2007. 248 с. EDN QKHKWT.
31. Boudreau B. P., Canfield D. E. A comparison of closed- and open-system models for porewater pH and calcite-saturation state // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1993. Vol. 57, iss. 2. P. 317–334. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(93\)90434-x](https://doi.org/10.1016/0016-7037(93)90434-x)
32. Van Cappellen P., Wang Y. Cycling of iron and manganese in surface sediments; a general theory for the coupled transport and reaction of carbon, oxygen, nitrogen, sulfur, iron, and manganese // *American Journal of Science*. 1996. Vol. 296, iss. 3. P. 197–243. <https://doi.org/10.2475/ajs.296.3.197>
33. Jørgensen B. B., Kasten S. Sulfur cycling and methane oxidation // *Marine Geochemistry*. Berlin ; Heidelberg : Springer, 2006, P. 271–309. EDN SSAQON. https://doi.org/10.1007/3-540-32144-6_8

34. *Van Cappellen P., Qiu L.* Biogenic silica dissolution in sediments of the Southern Ocean. II. Kinetics // *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 1997. Vol. 44, iss. 5. P. 1129–1149. EDN XZTJSQ. [https://doi.org/10.1016/s0967-0645\(96\)00112-9](https://doi.org/10.1016/s0967-0645(96)00112-9)

Поступила 30.03.2026 г.; одобрена после рецензирования 20.04.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Гуров Константин Игоревич, научный сотрудник, отдел биогеохимии моря, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0003-3460-9650**, **Scopus Author ID: 57200248245**, **ResearcherID: L-7895-2017**, **SPIN-код: 5962-7697**, gurovki@gmail.com

Вареник Алла Валерьевна, старший научный сотрудник, отдел биогеохимии моря, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат географических наук, **SPIN-код: 3277-7914**, **ORCID ID: 0000-0001-5033-4576**, **ResearcherID: H-1880-2014**, **Scopus Author ID: 56960448000**, alla.varenik@mhi-ras.ru

Мыслина Мария Андреевна, младший научный сотрудник, отдел биогеохимии моря, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **ORCID ID: 0000-0002-0054-0379**, **SPIN-код: 1309-1787**, myslina@mhi-ras.ru

Заявленный вклад авторов:

Гуров Константин Игоревич – отбор проб, формулирование целей и задач исследования, анализ и синтез результатов исследования, подготовка графических и текстовых материалов, написание первоначального варианта статьи

Вареник Алла Валерьевна – общее научное руководство исследованием, подготовка данных, обсуждение результатов работы, доработка текста

Мыслина Мария Андреевна – обработка данных, участие в обсуждении материалов статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Научная статья
УДК 556.1(282.247.344)(450)
EDN: EKKIP

Межгодовые изменения гидрохимических показателей реки Черной с 2019 по 2024 год (Севастополь, Юго-Западный Крым)

Ю. А. Петрова *, Н. А. Мильчакова, Ю. А. Гаврилова

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

* e-mail: juliacosac@gmail.ru

Аннотация

Целью исследования является оценка качества вод р. Черной на основе межгодовых изменений гидрохимических параметров и особенностей их пространственного распределения за 2019–2024 гг., а также разработка на основе полученных данных научно-практических рекомендаций по улучшению состояния водного объекта. Проанализированы данные мониторинга 36 нормируемых и ненормируемых гидрохимических показателей, включая биогенные, органические и неорганические вещества, тяжелые металлы и пестициды, в пяти пунктах наблюдений в верхнем, среднем и нижнем течении р. Черной. Материал собран в ходе государственного мониторинга по программе «Экология и охрана окружающей среды города Севастополя». Отбор проб проводили один раз в сезон. Гидрохимический анализ проведен для 120 проб по стандартным методикам. Выявлены значительные пространственные различия содержания нормируемых и ненормируемых показателей, показано, что концентрация некоторых биогенных элементов, хлоридов, сульфатов и металлов (Fe, Cu) в нижнем течении более чем в четыре раза превышает нормативные значения для водных объектов. Содержание Ca, Mn и Mg резко менялось в течение всего периода наблюдений с превышением предельно допустимых нормативов вдвое и более. К 2024 г. отмечен рост содержания взвешенных веществ, биогенных элементов (NH_4^+ , Si) и химического потребления кислорода, тогда как на всех участках наблюдений к 2024 г. содержание фенолов (с 2021 г.) и нефтепродуктов (с 2023 г.) снизилось, а концентрации хлорорганических пестицидов, никеля, хрома шестивалентного и нитратов были ниже ПДК и слабо варьировали по годам и районам. В устьевой части р. Черной зафиксировано незначительное улучшение качества воды по содержанию фенолов. Несмотря на улучшение по органическим показателям, превышение ПДК по тяжелым металлам и биогенным элементам требует продолжения мониторинга и принятия мер: инвентаризации источников, внедрения фильтрующих полос из тростника и усиления биоиндикационного контроля.

Ключевые слова: мониторинг водных объектов, гидрохимические показатели, загрязняющие вещества, качество вод, река Черная, Севастополь

© Петрова Ю. А., Мильчакова Н. А., Гаврилова Ю. А., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№ гос. регистрации 124022400148-4).

Для цитирования: Петрова Ю. А., Мильчакова Н. А., Гаврилова Ю. А. Межгодовые изменения гидрохимических показателей реки Черной с 2019 по 2024 год (Севастополь, Юго-Западный Крым) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 93–109. EDN ЕККИР.

Interannual Changes in the Hydrochemical Parameters of the Chernaya River from 2019 to 2024 (Sevastopol, Southwestern Crimea)

J. A. Petrova *, N. A. Milchakova, J. A. Gavrilova

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

** e-mail: juliacosac@gmail.ru*

Abstract

The study aims to assess the quality of the Chernaya River waters by analysing interannual changes and spatial distribution of hydrochemical parameters for 2019–2024, and to develop evidence-based scientific and practical recommendations for improving the condition of the water body. The article analyses the monitoring data of the Chernaya River for standardised and non-standardised 36 hydrochemical parameters, including nutrients, organic and inorganic substances, heavy metals and pesticides, at five observation points in its upper, middle and lower reaches. The material was collected during state monitoring under the Ecology and Environmental Protection of the City of Sevastopol program. Sampling was carried out once per season. A hydrochemical analysis was performed on 120 samples using standard methods. We found significant spatial differences in the content of standardised and non-standardised indicators. It was shown that the concentration of certain nutrients, chlorides, sulfates and metals (Fe, Cu) in the lower reaches exceeded the standard values for water bodies by more than four times. The content of Ca, Mn, and Mg varied sharply throughout the observation period, exceeding the maximum permissible levels by twofold or more. In 2024, an increase was observed in the content of suspended solids, nutrients (NH_4^+ , Si), and chemical oxygen demand, while at all monitoring sites, by 2024, the content of phenols (since 2021) and petroleum products (since 2023) had decreased, whereas the concentrations of organochlorine pesticides, nickel, hexavalent chromium, and nitrates were below the maximum permissible concentrations and varied little across years and regions. In the estuarine part of the Chernaya River, a slight improvement in water quality was recorded in terms of phenol content. Despite the improvement in organic indicators, the exceeding of the maximum permissible concentrations for heavy metals and nutrients requires continued monitoring and the implementation of measures: inventory of sources, introduction of reed filter strips and strengthening of bioindication monitoring.

Keywords: monitoring of water bodies, hydrochemical indicators, pollutants, spatial dynamics, water quality, Chernaya River, Sevastopol city

Acknowledgements: This work was carried out under IBSS state research assignment “Biodiversity as the basis for the sustainable functioning of marine ecosystems, criteria and scientific principles for its conservation” (no. 124022400148-4).

For citation: Petrova, J.A., Milchakova, N.A. and Gavrilova, J.A., 2026. Interannual Changes in the Hydrochemical Parameters of the Chernaya River from 2019 to 2024 (Sevastopol, Southwestern Crimea). *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 93–109.

Введение

Качество пресных вод, проблемы водоснабжения и охрана водных объектов относятся к глобальным экологическим задачам, которые включены в перечень Целей устойчивого развития Генеральной ассамблеи ООН¹⁾ и в Министерскую декларацию 10-го Всемирного водного форума²⁾. В программе развития Российской Федерации по достижению задач Целей устойчивого развития³⁾ национальными целевыми показателями на период до 2030 года сформирован перечень мероприятий по сохранению качества пресных вод, включающий мониторинг водных объектов^{1), 3)}. Для города федерального значения Севастополя такая задача имеет не только природоохранное, но и социально-экономическое значение. Регион относится к маловодообеспеченным и засушливым, при этом в последние десятилетия водопотребление в нем значительно возросло из-за интенсификации хозяйственной и рекреационной деятельности, увеличения численности населения. Основным источником питьевого водоснабжения города была и остается р. Черная. Для этого водного объекта реализуется широкий спектр мероприятий в рамках государственных экологических программ, в том числе федерального значения – «Вода России» и «Чистые берега»⁴⁾, направленных на сохранение качества вод, снижение объемов сброса неочищенных или слабоочищенных стоков и обеспечение рационального водопользования.

Первые исследования по оценке качества вод р. Черной были проведены М. А. Галаджиевой⁵⁾ и Г. М. Гасовским [1, 2] на организмах-индикаторах еще в начале XX в. С 1980-х гг. мониторинг гидрохимических показателей и экологического состояния реки проводился Центром по гидрометеорологии в Автономной Республике Крым, а с 2015 г. – Федеральным государственным бюджетным учреждением «Крымское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды» и Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет). С 1980 по 2008 г.

¹⁾ URL: <https://www.ungeneva.org/ru/about/topics/sustainable-development-goals> (дата обращения: 20.06.2025).

²⁾ 10-й Всемирный водный форум «Вода для общего процветания»: сборник. Ташкент, 2024. С. 53. URL: <https://www.cawater-info.net/library/rus/10wwf-ru.pdf> (дата обращения: 20.06.2025).

³⁾ Указ Президента Российской Федерации от 24.05.2024 № 309 «О национальных целях развития Российской Федерации на период до 2030 года и на перспективу до 2036 года» <https://rspp.ru/activity/social/nacionalnye-celi-razvitiya-Rossii/> (дата обращения: 20.06.2025).

⁴⁾ Ежегодный государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды города Севастополя за 2024 год. Севастополь, 2025. URL: <https://spn.sev.gov.ru/ekologicheskoe-sostoyanie-sevastopolya/doklad-o-sostoyanii-i-ob-okhrane-okruzhayushchey-sredy-goroda-sevastopolya/> (дата обращения: 30.07.2025)

⁵⁾ Галаджиева М. А. Материалы к фауне Protozoa пресных вод окрестностей Севастополя // Труды Крымского научно-исследовательского института / Под ред. И. И. Пузанова. Симферополь: Крым. гос. изд-во, 1927. Т. 1, вып. 2. С. 106–117.

качество вод р. Черной определяли по 29 показателям, включая различные органические и неорганические загрязняющие вещества, и растворенные газы [3, 4], а с 2015 по 2024 г. – по 22 параметрам с учетом данных о расходе пресных вод⁴⁾. За весь период наблюдений наибольший объем данных был собран для гидрологического поста у с. Хмельницкого, в 2 км от устья реки⁴⁾. Эпизодически исследования русла реки выполняли на четырех створах [5, 6], в основном на пункте наблюдения (ПН) в с. Хмельницком, устье р. Черной и на участках некоторых ее притоков – на р. Байдарке и р. Уркусте [4, 6, 7].

Обобщение данных о качестве вод р. Черной за 1980–2015 гг. по 16 гидрохимическим показателям выявило значительное повышение концентрации фенолов, синтетических поверхностно-активных веществ, нефтепродуктов и тяжелых металлов (ТМ), особенно в последнее десятилетие [4, 7]. Так, с 2016 по 2019 г. у гидропоста с. Хмельницкого обнаружено превышение предельно допустимых концентраций (ПДК) нитритов, фенолов и ТМ [3, 7, 8,]. На других гидропостах по данным сезонных наблюдений с 2010 по 2023 г. также было зарегистрировано увеличение концентрации нитратов и кремниевой кислоты [6]. При этом тенденция к повышению содержания нитритов и аммонийного азота выявлена и для осредненных значений, а по всему течению реки зафиксировано превышение норматива по NH_4^+ для рыбохозяйственных объектов [5].

С учетом высокой экосистемной, природоохранной и социально-экономической значимости р. Черной, значительного роста объемов водопотребления и водоотведения, а также возросших рисков загрязнения из-за интенсификации хозяйственной деятельности в 2021 г. была разработана программа регулярного мониторинга вод и донных отложений в рамках государственной программы «Экология и охрана окружающей среды города Севастополя»⁶⁾. С 2015 г. государственный мониторинг экологического состояния вод р. Черной осуществляется по 38 показателям, а с 2020 г. – по 43 в пяти ПН в верхнем, среднем и нижнем течении. В 2019–2024 гг. оценку качества вод во всех ПН проводили по сезонам, что позволило подготовить обширную базу данных, хотя и без учета хронических и кратковременных загрязнений⁷⁾.

Поскольку техногенное воздействие городской среды оказывает существенное влияние на экологическое состояние р. Черной, актуальность проводимых исследований не вызывает сомнений.

Цель работы – на основе межгодовых изменений 36 гидрохимических показателей и особенностей их пространственного распределения за 2019–2024 гг. оценить качество вод р. Черной в верхнем, среднем и нижнем ее течении и разработать научно-практические рекомендации по улучшению состояния водного объекта.

⁶⁾ Об утверждении государственной программы города Севастополя «Экология и охрана окружающей среды города Севастополя»: постановление Правительства Севастополя от 20.12.2021 № 660-ПП : опублик. 21 декабря 2021 года. URL: <https://sev.gov.ru/docs/253/163582/> (дата обращения: 11.08.2025).

⁷⁾ Доклад о состоянии и об охране окружающей среды на территории Республики Крым в 2024 году. URL: https://meco.rk.gov.ru/uploads/meco/container/2025/07/16/2025-07-16-15-31-21_2024.pdf (дата обращения: 18.08.2026).

Материалы и методы

Характеристика района исследования

Река Черная, протяженность которой составляет 35 км, относится к основным рекам северо-западного склона Крымских гор и входит в тройку самых крупных рек Севастополя⁴⁾. Водоток берет начало в Байдарской котловине из Скельского источника и впадает в Черное море [9], площадь водосборного бассейна реки составляет 669 км², его средняя высота – 395 м [10], основное питание обеспечивается Скельским источником (дебет 40–220 л/с) и атмосферными осадками⁴⁾. Гидрографическая сеть представлена 11 притоками (реки Узунджа, Боса, Бага Нижняя, Бага Верхняя, Уркуста, Ай-Тодорка, Сухая Речка, Байдарка, Уппа, Арманка, Календа) с общей площадью водосбора 287.02 км², а также Чернореченским водохранилищем (площадь водосбора $S = 6.04$ км², объем $V = 64$ млн м³)⁴⁾. Ширина водоохранной зоны реки составляет 100 м⁸⁾, в ее границах расположены особо охраняемые природные территории (ООПТ), земли сельских населенных пунктов, их канализационные очистные сооружения и сельскохозяйственные угодья.

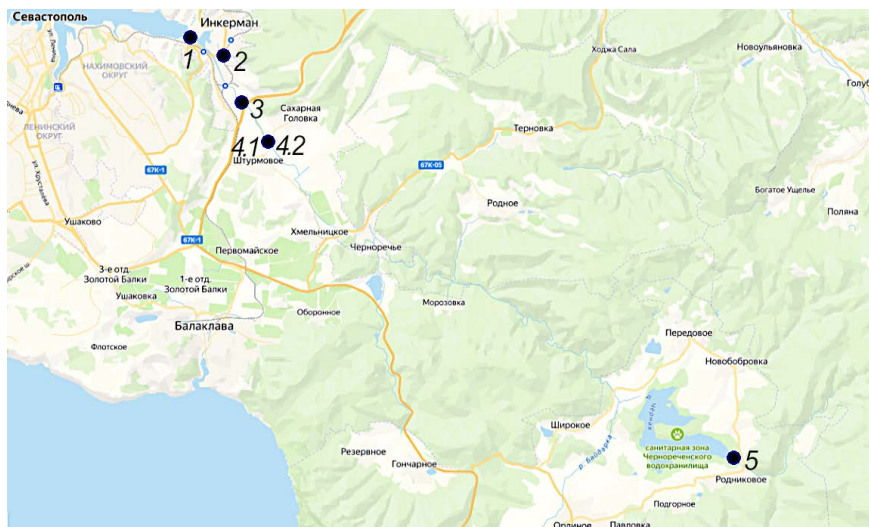
Река Черная является единственным полноводным и непересыхающим водотоком Севастополя. Значительная часть ее русла (7.5 км) находится в границах государственного природного ландшафтного заказника регионального значения «Байдарский», на территории которого находится Чернореченский каньон^{4), 7)}. Несмотря на то, что многие виды хозяйственной деятельности на территории заказника, крупнейшего в сети ООПТ Севастополя, запрещены или ограничены, источниками загрязнения реки служат производственные, сельскохозяйственные и другие объекты, расположенные вблизи его границ. По данным 2024 г., в русло р. Черной поступило до 2.23 млн м³ воды, из которых одна треть относилась к транзитным водам из Кадыковского карьера (0.78 млн м³), а основная часть (две трети) – к сточным водам с канализационных очистных сооружений ГУПС «Водоканал»⁴⁾. Кроме этого, р. Черная относится к наиболее паводкоопасным рекам [11], а сток со всего водосборного бассейна в период паводка может значительно ухудшить качество вод из-за поступления различных загрязняющих веществ [11–13].

Отбор проб и методы исследования

Территориальная система мониторинга качества воды р. Черной представлена пятью ПН (рис. 1): ПН-1 – г. Инкерман, ПН-2 – пос. Зеленая Горка (сброс сточных вод), ПН-3 – пос. Октябрьский (сброс сточных вод), ПН-4.1 (створ 1), ПН-4.2 (створ 2) – пос. Сахарная Головка (фоновый и контрольный участки), ПН-5 – с. Родниковое (ООПТ «Государственный природный ландшафтный заказник регионального значения „Байдарский“»).

Пробы для оценки качества вод р. Черной отбирали в рамках государственного мониторинга поверхностных водных объектов с 2019 по 2024 г.

⁸⁾ Об утверждении Положения о государственном ландшафтном заказнике регионального значения „Байдарский“ : постановление Правительства Севастополя от 29.04.2016 № 408–ПП. URL: <https://docs.cntd.ru/document/438883181?ysclid=mtiqivyg5882718582> (дата обращения: 18.08.2026).



Р и с . 1. Карта-схема участков пунктов наблюдений на р.Черной (кружками обозначены пункты наблюдения и их номера). Источник карты: URL: <https://map.ru/pkk/sevastopol> (дата обращения: 28.08.2026)

Fig. 1. Map of observation points at the Chernaya River (the dots denote observation points and their numbers). The map is adopted from: <https://map.ru/pkk/sevastopol> (Accessed: 28 August 2026)

по программе «Экология и охрана окружающей среды города Севастополя» один раз в сезон в пяти ПН в соответствии с ГОСТ Р 59024–2020.

Гидрохимический анализ проведен для 120 проб, определяли 43 параметра, в том числе содержание растворенных газов (3) и биогенных веществ (12), органолептических показателей (6), органических (10) и неорганических (12) соединений. К нормируемым относилось 25 показателей, к ненормируемым – 18. Исследования проб проводили в испытательных лабораториях ООО «РусИнтеКо», ООО Фирма «ЭкоСвет» и ООО «Биопотенциал».

В настоящей работе мы проанализировали данные по 36 гидрохимическим показателям. В их числе нормируемые: содержание растворенного кислорода (O_2), биологическое потребление кислорода за пять суток (BPK_5), химическое потребление кислорода (ХПК), взвешенные вещества, биогенные элементы (кремний Si, нитриты NO_2^- , нитраты NO_3^- , аммонийный азот NH_4^+ , азот общий $N_{общ.}$, фосфаты PO_4^{3-}), ионы основного солевого состава (сульфаты SO_4^{2-} , диоксид углерода CO_2 , хлориды Cl^-), макроэлементы (Mg, Ca, Na и K суммарно), микроэлементы и тяжелые металлы (Fe, Cu, Zn, Ni, Mn, Cr^{6+}), а также ненормируемые: pH, насыщение кислородом O_2 (%) и концентрация гидрокарбонатов HCO_3^- . Помимо этого, определяли концентрацию органических загрязняющих веществ, включая нефтепродукты, фенолы, анионные поверхностно-активные вещества (АПАВ) и хлорорганические пестициды (α -, β -, γ -ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, ГХБ).

Для оценки качества вод р. Черной проводили сравнительный анализ полученных данных и нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения согласно приказу Минсельхоза № 552 от 13.12.2016⁹⁾, СанПиН 1.2.3685–21¹⁰⁾.

Для статистического анализа использовали пакет программного обеспечения *PAST 4.0* и *Microsoft Excel*.

Результаты

Межгодовая динамика нормируемых гидрохимических показателей

Концентрация растворенного кислорода с 2019 по 2024 г. во всех ПН варьировала незначительно – от 6.82 до 8.3 мг/дм³ (при нормативе 6.0 мг/дм³).

Содержание взвешенных веществ в верхнем течении реки (ПН-5 Родниковое) с 2019 по 2024 г. находилось в диапазоне нормативных значений (2.8–23.9 мг/дм³), на других участках оно было выше в 1.2–1.9 раз (27.1–46.12 мг/дм³) (рис. 2, а). Максимальные значения наблюдались в среднем и нижнем течении реки в 2023 и 2024 гг.

Содержание биогенных элементов за исследуемый период превышало ПДК в большинстве ПН. Так, в 2024 г. максимальное содержание NH_4^+ в ПН-4.1 Сахарная Головка достигало 0.685 мг/дм³ при ПДК 0.5 мг/дм³ (превышение в 1.4 раза) (рис. 2, б). Единичный пик концентрации NO_2^- наблюдался в ПН-3 Октябрьский (0.48 мг/дм³ при ПДК 0.08 мг/дм³) в 2021 г., к 2024 г. значение снизилось до 0.0025 мг/дм³. Содержание NO_3^- варьировало в пределах ПДК (40 мг/дм³) от 0.447 до 4.26 мг/дм³ в 2021 и 2023 гг. соответственно⁷⁾, наибольшие значения зафиксированы в среднем течении реки в ПН-3 Октябрьский.

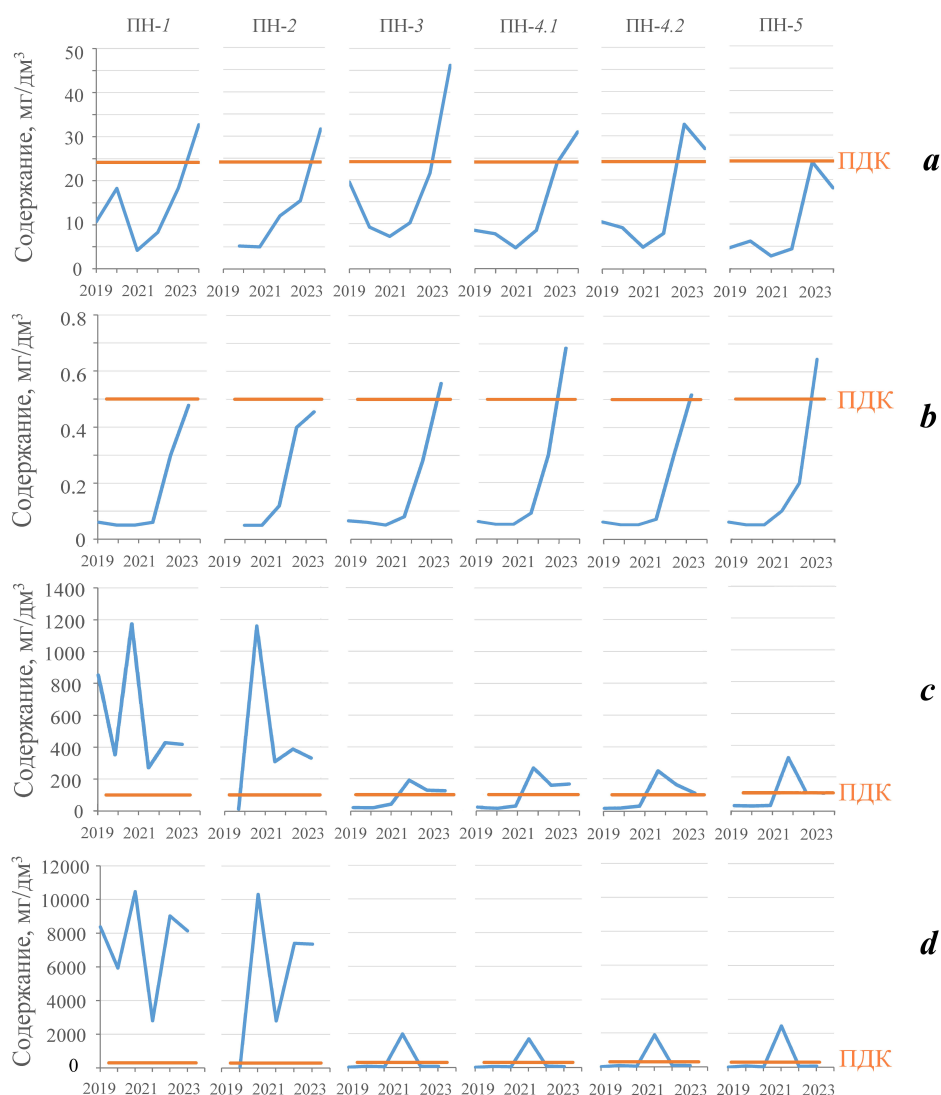
Высокие значения концентрации SO_4^{2-} (11–1174 мг/дм³ при ПДК 100 мг/дм³) и Cl^- (17–10467 мг/дм³ при ПДК 300 мг/дм³) выявлены во всех ПН (рис. 2, с, д), при этом в нижнем течении реки в ПН-1 Инкерман превышение ПДК этих показателей отмечалось в течение всего периода наблюдений.

БПК₅ весь период исследований на всех участках мониторинга, за исключением ПН-4.2 Сахарная Головка в 2019 г. (2.0 мг O_2 /дм³) и ПН-5 Родниковое в 2021 г. (2.1 мг O_2 /дм³), превышало нормативы (2.1 мг O_2 /дм³), составляя 2.7–5.82 мг O_2 /дм³. Максимальные значения БПК₅ (более чем в 1.9 раза выше нормы) зафиксированы в 2023 и 2024 гг. в ПН-4.1 Сахарная Головка и ПН-3 Октябрьский.

Значения pH во всех ПН находились в диапазоне естественной вариации (от 7.69–8.35 до 7.3–7.7) с 2019 до 2024 г., тогда как ХПК возросло с 4.5–5.9 мг/дм³ в 2019–2022 гг. до 78.5–98.5 мг/дм³ в 2023 и 2024 гг., превысив нормативное значение более чем в 2.6 раза.

⁹⁾ Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения : приказ Минсельхоза РФ от 13.12.2016 № 552. URL: <https://docs.cntd.ru/document/420389120> (дата обращения: 20.06.2025).

¹⁰⁾ Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания : санитарные правила и нормы СанПиН 1.2.3685-21. URL: https://mru31.fmba.gov.ru/upload/iblock/56a/cj7i0jx6pyscza503n4t3zo3ljv79cyi/Postanovlenie-Glavnogo-gosudarstvennogo-sanitarnogo-vracha-RF_-2-ot-28.01.2021.pdf (дата обращения: 20.06.2025).

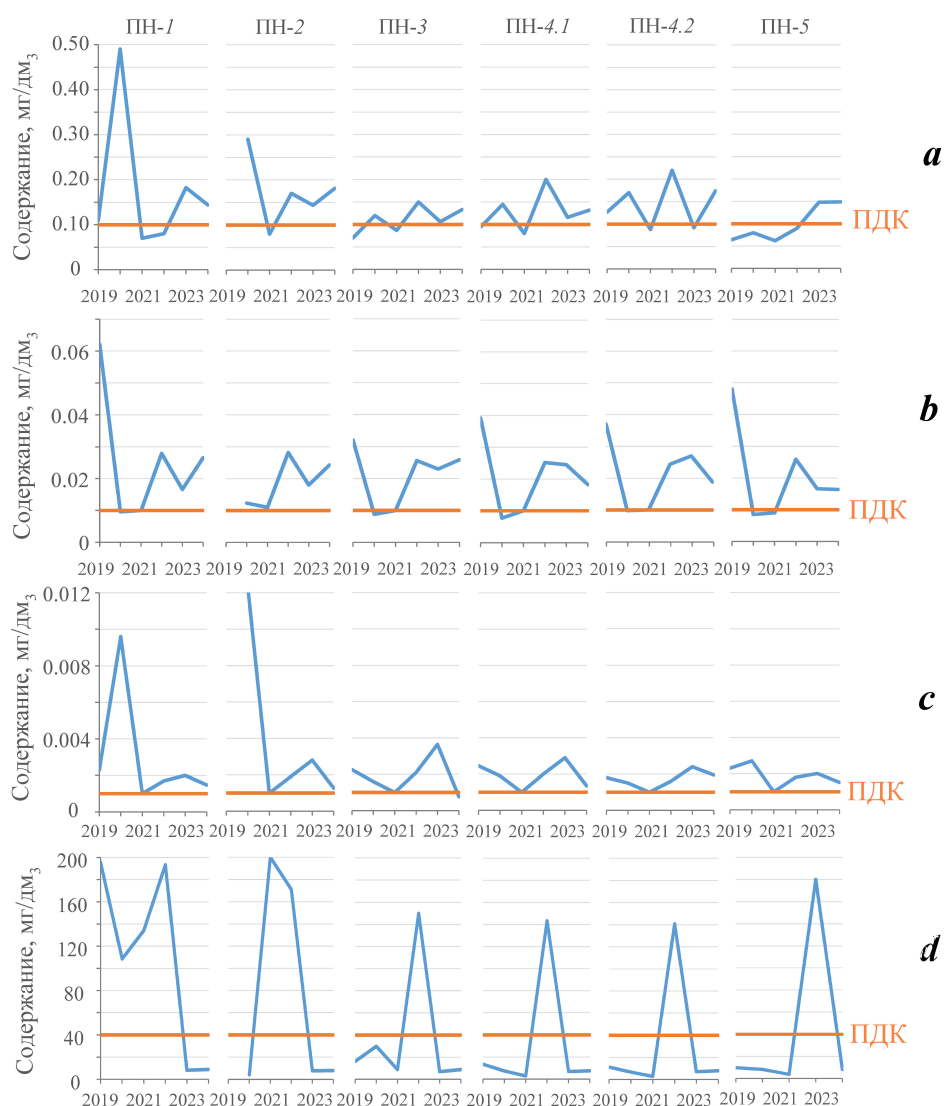


Р и с . 2. Динамика содержания взвешенных веществ (а), NH_4^+ (b), SO_4^{2-} (c), Cl^- (d) в водах р. Черной в 2019–2024 гг.

Fig. 2. Content dynamics of solids (a), NH_4^+ (b), SO_4^{2-} (c), Cl^- (d) in the Chernaya River water in 2019–2024

Концентрации микроэлементов, в том числе некоторых ТМ, характеризовались значительной межгодовой изменчивостью, выявлено превышение ПДК с 2019 по 2024 г. Сверхнормативная концентрация Mn (от 0.0166 до 0.0282 мг/дм³ при ПДК 0.001 мг/дм³) отмечалась во всех ПН с 2022 по 2024 г. с максимумом в ПН-1 Инкерман в 2019 г. (0.062 мг/дм³).

Содержание Fe (0.11–0.49 мг/дм³ при ПДК 0.1 мг/дм³) и Cu (0.00147–0.0096 мг/дм³ при ПДК 0.001 мг/дм³) в ПН-1 Инкерман также превышало ПДК в течение всего периода наблюдений, кроме 2021 и 2022 г. (рис. 3, а, б).



Р и с . 3 . Межгодовое содержание Fe (a), Mn (b), Cu (c), Mg (d) в воде р. Черной в 2019–2024 гг.

Fig. 3. Interannual content of Fe (a), Mn (b), Cu (c), Mg (d) in the Chernaya River water in 2019–2024

Концентрации Cr и Ni (< 0.01 мг/дм³) находились в пределах нормативов на всех участках.

Концентрация Mg в 2022 г. на всех участках превышала ПДК (40 мг/дм³) более чем втрое (140.7–193.4 мг/дм³), а в 2023 и 2024 гг. снизилась более чем на порядок (до 6.88–11.2 мг/дм³) (рис. 3, c, d). Сверхнормативная концентрация Ca в 2022 г. также наблюдалась во всех ПН (213.3–423.3 мг/дм³ при ПДК 180 мг/дм³), в ПН-1 Инкерман и ПН-2 Зеленая Горка с 2021 по 2024 г. зафиксировано превышение его ПДК более чем в 1.6 раза.

Среди органических загрязняющих веществ наибольшая концентрация выявлена у фенолов ($0.0021\text{--}0.0029\text{ мг/дм}^3$ при ПДК 0.001 мг/дм^3) во всех ПН в 2019 и 2020 гг. (рис. 4, *a*). С 2021 по 2024 г. наблюдалось значительное снижение среднегодового содержания фенолов (до 0.0002 мг/дм^3) с минимумом в ПН-5 Родниковое в 2023 г.

Содержание нефтепродуктов в течение всего периода наблюдений во всех ПН было незначительным: в 2019 и 2020 гг. оно не превышало 0.02 мг/дм^3 . В 2022 г. отмечено его повсеместное незначительное повышение до $0.058\text{--}0.074\text{ мг/дм}^3$ (ПДК 0.05 мг/дм^3), за исключением ПН-2 Зеленая Горка; в 2023–2024 гг. значения варьировали от 0.0165 до 0.0268 мг/дм^3 (рис. 4, *b*). Содержание АПАВ в среднем и нижнем течении реки в 2022 г. повышалось до $0.09\text{--}0.21\text{ мг/дм}^3$ (ПДК 0.1 мг/дм^3), к 2024 г. значения этого показателя снизились втрое, за исключением ПН-1 Инкерман, где превышение ПДК сохранялось (рис. 4, *c*). Концентрация хлорорганических пестицидов во всех ПН была ниже ПДК в течение всего периода наблюдений.

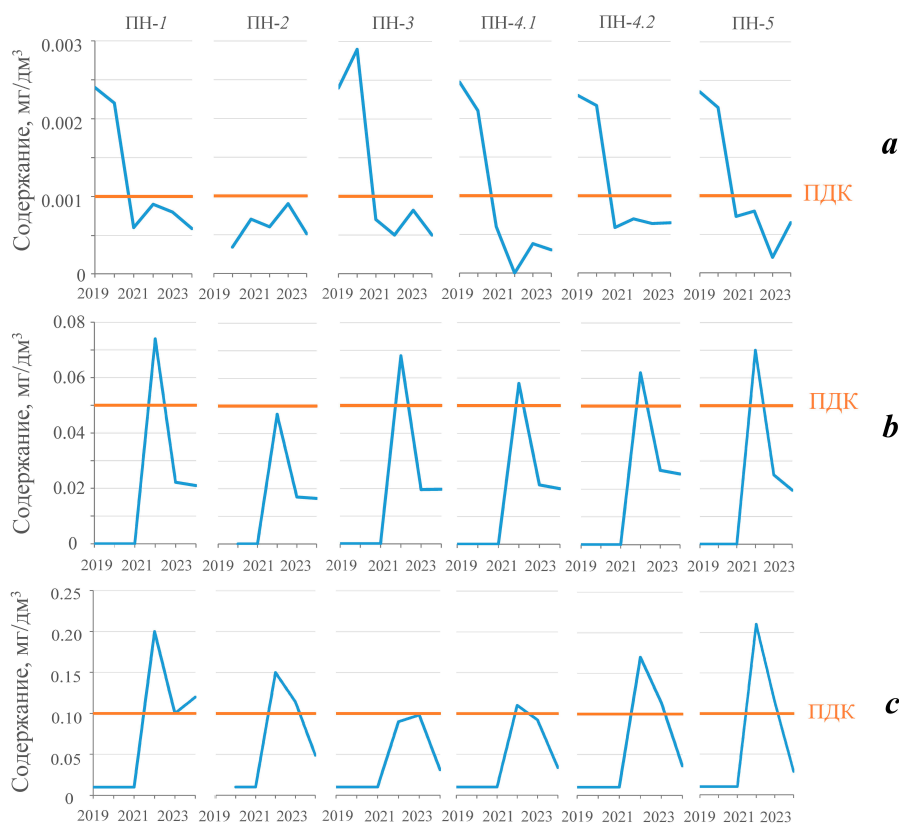


Рис. 4. Динамика содержания фенолов (*a*), нефтепродуктов (*b*), АПАВ (*c*) в воде р. Черной в 2019–2024 гг.

Fig. 4. Content dynamics of phenols (*a*), petroleum products (*b*), AASS (*c*) in the Chernaya River water in 2019–2024

Межгодовая динамика содержания ненормируемых показателей воды

Содержание HCO_3^- за период наблюдений изменялось в диапазоне 53–128.8 мг/дм³ с максимумом в ПН-4.2 Сахарная Головка в 2022 г. Содержание CO_2 и $\text{N}_{\text{общ}}$ не превышало 1 мг/дм³.

Суммарное содержание Na^+ и K^+ было максимальным во всех ПН в 2020 г. (518–10 489 мг/дм³), минимальным – в 2019 г. (0.064–0.127 мг/дм³). В нижнем течении реки в 2021 г. значения этого показателя варьировали в диапазоне 5906–6646 мг/дм³, а верхнем и среднем – 21.5–31.5 мг/дм³. В последующие годы во всех ПН суммарное содержание Na^+ и K^+ составляло 26–38.75 мг/дм³.

Средние за 2019–2024 гг. значения гидрохимических показателей р. Черной, определяющих качество вод, представлены в таблице.

Средние значения показателей качества воды р. Черной в 2019–2024 гг.

Average values of the Chernaya River water quality indicators in 2019–2024

Показатель / Indicator	Пункт наблюдения / Observation point				
	ПН-1 / OP-1	ПН-2 / OP-2	ПН-3 / OP-3	ПН-4* / OP-4*	ПН-5 / OP-5
pH	7.5	7.38	7.69	7.66	7.4
Растворенный кислород, мг/дм ³ / Dissolved oxygen, mg/dm ³	7.6	7.58	7.63	7.65	7.58
Взвешенные вещества, мг/дм ³ / Suspended matter, mg/dm ³	15.4	13.84	18.93	14	10
Нефтепродукты, мг/дм ³ / Petroleum products, mg/dm ³	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
БПК ₅ , мгО ₂ /дм ³ / BOD ₅ , mgO ₂ /dm ³	3.77	3.56	3.89	3.4	3.5
ХПК, мг/дм ³ / COD, mg/dm ³	39.16	44.26	38.29	37.2	34.86
АПАВ, мг/дм ³ / Anionic surfactants, mg/dm ³	0.075	0.066	0.04	0.044	0.064
Насыщение кислородом, % / Oxygen saturation, %	93.6	63.2	74.9	75.39	73.6
Сульфаты, мг/дм ³ / Sulfates, mg/dm ³	582.8	439	86.89	108.6	96.16
Хлориды, мг/дм ³ / Chlorides, mg/dm ³	7456	5593	375	323	449
Нитраты, мг/дм ³ / Nitrates, mg/dm ³	1.5	1.67	2.19	1.95	1.77
Нитриты, мг/дм ³ / Nitrites, mg/dm ³	0.053	0.016	0.031	0.024	0.026
Ионы аммония, мг/дм ³ / Ammonium ions, mg/dm ³	0.16	0.215	0.182	0.2	0.184

Продолжение Таблицы / Continued

Показатель / Indicator	Пункт наблюдения / Observation point				
	ПН-1 / OP-1	ПН-2 / OP-2	ПН-3 / OP-3	ПН-4* / OP-4*	ПН-5 / OP-5
Диоксид углерода, мг/дм ³ / Carbon dioxide, mg/dm ³	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5
Фосфаты, мг/дм ³ / Phosphates, mg/dm ³	0.054	0.055	0.086	0.078	0.059
Гидрокарбонаты, мг/дм ³ / Hydrocarbonates, mg/dm ³	279.0	270.7	233.6	175.8	264.6
Фенолы, мг/дм ³ / Phenols, mg/dm ³	0.0012	0.0006	0.0013	0.0009	0.001
Кальций, мг/дм ³ / Calcium, mg/dm ³	512	360	100	94	93
Магний, мг/дм ³ / Magnesium, mg/dm ³	108	78	37	30	37
Натрий и калий (суммарно), мг/дм ³ / Sodium and potassium (in total), mg/dm ³	4778	1454	147	127	121
Железо общее, мг/дм ³ / Total iron, mg/dm ³	0.179	0.173	0.110	0.128	0.098
Марганец, мг/дм ³ / Manganese, mg/dm ³	0.025	0.015	0.020	0.020	0.020
Медь, мг/дм ³ / Copper, mg/dm ³	0.003	0.003	0.002	0.002	0.002
Цинк, мг/дм ³ / Zinc, mg/dm ³	0.036	0.0154	0.010	0.01	0.0124
Хром (VI), мг/дм ³ / Chrome (VI), mg/dm ³	0.005	0.005	0.005	0.01	0.005
Никель, мг/дм ³ / Nickel, mg/dm ³	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Азот общий, мг/дм ³ / Total nitrogen, mg/dm ³	1.69	0.92	1.00	0.90	1.00
Фосфор, мг/дм ³ / Phosphorus, mg/dm ³	0.040	0.005	0.050	0.025	0.025
Кремний, мг/дм ³ / Silicon, mg/dm ³	3.00	3.69	2.67	2.77	2.83
Пестициды (α-, β-, γ-ГХЦГ, ДДТ, ДДД, ДДЭ, ГХБ) / Pesticides (α-, β-, γ-HCH, DDT, DDD, DDE, HCB)	< 0.00001	< 0.00001	< 0.00001	< 0.00001	< 0.00001

* Приведены средние значения для ПН-4 (створ 1 и створ 2).

* For OP-4, mean values are given (site 1 and site 2).

Для нижнего течения р. Черной (ПН-1, ПН-2) характерно повышенное содержание хлоридов, сульфатов, кальция, магния, натрия и калия суммарно, по сравнению с верхним и средним (таблица). Концентрация NO_2^- в нижнем течении реки была вдвое выше, чем в верховьях, а содержание NO_3^- достигало максимума в среднем течении реки (таблица), что свидетельствует о хроническом загрязнении (смыв с ливневыми стоками).

Содержание фосфатов во всех ПН в р. Черной ниже ПДК для мезотрофных водоемов⁷⁾ (таблица).

Повышение концентрации некоторых ТМ (Mn, Fe, Cu, Zn) наблюдалось от верхнего течения (ПН-5 Родниковое) к нижнему (ПН-1 Инкерман).

Средние значения содержания Cr^{6+} , Ni, нефтепродуктов и пестицидов находились в границах ПДК на всех участках мониторинга. За 2019–2024 гг. среднее значение ХПК было на порядок больше, чем БПК₅ (таблица). Это, вероятно, связано с присутствием трудно разлагаемых органических соединений растительного происхождения. Показательно, что высокое содержание растворенного кислорода (от 7.58–7.65 мг/дм³) обуславливает биохимическое равновесие и нормальное функционирование биоты р. Черной.

Обсуждение

По результатам мониторинга качества вод р. Черной в 2019–2024 гг. выявлено превышение ПДК ряда гидрохимических показателей, таких как содержание ТМ (кроме Ni^{2+} и Cr^{6+}), биогенных элементов, фенолов, ХПК, хлоридов и сульфатов (см. рис. 2, 4).

В течение всего периода наблюдений отмечены разовые или периодические скачки концентрации Mn, Fe, Mg, и Cu, взвешенных веществ, превышающие нормативы для рыбохозяйственных водных объектов (см. рис. 2, 3), что, возможно, связано с интенсивным размывом берегов, эрозией и смывом удобрений с сельскохозяйственных полей. Высокое содержание Mg и Ca в водах р. Черной в 2022 г., превышающее ПДК (см. рис. 3), оказалось сопоставимым с данными за 1989–2008 гг. [3], что может быть результатом специфических гидрохимических условий в зоне смешения речных и морских вод, учитывая отсутствие в районе ПН-1 Инкерман и ПН-2 Зеленая Горка горнодобывающих и химических предприятий.

Превышение норматива ХПК и сверхнормативные концентрации Cl^- , SO_4^{2-} (см. рис. 2) наблюдались ежегодно. Зафиксированы пики концентраций фенолов, АПАВ и нефтепродуктов, превышающие ПДК для рыбохозяйственных водных объектов (см. рис. 4). С 2019 по 2024 г. отмечено повышение содержания биогенных элементов NH_4^+ и Si.

Следует отметить, что выявленное нами увеличение концентрации биогенных веществ в верхнем и нижнем течении р. Черной сопоставимо с результатами других исследователей за 2012–2023 гг. [5, 6]. По-видимому, высокая концентрация загрязняющих веществ в р. Черной связана с их поступлением с сельскохозяйственных угодий, расположенных в основном вдоль среднего течения реки (в том числе в прибрежной и водоохранной зонах), а также хозяйственными стоками промышленных предприятий. Кроме того, источниками загрязнения служат приток морских вод во время штормовых нагонов

в устьевой зоне, выпуски централизованных и локальных канализационных очистных сооружений и ливневые стоки [3, 5, 6]. Тем не менее на всех участках реки мы выявили снижение содержания Cu, АПАВ и нефтепродуктов с 2019 по 2024 г.

Анализ пространственного распределения некоторых гидрохимических показателей выявил довольно высокие концентрации хлоридов, сульфатов и ТМ, а также превышение БПК₅ и ХПК в устьевой зоне р. Черной (ПН-1, -2, см. рис. 2, 3) по сравнению с другими участками (ПН-3, -4, -5). При этом высокое содержание сульфатов и хлоридов, превышающее ПДК, оказалось сопоставимым с данными за 1989–2008 гг. [3]. Возможно, это связано с высоким содержанием органических веществ в воде из-за поступления недостаточно очищенных или неочищенных сточных вод и природных осадков.

В целом исследователи отмечали ухудшение качества вод р. Черной в 2012–2023 гг. и связывали его с поступлением в русло некоторых загрязняющих веществ от ее притоков [5, 6].

Анализ данных мониторинга 2019–2024 гг. показал некоторое ухудшение качества вод р. Черной. Основной причиной является поступление в русло значительных объемов недостаточно очищенных производственных сточных вод с предприятий, а также неочищенных хозяйственно-бытовых вод от неорганизованных источников водоотведения. Ситуация усугубилась ограничением контрольных (надзорных) мероприятий⁴⁾. Незначительное увеличение содержания АПАВ, фенолов, нефтепродуктов и некоторых металлов связано с их накоплением на водосборной площади реки в межень и последующим смывом с интенсивным ливневым стоком, а также во время кратковременных экстремальных паводков (июнь 2021 г., июнь и декабрь 2022 г.)⁴⁾.

Тем не менее в нижнем течении реки и устьевой части зафиксировано снижение концентрации фенолов до уровня ниже ПДК для водных объектов рыбохозяйственного назначения⁹⁾. Это свидетельствует о некотором улучшении качества вод по этому показателю в сравнении с данными за 1980–2020 гг. [8, 14]. Кроме того, отмечено уменьшение концентраций нитритов и нитратов, которые оказались ниже нормативов⁷⁾ по сравнению с 2015–2020 гг. [5, 11].

На всех пунктах наблюдений выявлены низкие концентрации хлорорганических и других пестицидов, не превышающие ПДК, что соответствует данным за 1980–2015 гг. и 2020 г. [14, 15]. Стабильное содержание кислорода на разных участках реки оказалось сходным с данными 2015 г. [11].

Сравнительный анализ межгодовых изменений гидрохимических показателей р. Черной с данными о других крупнейших водотоках Крыма и водных объектах рыбохозяйственного назначения за 2022–2024 гг. выявил сходную тенденцию к повышению ХПК^{5), 6)}. По-видимому, это связано с вымыванием из почв водосборного бассейна стойких органических соединений и поступлением биогенных веществ, металлов и иных загрязняющих веществ в составе недостаточно очищенных сточных вод канализационных очистных сооружений.

На основе проведенных исследований и анализа опубликованных данных за 2019–2024 гг.⁴⁾ установлено некоторое снижение качества вод р. Черной – основного источника питьевого водоснабжения г. Севастополя. Это требует принятия комплексных мер и проведения водоохранных мероприятий.

В первую очередь к ним относятся ограничение или запрет на размещение неорганизованных мест отдыха в водоохранной зоне реки и повышение требований к экологической экспертизе при строительстве капитальных объектов в этой зоне. По нашему мнению, включение в систему мониторинга качества вод биоиндикационных исследований с применением видов-индикаторов из представителей прибрежной водной растительности, таких как тростник южный (*Phragmites australis*), позволит не только повысить оценку качества среды, но и разработать научно-обоснованные рекомендации по снижению негативного воздействия на водный объект.

Заключение

Анализ межгодовой динамики качества вод р. Черной по 36 нормируемым и ненормируемым гидрохимическим показателям за 2019–2024 гг. выявил их значительное варьирование в пяти ПН, которые располагались в верхнем, среднем и нижнем течении реки.

Проанализирована изменчивость содержания элементов основного солевого состава вод реки (Cl^- , SO_4^{2-} Ca, Mg), биогенных элементов (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Si) и микроэлементов, включая некоторые ТМ (Fe, Cu, Mn, Ni и Cr^{6+}). Оценена динамика ряда органических загрязняющих веществ (фенолы, нефтепродукты, хлорорганические пестициды, АПАВ).

Наибольшая степень загрязнения вод р. Черной выявлена в нижнем течении, что напрямую связано с поступлением в водоток недостаточно очищенных производственных сточных вод, органических соединений и тяжелых металлов с интенсивными ливневыми стоками с водосборного бассейна, во время экстремальных паводков, а также с загрязненными водами притоков.

За исследуемый период содержание Fe и Cu возросло более чем в четыре раза, концентрация Mn превышала ПДК и более чем на порядок. Кроме того, выявлены повышенные концентрации Ca и Mg, взвешенных веществ, Cl^- , SO_4^{2-} и NH_4^+ . Межгодовые изменения содержания NO_3^- , Ni и Cr^{6+} были незначительными. Концентрация органических загрязняющих веществ во всех ПН снизилась к 2024 г., концентрация фенолов стала ниже ПДК с 2021 г., а нефтепродуктов – с 2023 г.

Ненормируемые гидрохимические показатели варьировали в меньшей степени, чем нормируемые: pH снизился до нейтральных значений, концентрация Si и показатели ХПК возросли более чем вдвое, а суммарное содержание Na и K снизилось на два порядка к 2021 г., незначительно изменяясь в последующие годы.

Таким образом, качество вод р. Черной по 36 гидрохимическим показателям за указанный период можно считать удовлетворительным, особенно в отношении органических загрязняющих веществ. Превышение содержания отмечено только для некоторых тяжелых металлов и биогенных элементов, в основном в нижнем течении реки и в ее устье.

Поскольку р. Черная является основным поверхностным источником водообеспечения Севастополя, мониторинг качества ее вод остается приоритетной задачей. Для повышения эффективности контроля рекомендуется:

- провести инвентаризацию источников загрязнения;

- разработать комплекс мер, направленных на снижение объемов поступающих неочищенных сточных вод;
- внедрить фильтрующие полосы из тростника для осаждения взвесей и поглощения загрязняющих веществ;
- дополнить мониторинг вод биоиндикационными исследованиями с использованием видов-индикаторов прибрежной водной растительности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гасовський Г. М.* Практичне значення інфузорій та історія їх дослідження на Україні // Збірник праць Зоологічного музею. Київ : Наукова думка, 1960. Вип. 29. С. 58–89.
2. *Довгаль И. В., Петрова Ю. А.* Свободноживущие инфузории (Ciliophora) пресных водоемов Крымского полуострова (состояние изученности и новые находки) // Биоразнообразие и устойчивое развитие. 2023. Т. 8, № 2. С. 13–25. EDN BGQFEW.
3. *Миньковская Р. Я., Ингеров А. В.* Гидрохимическая характеристика рек Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2010. № 22. С. 281–295. EDN WTBINH.
4. *Вержевская Л. В., Миньковская Р. Я.* Структура и динамика антропогенной нагрузки на прибрежную зону Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 2. С. 92–106. EDN XGZGZL. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-2-92-106>
5. *Мыслина М. А., Вареник А. В., Тарасевич Д. В.* Динамика концентрации биогенных элементов в водах реки Черной (Крымский полуостров) в 2015–2020 годах // Морской гидрофизический журнал. 2024. Т. 40, № 3. С. 438–449. EDN UGRJUT.
6. *Кондратьев С. И.* Гидрохимическая структура реки Черной (Крым) в 2012–2023 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2024. № 4. С. 27–38. EDN OVGMMMS.
7. *Грузинов В. М., Дьяков Н. Н., Мезенцева И. В., Мальченко Ю. А. и др.* Источники загрязнения прибрежных вод Севастопольского района // Океанология. 2019. Т. 59, № 4. С. 579–590. EDN VEOVBV. <https://doi.org/10.31857/S0030-1574594579-590>
8. *Табунщик В. А., Тимченко З. В., Чернов Я. И.* Загрязнение воды в реках северо-западного склона Крымских гор (на примере бассейнов рек Западный Булганак, Альма, Кача, Бельбек и Черная) // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2024. Т. 10, № 1. С. 202–217. EDN JLIZMQ.
9. *Олиферов А. Н., Тимченко З. В.* Реки и озера Крыма. Симферополь : ДОЛЯ, 2005. 214 с.
10. *Прокопов Г. А.* Пресноводная фауна бассейна р. Черной // Вопросы развития Крыма. Вып. 15. Проблемы инвентаризации крымской биоты. Симферополь : Таврия-плюс, 2003. С. 151–174.
11. *Совга Е. Е., Хмара Т. В.* Влияние стока реки Черной в периоды паводка и межени на экологическое состояние кутовой части акватории Севастопольской бухты // Морской гидрофизический журнал. 2020. Т. 36, № 1. С. 31–40. EDN NNGSDX. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2020-1-31-40>
12. *Миньковская Р. Я., Демидов А. Н., Наривончик С. В.* Влияние стока реки Черной (Севастопольский регион) на устьевое взморье во время паводков // Гидросфера. Опасные процессы и явления. 2024. Т. 6, № 2. С. 138–156. EDN XCUXSV. <https://doi.org/10.34753/HS.2024.6.2.138>

13. *Совга Е. Е., Хмара Т. В.* Зимние паводки на реке Черная как источник поступления биогенных элементов в кутовую часть Севастопольской бухты // *Моря России: фундаментальные и прикладные исследования. Тезисы докладов Всероссийской научной конференции.* Севастополь : МГИ, 2019. С. 276–278. EDN KFXHRI.
14. *Миньковская Р. Я.* Оценка состояния морских устьев рек Севастопольского региона // *Труды Государственного океанографического института.* 2018. № 219. С. 152–173. EDN XSEMCT.
15. *Малахова Л. В., Егоров В. Н., Малахова Т. В., Лобко В. В. и др.* Содержание хлороорганических соединений в компонентах экосистемы реки Черной и оценка их выноса в Севастопольскую бухту в зимний сезон 2020 года // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований.* 2020. №. 5. С. 7–14. EDN IRQJBF. <https://doi.org/10.17513/mjpf.13061>

Поступила 28.12.2025 г.; одобрена после рецензирования 09.03.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Петрова Юлия Александровна, аспирант, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0009-0008-4317-5931**, juliacosac@gmail.ru

Мильчакова Наталия Афанасьевна, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории фиторесурсов, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **SPIN-код: 9004-5654**, **ORCID ID: 0000-0001-5407-7706**, **ResearcherID: I-1280-2016**, nmilchakova@ibss-ras.ru

Гаврилова Юлия Анатольевна, аспирант, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0009-0004-1243-8912**, u.gavrilova@gs.sev.gov.ru

Заявленный вклад авторов:

Петрова Юлия Александровна – анализ результатов государственного мониторинга, подготовка текста статьи

Мильчакова Наталия Афанасьевна – постановка проблемы, анализ результатов, подготовка текста статьи

Гаврилова Юлия Анатольевна – анализ результатов государственного мониторинга, подготовка текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Распределение макрофитобентоса в ландшафтах памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч»

Н. В. Миронова, Т. В. Панкеева *

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

* e-mail: tatyana.pankeeva@yandex.ru

Аннотация

Впервые на основе ландшафтного подхода оцениваются флористический состав, качественные и количественные характеристики макрофитобентоса и особенности его распределения в акватории памятника природы регионального значения «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч» (Южный берег Крыма, район г. Севастополя). Использованы материалы гидроботанической и ландшафтной съемок, проведенных в этом районе летом 2021 г. Составлена ландшафтная карта акватории, выделено семь подводных ландшафтов с участием ключевых видов макрофитов *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa*. Для каждого ландшафтного контура рассчитаны общая биомасса макрофитов и доля ключевых видов макрофитобентоса. Сравнительный анализ показал, что ландшафты мелководной зоны (глубина 0.5–1 м) отличаются наибольшей вариабельностью общей биомассы макрофитов – (2036.5 ± 264.6) – (8167.6 ± 465.7) г·м⁻² сырой массы – и доли *E. crinita*, *G. barbata* (4–83 %). Вклад эпифитов не превышает (3–21 % общей биомассы макрофитов). Максимальные значения общей биомассы макрофитов – (6972.8 ± 371.2) – $(10\,673.3 \pm 654.8)$ г·м⁻² сырой массы – и высокий вклад *E. crinita*, *G. barbata* (53–77 %) отмечены в ландшафтах, относящихся к подводному склону (глубина 1–5 м), где также зарегистрирована наибольшая доля эпифитных водорослей (23–34 %). Показатели общей биомассы макрофитов в ландшафтах слабонаклонной равнины (глубина 5–15 м) относительно невысоки и слабо варьируют – от (1312.7 ± 141.3) до (2463.0 ± 196.7) г·м⁻² сырой массы; при этом вклад *P. crispa* резко возрастает с глубиной (с 20 до 87 %), а доля *E. crinita* и *G. barbata* – существенно снижается (с 66 до 2 %), доля эпифитной синузии составляет 8–23 %. В составе морской флоры зарегистрировано значительное количество видов водорослей, занесенных в Красные книги, что подтверждает высокую природоохранную ценность изучаемой акватории. Однако в альгофлоре памятника природы обнаружены виды макрофитов, которые косвенно указывают на загрязнение охраняемой акватории. В прибрежной зоне, испытывающей рекреационную нагрузку, отмечено массовое развитие зеленых водорослей (*Ulva rigida*, *U. intestinalis*, *Cladophora laetevirens*), наибольшая доля полисапробионтов и максимальный вклад однолетних и сезонно-летних видов макрофитов, обитающих в воде с повышенным уровнем антропогенной эвтрофикации. Полученные результаты могут быть использованы для оптимизации природоохранного режима памятника природы.

© Миронова Н. В., Панкеева Т. В., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

Ключевые слова: донная растительность, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, *Phyllophora crispa*, особо охраняемые природные территории, ландшафтная структура, Черное море, Севастополь

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов» (№ гос. регистрации 124022400152-1).

Для цитирования: Миронова Н. В., Панкеева Т. В. Распределение макрофитобентоса в ландшафтах памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч» // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 110–124. EDN BCBKRB.

Distribution of Macrophytobenthos in the Landscapes of the Natural Monument “Coastal Aquatic Complex at Cape Sarych”

N. V. Mironova, T. V. Pankeeva *

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: tatyana.pankeeva@yandex.ru

Abstract

For the first time, based on a landscape approach, the features of the spatial distribution of benthic vegetation, floristic composition, and qualitative and quantitative characteristics of the macrophyto-benthos of the regional natural monument “Coastal Aquatic Complex at Cape Sarych” (Southern Coast of Crimea, Sevastopol region) are shown. The study used materials from hydrobotanical and landscape surveys conducted in this area in the summer of 2021. A landscape map of the water area was compiled, and seven underwater landscapes were identified, featuring the key macrophyte species *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* and *Phyllophora crispa*. For each landscape contour, the total macrophyte biomass (TMB) and the proportion of key macrophyto-benthic species were calculated. The comparative analysis showed that the landscape of the shallow zone (0.5–1 m) has the greatest variability in TMB values (2036.5 ± 264.6)–(8167.6 ± 465.7) g·m⁻² raw mass and proportions of *E. crinita*, *G. barbata* (4–83%). The contribution of epiphytes does not exceed (3–21% TMB). Maximum values of TMB (6972.8 ± 371.2)–($10\,673.3 \pm 654.8$) g·m⁻² raw mass and high contribution of *E. crinita*, *G. barbata* (53–77%) were observed in the landscapes upper shoreface (1–5 m), where the highest proportion of epiphytic algae was also recorded (23–34%). The TMB in landscapes of the gently (5–15 m) dipping accumulation plain was characterized by relatively low values, which varied slightly (1312.7 ± 141.3)–(2463.0 ± 196.7) g·m⁻² raw mass, with the contribution of *P. crispa* increasing sharply with depth (from 20 to 87%), whereas that of *E. crinita* and *G. barbata* significantly decreasing (from 66 to 2%); the proportion of epiphytic plants was 8–23%. It was established that the marine flora contained a significant number of algal species listed in Red Data Books, which confirms the conservation value of the studied aquatic area. However, species of macrophytes, indirectly indicating pollution of the protected water area, were found in the algoflora of the nature monument. In the coastal zone under recreational pressure, a mass development of green algae (*Ulva rigida*, *Ulva intestinalis*, *Cladophora laetevirens*) was observed, along with the highest proportion of polysaprobic and the maximum contribution of annual and summer macrophyte species inhabiting waters with an elevated organic content. The obtained results can be utilized for optimizing the conservation regime of the natural monument.

Keywords: bottom vegetation, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, *Phyllophora crispa*, specially protected natural areas, landscape structure, Black Sea, Sevastopol

Acknowledgments: This work was carried out within the framework of IBSS state research assignment “Comprehensive study of the functioning mechanisms of marine biotechnological complexes with the aim of obtaining bioactive substances from hydrobionts” (No. 124022400152-1).

For citation: Mironova, N.V. and Pankeeva, T.V., 2026. Distribution of Macrophytobenthos in the Landscapes of the Natural Monument “Coastal Aquatic Complex at Cape Sarych”. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 110–124.

Введение

Гидробиологические исследования последних лет показали, что глобальные экологические и климатические изменения, рост интенсивности штормов представляют собой значительную угрозу для экосистем прибрежной зоны Мирового океана, которая на 30 % занята зарослями макрофитов [1–3]. Усиление эвтрофикации морской воды и существенный рост антропогенной нагрузки на побережье Мирового океана, в том числе Черного моря, также приводят к негативной трансформации растительного покрова дна [4–9].

Известно, что площадь акватории, где встречается донная растительность, значительно сокращается. Так, согласно сведениям Программы ООН по окружающей среде (*United Nations Environment Programme*), начиная с 1930 г. площадь местообитания макрофитов уменьшается на 7 %. Например, среднегодовая скорость сокращения площади, где произрастает ламинария, составляет 2 % [10]. Показательно, что разрушение биотопов фитобентоса, приводящее к снижению биомассы макрофитов, характерно и для охраняемых морских акваторий [11, 12].

В Севастополе выделяют шесть особо охраняемых природных территорий (ООПТ), которые включают морскую охраняемую акваторию (МОА). Значительную долю площади МОА занимают государственные природные ландшафтные заказники регионального значения «Мыс Айя» и «Караньский». Гидрологические памятники природы охватывают 391.9 га, что составляет 54.6 % всей охраняемой площади акватории в Севастополе. В пределах этих ООПТ научную и природоохранную ценность представляют эрикариево-гонголяриевые, филлофоровые фитоценозы и сообщества высшей водной растительности, которые относятся к ключевым звеньям экосистемы Черного моря и имеют охранный статус международного, государственного и регионального уровня [13]. В научной литературе приведены данные о флористическом составе макрофитобентоса и ландшафтном разнообразии ООПТ в Республике Крым и городе федерального значения Севастополе [11, 12, 14]. При этом сведения о пространственном распределении и биомассе макрофитов для подводных ландшафтов охраняемых акваторий остаются ограниченными.

Цель работы – оценить распределение макрофитобентоса и его количественных и качественных показателей в ландшафтах памятника природы «ПАК у мыса Сарыч».

Материалы и методы исследования

Гидрологический памятник природы регионального значения «ПАК у мыса Сарыч» расположен в южной части Севастополя. Протяженность береговой линии составляет 1900 м, ширина акватории – 300 м. Общая площадь памятника – 62.28 га, из которых 3.51 га приходится на сушу, а 58.77 га – на акваторию [13].

На большей части побережья встречается глыбовый бенч, переходящий в участки галечникового [15]. Узкий бенч резко обрывается на значительную глубину. Подводный склон приглубый. Открытые берега у м. Сарыч способствуют активному перемешиванию водных масс, что обеспечивает высокую прозрачность и низкую трофность воды [16]. В течение всего года здесь преобладают антициклонические течения. Летом температура воды у берега значительно снижается из-за подъема глубинных вод, обновляющих толщу воды при сгонных ветрах [17].

Летом 2021 г. в акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» были проведены гидроботанические и ландшафтные исследования. В рамках этих исследований были заложены три трансекты, которые располагали перпендикулярно береговой линии (рис. 1). Для определения их координат использовали портативный GPS-приемник модели *Oregon 650*. При выборе мест заложения трансект учитывали особенности геолого-геоморфологического строения прибрежной зоны и тип природопользования. Трансекты I ($44^{\circ}23.566'$ с. ш., $33^{\circ}43.624'$ в. д.) и III ($44^{\circ}23.244'$ с. ш., $33^{\circ}43.266'$ в. д.) проходят

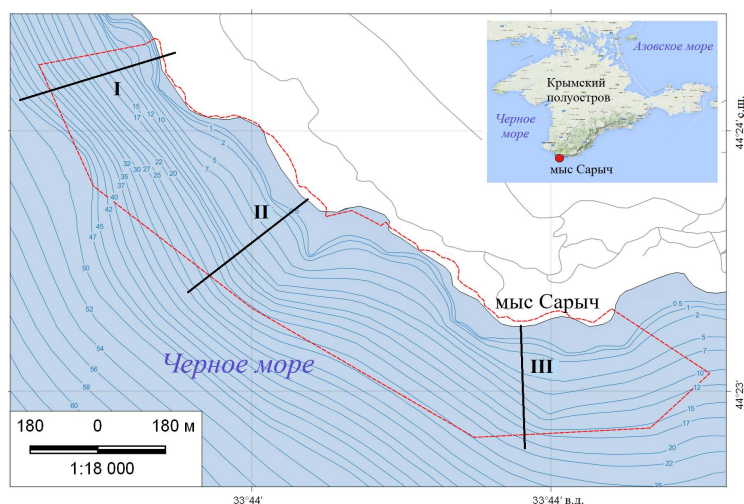


Рис. 1. Карта-схема акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» с границами ООПТ (красный контур) и расположением трансект (I–III), 2021 г. На врезке – Крымский п-ов, красным кружком отмечен район исследований

Fig. 1. A schematic map of the waters of the “Coastal Aquatic Complex (CAC) at Cape Sarych” natural monument, showing the boundaries of the protected area (red outline) and location of the profiles (I–III), 2021. The inset shows the Crimean Peninsula, with the study area marked by a red circle

у подножия клифов, где прибрежная зона занята глыбовым навалом и наблюдается резкий спад глубин. В настоящее время прилегающее побережье в районе трансекты I находится в зоне активной застройки, тогда как у м. Сарыч, где расположена трансекта III, антропогенная деятельность почти отсутствует. Трансекта II (44°23.477' с. ш., 33°43.836' в. д.) проходит по участку галечникового бенча, на котором находится пляж, а прилегающая территория занята коттеджным поселком.

Для изучения ландшафтной структуры акватории применяли метод ландшафтного профилирования, включающий детальное описание трансект и ключевых участков. Пробы отбирали в соответствии с общепринятой методикой¹⁾ на глубинах 0.5–15 м. В общей сложности было собрано и проанализировано 84 количественные пробы (по 28 проб на каждой трансекте). Виды водорослей определяли по определителю²⁾ с учетом последних изменений в номенклатуре (URL: <http://www.algaebase.org>). Уровень загрязнения морской воды оценивали косвенно по флористическому индексу Чейни [18]. Структуру и состав макрофитобентоса анализировали с использованием индекса видового разнообразия Шеннона (H') [19]. Распределение видов водорослей по экологическим группам (продолжительность вегетации и сапробность) приведено в соответствии с классификацией А. А. Калугиной-Гутник³⁾.

Для создания ландшафтной карты использовали программный пакет QGIS 3.28.13 и оцифрованную навигационную карту с геопривязкой. Ландшафтная структура исследована на уровне местностей.

Результаты и обсуждение

В ландшафтной структуре акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» выделено семь подводных ландшафтов, шесть из них различаются по доминирующим видам макрофитов: эрикарии косматой (*Ericaria crinita* (Duby) Molinari et Guiry = *Cystoseira crinita*), гонголярии бородатой (*Gongolaria barbata* (Stackh.) Kuntze = *Cystoseira barbata*) и филлофоры курчавой (*Phyllophora crispa* (Huds.) P. S. Dixon), в ландшафте 7 растительность отсутствует (рис. 2).

Глыбово-валунный бенч с преобладанием эрикарии косматой и гонголярии бородатой (I) занимает глубины 0.5–1 м в западной (трансекта I) и восточной (трансекта III) частях памятника природы (см. рис. 2). Проективное покрытие дна макрофитами (ПП) на этих глубинах достигает 100 %.

Общая биомасса макрофитобентоса (ОБМ) варьирует от (2036.5 ± 264.6) до (7197.3 ± 494.5) г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Доля эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) колеблется в широких пределах от 4 до 83 % ОБМ: максимум отмечен в акватории трансекты I на глубине 1 м, минимум – в акватории этой же трансекты на глубине 0.5 м, где в составе донной растительности обильно представлены палисада продырявленная (*Palisada perforata* (Bory) K. W. Nam) (31 %), кораллина лечебная (*Corallina*

¹⁾ Калугина А. А. Исследование донной растительности Черного моря с применением легководолазной техники // Морские подводные исследования. Москва : Наука, 1969. С. 105–113.

²⁾ Зинова А. Д. Определитель зеленых, бурых и красных водорослей южных морей СССР. Москва ; Ленинград : Наука, 1967. 397 с.

³⁾ Калугина-Гутник А. А. Фитобентос Черного моря. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с.

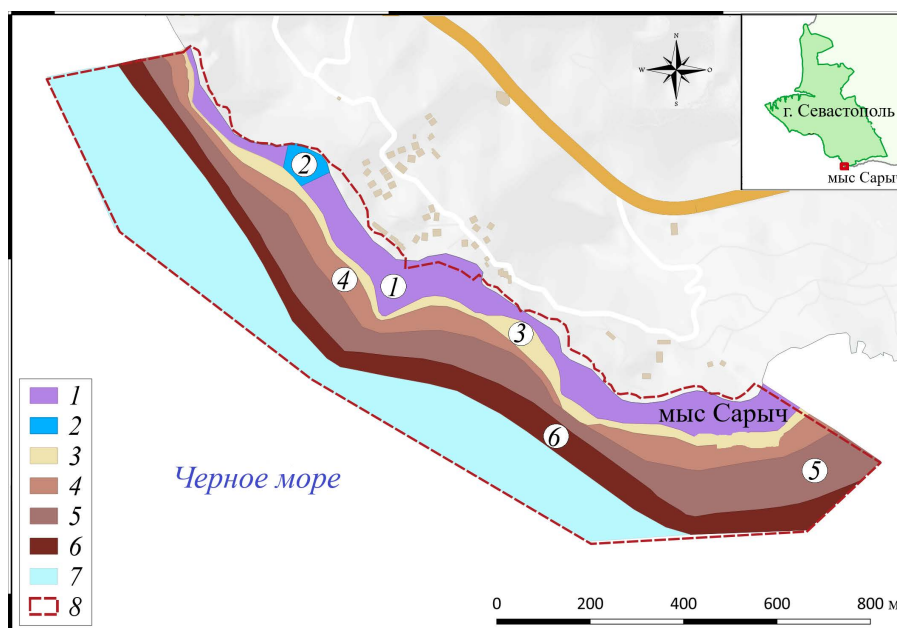


Рис. 2. Карта-схема ландшафтной структуры акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» с выделенными подводными ландшафтами: 1 – глыбово-валунный бенч с преобладанием эрикарии косматой и гонголярии бородастой; 2 – галечниково-валунный бенч с отдельными глыбами, где преобладает эрикария косматая и гонголярия бородастая; 3 – подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминируют эрикария косматая и гонголярия бородастая; 4 – подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминируют эрикария косматая и гонголярия бородастая с мозаично чередующимися галечно-гравийными отложениями с битой ракушей, на которых преобладает филлофора курчавая; 5 – слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-песчаными отложениями с битой ракушей, где господствует филлофора курчавая, а на отдельных глыбах доминируют эрикария косматая и гонголярия бородастая; 6 – слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-щебнистыми отложениями с битой ракушей, где доминирует филлофора курчавая; 7 – слабонаклонная равнина, сложенная песчаными отложениями, где донная растительность отсутствует; 8 – границы памятника природы. На врезке красным прямоугольником отмечен район исследований

Fig. 2. Schematic map of the landscape structure of the water area of the natural monument "CAC at Cape Sarych" with defined underwater landscapes: 1 – boulder benches predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 2 – pebble-boulder benches with individual blocks, predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 3 – upper shoreface consisting of psephitic sediments predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 4 – upper shoreface consisting of psephitic deposits predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* with mosaic alternation of pebble and gravel deposits and shell fragments predominated by *Phyllophora crispa*; 5 – gently dip-ping accumulation plain formed by gravel-psammitic deposits with inclusion of shell fragments predominated by *Phyllophora crispa*, and individual blocks predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 6 – gently dipping accumulation plain formed by gravel-rubble deposits with inclusion of shell fragments predominated by *Phyllophora crispa*; 7 – gently dipping accumulation plain formed by sandy sediments, with no bottom vegetation; 8 – boundaries of the natural monument. The red rectangular in the inset shows the study area

officinalis L.) (24 %), кладофора шелковистая (*Cladophora serisea* (Huds.) Kütz.) (14 %) и виды рода церамиум (*Ceramium*) (21 %).

В акватории трансекты III в ландшафте, помимо господствующих эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*), отмечен кладо-стефус губчатый (*Cladostephus spongiosus* (Huds.) C. Agardh) (2–6 %), при этом на глубине 0.5 м зарегистрирована падина павлинья (*Padina pavonica* (L.) Thivy) (3 %), а на глубине 1 м – каррадориелла удлинённая (*Carradoriella elongata* (Huds.) Savoie et G. W. Saunders) (16 % ОБМ).

В этом диапазоне глубин в границах изучаемого ландшафта преобладают эпифиты: вертебрата шилоносная (*Vertebrata subulifera* (C. Agardh) Kuntze) (1–17 %), церамиум реснитчатый (*Ceramium ciliatum* (Ell.) Ducl.) (3–5 %), церамиум прозрачный (*C. diaphanum* (Lightf.) Roth) (1–3 %), лауренция чаше-видная (*Laurencia coronopus* J. Agardh) (1–2 % ОБМ).

Существенное варьирование значений индекса видового разнообразия *H* свидетельствует о довольно сложной структуре сообщества макрофитобентоса, обусловленной чередованием в районе трансект доминирующих видов водорослей при высоком вкладе эпифитов (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Общая биомасса макрофитов, доля доминирующих видов водорослей и эпифитов, индекс видового разнообразия Шеннона *H* в ландшафтной структуре памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» по градиенту глубины (2021 г.)

Table 1. Total biomass of macrophytes, percentage of dominant species and their epiphyts species, diversity index *H* in the landscape structure of the natural monument “CAC at Cape Sarych” by depth in 2021

Ланд- шафт / Land- scapes	Глубина, м / Depth, m	Биомасса макрофитов, г·м ⁻² / Biomass of macrophytes, g·m ⁻²	Доля, % / Proportion of, %			<i>H</i>
			<i>Ericaria crinita</i> , <i>Gongolaria barbata</i>	<i>Phyllophora crispa</i>	эпифитов / epiphytic plants	
1	0.5–1	(2036.5 ± 264.6)– (7197.3 ± 494.5)	4.1–82.8	0	3.0–19.6	1.12– 2.87
2	0.5–1	(6772.2 ± 403.8)– (8167.6 ± 465.7)	55.3–72.7	0–0.1	8.2–21.4	1.92– 2.46
3	1–3	(6972.8 ± 371.2)– (8195.3 ± 481.4)	68.3–77.0	0.6–6.0	22.7–24.3	0.95– 1.77
4	3–5	(7681.9 ± 397.8)– (10 673.3 ± 654.8)	53.5–62.0	11.5–22.8	15.2–34.4	1.47– 1.78
5	5–10	(1370.3 ± 126.8)– (2463.0 ± 196.7)	30.8–65.9	19.7–51.9	8.4–17.3	1.43– 1.91
6	10–15	(1312.7 ± 141.3)– (1967.6 ± 164.2)	0–1.8	76.9–87.1	11.1–23.1	0.59– 0.78

Примечание: нумерация и описание подводных ландшафтов соответствует сведениям, представленным в тексте и на рис. 2.

Note: The numbering and description of underwater landscapes correspond to the information presented in the text and in Fig. 2.

Галечниково-валунный бенч с отдельными глыбами, где преобладает эрикария косматая и гонголярия бородатая (2), расположен на глубине 0.5–1 м в центральной (трансекта II) части памятника природы (см. рис. 2). Значения ПП на этих глубинах достигают 60–70 %. ОБМ незначительно изменялась в диапазоне от (6772.2 ± 403.8) до (8167.6 ± 465.7) г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Характерно, что в акватории этой трансекты на глубине 0.5 м при доминировании эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) (55 %) в составе макрофитобентоса обнаружены значительные скопления ульвы жесткой (*Ulva rigida* C. Agardh) (29 %) и ульвы кишечницы (*U. intestinalis* L.) (2 % ОБМ). На глубине 1 м на этом ландшафте вклад эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) возрастает в 1.3 раза, тогда как доля видов рода *Ulva* снижается до 1.4 % ОБМ. Показательно, что с увеличением глубины роль представителей эпифитной синузии повышается более чем вдвое (рис. 2), при этом на глубине 0.5 м господствует кладофора ярко-зеленая (*Cladophora laetevirens* (Dillwyn) Kütz.) (4 %), а на глубине 1 м – вертебрата шилоносная (*V. subulifera*) (17 % ОБМ).

Видовая разнородность фитоценоза подтверждается высокими значениями индекса Шеннона *H* (табл. 1).

Подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминируют эрикария косматая и гонголярия бородатая (3), расположен вдоль побережья на глубине 1–3 м (см. рис. 2). Подводный склон крутой, осложнен глыбовым навалом. Значения ПП на этих глубинах максимальные (100 %). ОБМ изменяется в довольно узком интервале от (6972.8 ± 371.2) до (8195.3 ± 481.4) г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Вклад эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) варьирует от 68 до 77 % ОБМ. В составе донной растительности отмечены кладостефус губчатый (*C. spongiosus*) (1–3 %) и филлофора курчавая (*P. crispa*) (1–6 %). Характерно, что в этом интервале глубин обильно представлена эпифитная синузия, среди эпифитов преобладает вертебрата шилоносная (*V. subulifera*) (19–22 %), встречается антигамнион крестовидный (*Antithamnion cruciatum* (Agardh) Nägeli) (1–3 % ОБМ).

Об однородной структуре сообщества макрофитобентоса с преобладанием видов-доминантов свидетельствуют относительно низкие значения индекса видового разнообразия *H* (табл. 1).

Подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминируют эрикария косматая и гонголярия бородатая с мозаично чередующимися галечно-гравийными отложениями с битой ракушей, на которых преобладает филлофора курчавая (4), занимает глубины 3–5 м (см. рис. 2). Подводный склон крутой, между глыбами расположены участки, покрытые галькой, гравием и битой ракушей. Значения ПП на этих глубинах высокие (90–100 %). ОБМ колеблется от (7681.9 ± 397.8) до $(10\,673.3 \pm 654.8)$ г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Доля эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) варьирует от 53 до 62 %, тогда как вклад филлофоры курчавой (*P. crispa*) изменяется в пределах 11–23 % ОБМ. В составе эпифитов господствует вертебрата шилоносная (*V. subulifera*) (12–32 %), отмечен антигамнион крестовидный (*A. cruciatum*) (1–3 % ОБМ), при этом максимальный вклад эпифитной синузии зафиксирован в акватории трансекты II, а минимальный – в районе трансекты III.

Сложная полидоминантная структура сообщества макрофитобентоса, в котором отмечена существенная доля эпифитирующих видов водорослей, подтверждается значениями индекса видового разнообразия H (табл. 1).

Слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-песчаными отложениями с битой ракушей, где господствует филлофора курчавая, а на отдельных глыбах доминируют эрикария косматая и гонголярия бородатая (5), распространена на глубине 5–10 м (см. рис. 2). Рельеф представляет собой равнину, которая характеризуется сглаженными формами и хаотично расположенными глыбами и валунами. Значения ПП составляют 90 %. ОБМ варьирует от (1370.3 ± 126.8) до (2463.0 ± 196.7) г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Доля эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) колеблется в диапазоне 31–66 %, а филлофоры курчавой (*P. crispa*) – от 20 до 52 % ОБМ. В составе донной растительности зарегистрированы кодиум червеобразный (*Codium vermilare* (Olivi) Delle Chiaje) (3 %) и нерейя нитевидная (*Nereia filiformis* (J. Agardh) Zanard) (1 % ОБМ). Вклад эпифитных водорослей относительно невысокий, в их составе преобладает родохортон пурпуровый (*Rhodochorton purpureum* (Light.) Rosenv.) (8–17 % ОБМ).

Значения индекса видового разнообразия H свидетельствуют о высоком вкладе доминирующих видов водорослей в составе сообщества макрофитобентоса (табл. 1).

Слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-щебнистыми отложениями с битой ракушей, где доминирует филлофора курчавая (6), занимает глубины 10–15 м (см. рис. 2). Рельеф – наклонная равнина с незначительным уклоном. Значения ПП в этом диапазоне глубин достигают 90 %. ОБМ изменяется в узком интервале от (1312.7 ± 141.3) до (1967.6 ± 164.2) г·м⁻² сырой массы (табл. 1). Вклад филлофоры курчавой (*P. crispa*) колеблется от 77 до 87 %, тогда как доля эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) не превышает 2 % ОБМ. В составе донной растительности отмечена нерейя нитевидная (*N. filiformis*) (1 % ОБМ). Среди эпифитов господствует родохортон пурпуровый (*R. purpureum*) (11–23 % ОБМ).

Низкие значения индекса видового разнообразия Шеннона H свидетельствуют о довольно однородной структуре сообщества макрофитобентоса с преобладанием вида-доминанта (табл. 1).

Слабонаклонная равнина, сложенная песчаными отложениями, где донная растительность отсутствует (7), занимает глубины свыше 15 м (см. рис. 2).

По полученным данным, наибольшей вариабельностью в ландшафте глыбово-валунного бенча (1) отличаются значения ОБМ и доля ключевых видов (эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*)). В то же время в ландшафте галечниково-валунного бенча с отдельными глыбами (2) показатели ОБМ и этих же доминирующих видов колеблются незначительно. Максимальные значения ОБМ и высокий вклад эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) отмечены в ландшафтах, относящихся к подводному склону (3–4). На этих ландшафтах также зарегистрирована наибольшая доля эпифитных водорослей. Показатели ОБМ в ландшафтах слабонаклонной равнины (5–6) характеризуются относительно невысокими значениями, которые слабо изменяются. Вклад ключевого вида филлофоры курчавой (*P. crispa*) резко возрастает с увеличением глубины, а эрикарии косматой (*E. crinita*) и гонголярии бородатой (*G. barbata*) – существенно снижается, также уменьшается роль эпифитной синузии.

Таким образом, соотношение значений биомассы ключевых видов макрофитов и литофитных водорослей, входящих в состав макрофитобентоса подводных ландшафтов, зависит, помимо изменения градиента освещенности с увеличением глубины, от особенностей литологии дна и гидродинамического режима исследуемой прибрежной зоны [20].

Значения ОБМ в ландшафтах глыбово-валунного бенча памятника природы и прилегающего побережья, не входящего в его состав, оказались в целом соизмеримыми. В то же время в ландшафтах подводного склона этот показатель был в 2–3 раза выше, а в ландшафтах слабонаклонной равнины – примерно вдвое выше по сравнению с неохраняемой акваторией [21].

В настоящее время в акватории памятника природы в составе донной растительности встречается восемь видов водорослей, занесенных в Красные книги РФ (2024)⁴⁾ и Севастополя (2018)⁵⁾, из них два вида: филлофора курчавая (*P. crispa*) и стилофора нежная (*Stilophora tenella* (Esper) P.C. Silva) – в обе книги; шесть видов: кодиум червеобразный (*C. vermilara*), нерейя нитевидная (*N. filiformis*), диктиота спиральная (*Dictyota spiralis* Montagne), диктиота дихотомическая (*D. dichotoma* (Huds.) J. V. Lamour.), сперматохнус особенный (*Spermatocchnus paradoxus* (Roth) Kütz.), дермокоринус дихотомический (*Dermocorynus dichotomus* (J. Agardh) Gargiulo, M. Morabito et Manghisi) – только в Красную книгу Севастополя.

Характерно, что сравнительный анализ охраняемых видов макрофитов (занесенных в Красные книги РФ и Севастополя), входящих в состав гидрологических памятников природы Севастополя, показал: максимальное количество таких видов (восемь) зарегистрировано именно в акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч», тогда как минимум (три вида) зафиксирован в акватории «ПАК у мыса Лукулл». В акватории «ПАК у Херсонеса Таврического» и «ПАК у мыса Фиолент» их обнаружено равное количество (по пять видов) [13].

Таким образом, памятник природы «ПАК у мыса Сарыч», организованный для сохранения видового и ландшафтного разнообразия, в современных условиях выполняет свою функцию. Об этом свидетельствуют видовой состав фитобентоса, значительное количество видов водорослей, охраняемых на региональном и государственном уровне, высокие значения ОБМ и существенная доля доминирующих в его составе видов макрофитов в подводных ландшафтах.

Показательно, что в альгофлоре памятника природы были выявлены виды макрофитов, которые косвенно указывают на загрязнение морской воды. Как известно, водоросли и морские травы активно реагируют на изменения качества среды прибрежной зоны, что позволяет рассматривать их сообщества в качестве индикаторов трофности среды [6, 12, 22, 23]. В работе А. А. Калугиной-Гутник³⁾ показано, что с увеличением степени эвтрофирования акватории растет общее число видов макрофитов и в целом отмечается тенденция к повышению количества красных (Rhodophyta) и зеленых (Chlorophyta) водорослей по сравнению с бурыми (Heterokontophyta)³⁾.

⁴⁾ Красная книга Российской Федерации. Растения и грибы / под ред. Д. В. Гельтмана. Москва : ВНИИ «Экология», 2024. 944 с.

⁵⁾ Красная книга города Севастополя. Калининград ; Севастополь : Издательский Дом «РОСТ-ДОАФК», 2018. 432 с.

С использованием аннотированного списка видов макрофитов, полученного в ходе совместной с И. К. Евстигнеевой и И. Н. Танковской [14] гидробиотической съемки, был проведен сравнительный анализ флористического состава водорослей. Показано, что наибольшее количество видов макрофитов и массовое развитие зеленых водорослей зарегистрировано на ландшафтах галечниково-валунного бенча с отдельными глыбами и подводном склоне, сложенном грубообломочными отложениями в акватории трансекты II, где расположены пляж и очистные сооружения (табл. 2). В то же время в районе трансекты III, где подход к берегу затруднен и отсутствуют селитебная застройка и рекреационная нагрузка, отмечено наименьшее количество видов. При этом индекс Чейни, учитывающий соотношение зеленых, бурых и красных водорослей, также имеет минимальное значение, что косвенно подтверждает относительную чистоту морской воды в этой части акватории памятника природы [18] (табл. 2). Максимальный показатель индекса Чейни зарегистрирован в районе трансекты I, где, вероятно, на видовой состав макрофитобентоса оказывает негативное влияние строительство рекреационных объектов на прилегающей территории (табл. 2).

Макроводоросли, произрастающие в районе памятника природы «ПАК у мыса Сарыч», отличаются по сапробионтному составу, что опосредованно подтверждает различающуюся трофность морской воды в акватории трех трансект³⁾. Так, максимальная доля олигосапробных и минимальный вклад мезосапробных видов макрофитов отмечены в районе трансекты III, тогда как в акватории трансекты II зарегистрированы наибольшая доля полисапробов

Таблица 2. Флористический и сапробионтный состав макрофитов в акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» в летний период 2021 г.

Table 2. The floral and saprobiont composition of macrophytes in the water area of the natural monument "CAC at Cape Sarych" in the summer of 2021

Транс-секта / Profile	Общее количество видов / Total number of species	Из них / Of these,			Доля, % / Proportion, %		K_{Ch}	Доля по сапробионности, % / Proportion of species by saprobicity, %		
		Ch	H	Rh	A	P		Олиго- / Oligo-	Мезо- / Meso-	Поли- / Poly-
I	52	7	12	33	63	37	3.33	71	23	6
II	58	14	17	27	67	33	2.63	62	26	12
III	50	7	14	29	58	42	2.57	74	20	6
Всего / Total	77	19	19	39	65	35	3.05	61	30	9

Примечания: аннотированный список видов макрофитов памятника природы составлен И. К. Евстигнеевой и И. Н. Танковской [14].

Обозначения: K_{Ch} – индекс Чейни; Ch – Chlorophyta; H – Heterokontophyta; Rh – Rhodophyta; A – однолетники; P – многолетники.

Note: the annotated list of macrophyte species of the natural monument was compiled by I. K. Evstigneyeva and I. N. Tankovskaya [14].

Notations: K_{ch} – Cheney index; Ch – Chlorophyta; H – Heterokontophyta; Rh – Rhodophyta; A – annual macrophytes; P – perennial macrophytes.

и наименьшая – видов, обитающих на чистых побережьях моря (табл. 2). Показатели вклада водорослей по шкале сапробионтности в акватории трансекты I занимают промежуточное положение (табл. 2). Однако в районе этой трансекты отмечено обилие кораллины лечебной (*C. officinalis*), что предполагает умеренную степень загрязнения среды. Об этом свидетельствуют исследования, проведенные на Средиземном море, в которых было установлено, что в местах, близко расположенных к сбросу сточных вод, формируется растительный покров с преобладанием кораллиновых видов водорослей [4, 8]. В акваториях трансекты I и II встречается улотрикс перепутанный (*Ulothrix implexa* (Kütz.) Kütz.) – вид, указывающий на эвтрофикацию воды. В районе трансекты III данный вид не зафиксирован. Однако в ее акватории был обнаружен кодиум червеобразный (*C. vermilara*) – типичный представитель чистых вод.

Отметим, что в составе донной растительности в условиях антропогенной нагрузки происходит замещение многолетних видов водорослей на сезонные и однолетние [12, 24]. Сравнительный анализ видового состава макрофитобентоса показал, что максимальный вклад многолетних видов водорослей зарегистрирован в районе трансекты III, а минимальный – в акватории трансекты II (табл. 2).

Общеизвестно, что уменьшение биомассы макрофитобентоса происходит в результате негативного воздействия поступающих в воду загрязнений [12, 22, 24]. Так, в акватории трансекты II наблюдается снижение вклада в ОБМ ключевых многолетних видов – эрикарии косматой (*E. crinita*), гонголярии бородастой (*G. barbata*), предпочитающих чистые районы открытых побережий. В то же время здесь увеличена доля однолетних и сезонно-летних зеленых водорослей, относящихся к роду ульва (*Ulva*) и кладофора (*Cladophora*), которые обитают в среде с повышенным содержанием органических соединений. Показательно, что в современных условиях в Черном и Балтийском морях на эвтрофированных участках доминируют виды рода *Ulva* [7, 12, 23–25]. Характерно, что не только у черноморского побережья, но и в Средиземном море, в районах с чрезмерной рекреационной нагрузкой и подтоком сточных вод, происходит замена водорослей видов-доминантов [4, 9, 22]. На этих участках акватории зафиксировано снижение биомассы многолетних видов рода цистозира (*Cystoseira*), при этом отмечено сокращение площади их обитания.

На современном этапе акватория, прилегающая к памятнику природы «ПАК у мыса Сарыч», подвергается негативному антропогенному воздействию, обусловленному наличием на побережье рекреационных объектов и коттеджного поселка.

Для оптимизации природоохранного режима важно соблюдать режим водоохранной зоны шириной 500 м, как указано в ст. 65 Водного кодекса РФ. В этой зоне действует особый порядок хозяйственной и другой деятельности. В будущем необходимо уточнить границы памятника природы и его буферной зоны, учитывая природные особенности и влияние антропогенной нагрузки на побережье. Важную роль в сохранении ландшафтного и биологического разнообразия может сыграть создание югобережного наземно-морского резервата, в состав которого будут входить природные заказники «Мыс Айя», «Скалы Ласпи», заповедное урочище «Скалы Ласпи» и памятник природы «ПАК у мыса Сарыч» [20].

Выводы

1. В результате подводных исследований в акватории памятника природы «ПАК у мыса Сарыч» выделено семь ландшафтов с участием доминирующих видов макрофитов: *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa*.

2. Ландшафты мелководной зоны (1–2) (глубина 0.5–1 м) отличаются наибольшей вариабельностью значений ОБМ – от (2036.5 ± 264.6) до (8167.6 ± 465.7) г·м⁻² сырой массы – и доли *E. crinita*, *G. barbata* (4–83 %). Вклад эпифитов не превышает 3–21 % ОБМ. Максимальные значения ОБМ – от (6972.8 ± 371.2) до $(10\,673.3 \pm 654.8)$ г·м⁻² сырой массы – и высокий вклад *E. crinita*, *G. barbata* (53–77 %) отмечены в ландшафтах подводного склона (3–4) на глубинах 1–5 м, где зарегистрирована и наибольшая доля эпифитных водорослей (23–34 %). В ландшафтах слабонаклонной равнины (5–6) на глубине 5–15 м ОБМ характеризуется относительно невысокими значениями, которые слабо варьируют – от (1312.7 ± 141.3) до (2463.0 ± 196.7) г·м⁻² сырой массы, при этом с увеличением глубины вклад *P. crispa* резко возрастает с 20 до 87 %, а вклад *E. crinita* и *G. barbata* падает с 66 до 2 %, доля эпифитной синузии составляет 8–23 %.

3. В подводных ландшафтах памятника природы отмечено существенное варьирование значений индекса видового разнообразия *H*, что свидетельствует о сложной структуре сообществ макрофитобентоса. Относительно низкие значения индекса Шеннона *H* (0.59–1.77) характерны для довольно однородной структуры сообществ макрофитов, где преобладают виды-доминанты. Видовая разнородность фитосообществ, которая обусловлена в основном значительным вкладом эпифитов, подтверждается высокими значениями индекса *H* (1.92–2.87).

4. В морской флоре памятника природы выявлено восемь видов водорослей (*Phyllophora crispa*, *Stilophora tenella*, *Codium vermilara*, *Nereia filiformis*, *Dictyota spiralis*, *D. dichotoma*, *Spermatochnus paradoxus*, *Dermocorynus dichotomus*), занесенных в Красные книги РФ и Севастополя, что подтверждает высокую природоохранную ценность изучаемой акватории.

5. В районе трансекты II, испытывающей наибольшую рекреационную нагрузку и влияние очистных сооружений, отмечены признаки эвтрофирования: максимальная доля видов зеленых водорослей (24 %), минимальный вклад многолетников (33 %), наибольшая доля полисапробных видов (12 %). В акватории трансекты III (с минимальной антропогенной нагрузкой) эти показатели соответствуют относительно чистой воде (олигосапробионты – 74 %, полисапробионты – 6 %, многолетники – 42 %, наименьший индекс Чейни (2.57).

Полученные результаты могут быть использованы для мониторинговых исследований донной растительности, редких и охраняемых видов макрофитов, а также для решения вопросов по оптимизации природоохранного режима памятника природы и ООПТ Севастополя.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Boudouresque C. F., Blanfune A., Changeux T., Pergent G. et al. Marine biodiversity in the Mediterranean in the era of global warming // La Mer. 2024. Vol. 61, iss. 3–4. P. 189–231. https://doi.org/10.32211/lamer.61.3-4_189
2. Duarte C. M., Gattuso J. P., Hancke K., Gundersen H. et al. Global estimates of the extent and production of macroalgal forests // Global Ecology and Biogeography. 2022. Vol. 31, iss. 7. P. 1422–1439. <https://doi.org/10.1111/geb.13515>

3. *Feehan C. J., Filbee-Dexter K., Thomsen S. M., Wernberg T. et al.* Ecosystem damage by increasing tropical cyclones // *Communications Earth & Environment*. 2024. Iss. 5. 674. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01853-2>
4. *Benedetti-Cecchi L., Pannacciulli F., Bulleri F., Moschella P. S. et al.* Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores // *Marine Ecology Progress Series*. 2001. Vol. 214. P. 137–150. <https://doi.org/10.3354/meps214137>
5. *Doncheva V. G., Hristova O. D., Dzhurova B. S., Slavova K. R.* Metal pollution assessment in sediments of the Bulgarian Black Sea coastal zone // *Ecologia Balkanica*. 2020. Vol. 12, iss. 1. P. 179–189.
6. *Minicheva G., Afanasyev D., Kurakin A.* Black Sea Monitoring Guidelines. Macrophytobenthos. Dnipro : Seredniak T. K., 2020. 81 p.
7. *Sava D., Doroftei E., Arcuş M.* Ecology and distribution of macrophytic red algae from the Romanian Black Sea coast // *Botanica Serbica*. 2011. Vol. 35, iss. 1. P. 37–42.
8. *Soltan D., Verlaque M. Boudouresque C. F., Francour P.* Changes in macroalgal communities in the vicinity of a mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant // *Marine Pollution Bulletin*. 2001. Vol. 42, iss. 1. P. 59–70. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00116-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00116-8)
9. *Thibaut T., Pinedo S., Torras X., Ballesteros E.* Long-term decline of the populations of *Fucales* (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean) // *Marine Pollution Bulletin*. 2005. Vol. 50, iss. 12. P. 1472–1489. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.014>
10. *Krumhansl K. A., Okamoto D. K., Rassweiler A., Novak M. et al.* Global patterns of kelp forest change over the past half-century // *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2016. Vol. 113, iss. 48. P. 13785–13790. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606102113>
11. *Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А.* Макрофиты прибрежно-морских акваторий природных заповедников Крымского полуострова (Черное и Азовское моря) // *Альгология*. 2019. Т. 29, № 3. С. 322–351. <https://doi.org/10.15407/alg29.03.322>
12. *Mironova N. V., Pankeeva T. V.* Spatiotemporal changes in the macrophytobenthos in the coastal zone of Karanskii Nature and Landscape Reserve (Sevastopol, Black Sea) // *Biology Bulletin*. 2021. Vol. 48, iss. 10. P. 1941–1949. EDN KEKAKA. <https://doi.org/10.1134/S1062359021100320>
13. *Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Горбунов Р. В.* Пространственная организация ландшафтов прибрежной зоны г. Севастополя. Симферополь : ИТ «АРИАЛ», 2025. 144 с.
14. *Евстигнеева И. К., Танковская И. Н.* Флористический состав и таксономическая структура макрофитобентоса гидрологического памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч» (Черное море) в современных условиях // *Ученые записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. Биология. Химия*. 2022. Т. 8, № 3. С. 32–56. EDN HFTRBG.
15. *Горячкин Ю. Н., Долотов В. В.* Морские берега Крыма. Севастополь : ООО «Колорит», 2019. 256 с. EDN ARVKTY.
16. *Щуров С. В., Ковригина Н. П., Ладыгина Л. В.* Сезонная изменчивость абиотических факторов среды и фитопланктона в районе мидийной фермы бухты Ласпи (2010–2011 гг.) // *Ученые записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. География. Геология*. 2019. Т. 5, № 2. С. 184–201. EDN QCSIZK.
17. *Агаркова-Лях И. В.* Природные комплексы береговой зоны Южного берега Крыма // *Ученые записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. География. Геология*. 2015. Т. 1, № 3. С. 42–58. EDN VSMBNJ.

18. *Калугина-Гутник А. А.* Изменение видового состава фитобентоса в бухте Ласпи за период 1964–1983 гг. // *Экология моря*. Киев : Наукова думка, 1989. Вып. 31. С. 7–11.
19. *Wilm J. L.* Use of biomass units in Shannon's formula // *Ecology*. 1968. Vol. 49, iss. 1. P. 153–156. <https://doi.org/10.2307/1933573>
20. *Панкеева Т. В., Миронова Н. В.* Ландшафтная структура береговой зоны памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Сарыч» // *Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН*. 2022. Т. 7, № 1(21). С. 51–60. EDN YICMRI. <https://doi.org/10.21072/eco.2022.21.06>
21. *Панкеева Т. В., Миронова Н. В.* Пространственное распределение макрофитобентоса с учетом ландшафтной структуры дна в бухте Ласпи (Черное море) // *Вестник Удмуртского университета. Серия Биология. Наука о Земле*. 2019. Т. 29, № 1. С. 111–123. EDN BCFNET.
22. *Pinedo S., García M., Satta M. P., De Torres M. et al.* Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean // *Marine Pollution Bulletin*. 2007. Vol. 55, iss. 1–6. P. 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.044>
23. *Salo T., Salovius-Laurén S.* Green algae as bioindicators for long-term nutrient pollution along a coastal eutrophication gradient // *Ecological Indicators*. 2022. Vol. 140. 109034. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109034>
24. *Кандаурова Д. А., Мильчакова Н. А.* Ярусная структура эрикариево-гонголяриевого фитоценоза в прибрежной зоне особо охраняемых природных территорий Севастополя // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2025. № 3. С. 54–66. EDN EZUNRP.
25. *Marin O. A., Filimon A.* Ulva species from the Romanian Black sea coast – between green blooms and nature's contribution to people // *Cercetări Marine – Recherches Marines*. 2024. Vol. 54, iss. 1. P. 90–103. <https://doi.org/10.55268/CM.2024.54.90>

Поступила 09.02.2026 г.; одобрена после рецензирования 17.03.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Миронова Наталия Всеволодовна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН (Россия, 299011, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **SPIN-код: 9889-3824, ORCID ID: 0000-0001-7110-7081, ResearcherID: AAC-9421-2022**, dr.nataliya.mironova@yandex.ru

Панкеева Татьяна Викторовна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН (Россия, 299011, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), доктор географических наук, **SPIN-код: 4920-0290, ORCID ID: 0000-0002-8933-6103, ResearcherID: FAA-2365-2022**, tatyanapankeeva@yandex.ru

Заявленный вклад авторов:

Миронова Наталия Всеволодовна – обработка проб макрофитобентоса, анализ и описание результатов исследования, подготовка текста статьи, подбор, систематизация и анализ литературных источников

Панкеева Татьяна Викторовна – отбор проб, систематизация и анализ литературных источников, подготовка текста статьи, картографических материалов и списка литературы

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Оценка токсичности двух видов буровых растворов для раннего развития русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii*

И. И. Руднева^{1*}, В. Г. Шайда², М. В. Медянкина³,

¹ Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

² ООО «ЭкоСервис-А», Москва, Россия

³ МГУТУ Московский государственный университет технологий и управления
имени К. Г. Разумовского (Первый казачий университет), Москва, Россия

* e-mail: svg-41@mail.ru

Аннотация

Гидробионты на ранних онтогенетических стадиях в наибольшей степени подвержены воздействию загрязнителей. Буровые растворы токсичны для водной среды и могут нарушать рост, развитие и выживаемость водных организмов. Исследовали действие двух буровых растворов на водной основе (*WBF 1* и *WBF 2*) в концентрации 0.025, 0.05, 0.1, 0.5 и 1 мг/л на выживаемость оплодотворенной икры и предличинок русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii*, а также на динамику их вылупления в пресной и соленой (5 ‰) воде в течение 5 сут. Исследуемые буровые растворы проявляли различную токсичность. Выживаемость эмбрионов в контрольных группах в пресной воде и экспонированных в среде с *WBF 1* при концентрации 0.1–0.5 мг/л не различалась, но при концентрации 1 мг/л все эмбрионы погибли. В соленой воде при концентрации *WBF 1* 0.025 мг/л и выше наблюдали сокращение выживаемости на 87 % ($p < 0.01$). *WBF 2* не повлиял на выживаемость эмбрионов осетра. В обеих контрольных группах вылупление личинок произошло в первые сутки, но эмбрионы, экспонированные в среде с *WBF 1* при концентрации 0.025–0.5 мг/л, вылупились только на вторые сутки. Количество предличинок в среде со всеми тестируемыми концентрациями было меньше, чем в контроле. При концентрации 1 мг/л предличинки не вылупились. Достоверные различия в выживаемости предличинок в опытных группах по сравнению с контрольными были обнаружены при концентрации *WBF 1* 1 мг/л. Установлена высокая отрицательная корреляция между концентрацией токсиканта и выживаемостью предличинок рыб ($R^2 = 0.87$). Различий между выживаемостью предличинок в контрольной и опытной группах, содержащихся в *WBF 2*, не выявлено. На основании проведенных исследований можно заключить, что *WBF 2* не оказал токсического действия на предличинок рыб в тестируемых концентрациях; следовательно, этот раствор является более экологически безопасным, чем *WBF 1*. Эмбрионы рыб являются адекватными биоиндикаторами для оценки токсичности буровых растворов и могут быть использованы для определения экологического статуса прибрежных акваторий в районах разработки нефтегазовых месторождений на шельфе.

© Руднева И. И., Шайда В. Г., Медянкина М. В., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0) License

Ключевые слова: буровые растворы, загрязнение воды, икра рыб, предличинки, биотестирование, русский осетр, *Acipenser gueldenstaedtii*

Благодарности: авторы выражают искреннюю благодарность работникам Темрюкского рыболовного завода за предоставление экспериментального материала, помощь и консультации в проведении экспериментальных исследований. Работа выполнена при финансовой поддержке ООО «ЭкоСервис-А».

Для цитирования: Руднева И. И., Шайда В. Г., Медянкина М. В. Оценка токсичности двух видов буровых растворов для раннего развития русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii* // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 125–138. EDN IGKNBG.

Assessment of Toxicity of Two Drilling Fluids on the Early Development of Russian Sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii*

I. I. Rudneva¹, V. G. Shayda², M. V. Medyankina³

¹ Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

² Company “EcoService-A”, Moscow, Russia

³ Moscow State University of Technology and Management K. G. Razumovsky
(First Cossack University), Moscow, Russia

* e-mail: svg-41@mail.ru

Abstract

Early ontogenetic stages of aquatic organisms are most susceptible to the effects of pollutants. Drilling fluids are toxic for aquatic environment and can impair the growth, development and survival of aquatic organisms. The paper studies the effect of two water-based drilling fluids (WBF 1 and WBF 2) at concentrations of 0.025, 0.05, 0.1, 0.5 and 1 mg/L on the survival of fertilized eggs and prelarvae of Russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii* as well as the dynamics of their hatching in fresh and 5‰ saline water for 5 days. The studied drilling fluids exhibited varying toxicity. The survival of embryos in the control groups in fresh water and exposed to a medium with WBF 1 at a concentration of 0.1–0.5 mg/L did not differ, but at a concentration of 1 mg/L, all the embryos died. In salt water, at WBF 1 concentrations of 0.025 mg/L and higher, a decrease in survival by 87% was observed ($p < 0.01$). WBF 2 did not affect the survival of the sturgeon embryos. In both control groups, larval hatching occurred on the first day, but embryos exposed to the medium with WBF 1 at a concentration of 0.025–0.5 mg/L hatched only on the second day. The number of prelarvae in the medium with all tested concentrations was less than in the control. At a concentration of 1 mg/L, prelarvae did not hatch. Significant differences in the survival rate of prelarvae in the experimental groups compared to the control were found at a WBF 1 concentration of 1 mg/L. A high positive correlation was established between the concentration of the toxicant and the mortality of fish prelarvae ($R^2 = 0.87$). No differences were found between the survival rates of fish prelarvae in the control and experimental groups maintained in WBF 2. Based on these studies, it can be concluded that WBF 2 had no toxic effect on fish prelarvae at the tested concentrations and is therefore more environmentally safe than WBF 1. Fish embryos are adequate bioindicators for assessing the toxicity of drilling fluids and can be used to assess the ecological status of coastal waters in offshore oil and gas fields.

Keywords: drilling fluids, fish eggs, fish prelarvae, pollution, bioassay, Russian sturgeon, *Acipenser gueldenstaedtii*

Acknowledgements: The authors express their sincere gratitude to the employees of the Temryuk fish hatchery for providing experimental material, assistance and consultations in conducting experimental studies. The work was carried out with the financial support of EcoService-A LLC.

For citation: Rudneva, I.I., Shayda, V.G. and Medyankina, M.V., 2026. Assessment of Toxicity of Two Drilling Fluids on the Early Development of Russian Sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii*. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 125–138.

Введение

Разработка месторождений нефти и газа на шельфе морей и океанов ведется с применением буровых растворов, сведения о токсичности которых для морских обитателей ограничены и противоречивы [1–3]. Буровые растворы представляют собой смеси разных химических компонентов, а также воды, суспензий, эмульсионных и аэрированных жидкостей, органических растворителей, тяжелых металлов, глины и используются для промывки скважин при бурении. В зависимости от жидкой фазы буровые растворы делятся на три группы: на водной основе (*WBF*), на нефтяной основе (*OBF*) и на основе синтетических жидкостей, в основном эфира (*SBF*)¹. Наиболее часто используются *WBF*, в состав которых входит барит (более 90 %), бентонит, бурый уголь, лигносульфонат и тяжелые металлы, другие компоненты составляют 8–12 % [4]. Оработанные буровые растворы относятся к промышленным отходам и подлежат утилизации, так как многие из них являются токсикантами, мутагенами и канцерогенами [1, 5, 6]. Попадая в водную среду, эти вещества могут вызывать негативные явления, изменять физико-химические свойства среды обитания гидробионтов, нарушать их жизнедеятельность, поведение, обменные процессы, воспроизводство, рост и развитие, приводить к гибели организмов, а также модифицировать структуру водных сообществ [7]. Поэтому исследование токсичности буровых растворов, их воздействия на биоту и установление допустимых уровней их концентрации в водных объектах имеют важное практическое и теоретическое значение. Для этих целей используются различные токсикологические тесты, позволяющие оценить опасность этих веществ, понять механизмы их воздействия на водные экосистемы и определить экологический риск с помощью реакций тест-объектов и их биомаркеров [8].

Эмбрионы и личинки рыб чувствительны к действию различных токсикантов, поэтому они широко используются в качестве тест-объектов для анализа качества воды. Тест на эмбриотоксичность для рыб является обязательным при определении допустимых уровней загрязняющих веществ как в рыбохозяйственных водоемах, так и в морских водах в районах активной хозяйственной деятельности [8]. С учетом интенсивной разработки нефте- и газовых

¹) Deka B. Oil-based drilling fluid's composition. Chapter 2 // Theory of Drilling Fluid / edited by K. Hazarika. India, Noida : CIIR Scientific Publications, 2023. P. 3–6.

месторождений на шельфе морей и океанов, а также рисков, обусловленных этой деятельностью, загрязнение морской среды буровыми растворами может привести к катастрофическим последствиям для экосистемы и ее обитателей [9]. В настоящее время биологические эффекты буровых растворов остаются недостаточно исследованными, что делает определение их токсичности для водных организмов особенно значимым.

Русский осетр *Acipenser gueldenstaedtii* (Brandt & Ratzeberg, 1833) – донный анадромный эвригалинный вид рыб, нерест которого происходит в реках, после чего молодь мигрирует в море для роста и созревания, а затем возвращается в реки для размножения [10]. В весенне-летний сезон осетровые рыбы обитают на шельфе моря, а икру откладывают в реках на глубине от 3 до 10 м, предпочитают участки, временно затопленные весенними паводковыми водами. Развитие оплодотворенной икры происходит в течение 8–10 дней, после чего личинки разносятся вниз по течению нерестовых рек и попадают в солоноватую водную среду. Осетр распространен в Каспийском, Азовском и Черном морях, где соленость воды ниже, чем в океане. Оплодотворенная икра и последующие стадии эмбрионального развития очень чувствительны к изменениям среды обитания и наличию в ней поллютантов, которые отрицательно действуют на развитие зародышей, вылупление и выживание личинок [11].

Целью данного исследования является определение токсичности двух видов буровых растворов *WBF 1* и *WBF 2* в концентрациях 0.025, 0.05, 0.1, 0.5 и 1 мг/л для оплодотворенной икры и предличинок русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii*.

Материал и методика

Оплодотворенная икра русского осетра на стадии 31–35 (с хорошо различимыми эмбрионом и глазными пузырями) была получена на Темрюкском рыболовном заводе в мае 2021 г. Икринки помещали в стеклянные емкости (по 10 оплодотворенных икринок в каждую из расчета одна икринка на 15 мл соответствующей среды) и инкубировали при температуре окружающей среды от 16.3 до 18.0 °С в течение всего периода эмбриогенеза. Воду меняли один раз в два дня. Все эксперименты проводили в трех повторностях²⁾ продолжительностью 5 сут.

В качестве контрольной и фоновой среды в экспериментах была использована природная пресная вода р. Кубани, прошедшая специальную водообработку на рыболовном заводе. Искусственную морскую воду готовили на той же пресной основе с добавлением морской соли в концентрации 5 ‰, что соответствует средней солености воды Азовского моря, где обитает осетр. Таким образом, в эксперимент были включены две контрольные группы – пресная вода (Контроль 1) и вода соленостью 5 ‰ (Контроль 2).

²⁾ Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения : приказ Федерального агентства по рыболовству от 26.05.2025 № 296 : зарегистрировано Минюстом России 02.06.2025 № 82497. URL: <https://www.law.ru/npd/doc/docid/1312976080/modid/99> (дата обращения: 28.08.2026).

Использовали два буровых раствора на водной основе:

– *WBF 1* представляет собой прозрачную жидкость с температурой кипения более 100 °С, pH 3.1–3.3 и относительной плотностью 1.4 г/мл. Растворим в воде, стабилен при обычных условиях, используется в нефтегазовой промышленности как биоцид, в состав которого входят аммонийные соли нитрилтриуксусной кислоты;

– *WBF 2* – прозрачная жидкость с запахом аммиака, содержащая бис[тетракис(гидроксиметил)фосфоний]сульфат. Температура кипения 100 °С, pH 7.5–9.9, относительная плотность 1.15 г/мл.

Концентрации буровых растворов составили 0.025, 0.05, 0.1, 0.5 и 1 мг/л.

В ходе эксперимента регистрировали процент живых эмбрионов в конце эмбриогенеза, динамику вылупления предличинок и их выживаемость. Результаты обрабатывали статистически: рассчитывали среднее значение и ошибку среднего ($M \pm m$). Индекс выживаемости определяли как отношение количества живых эмбрионов и предличинок в опытных группах к контрольным значениям. Достоверность различий устанавливали с помощью критерия Манна – Уитни при $p < 0.05$. Для определения взаимосвязи между концентрацией бурового раствора и показателями выживаемости эмбрионов и предличинок использовали компьютерную программу *CURUEFIT* (версия 2.10-L).

Результаты

Инкубация эмбрионов в присутствии двух буровых растворов в течение 5 сут показала разные результаты. Не обнаружено достоверных различий между выживаемостью эмбрионов осетра в пресной и соленой (5 ‰) воде. Не установлено различий между выживаемостью эмбрионов в контрольной группе в пресной воде и эмбрионов, экспонированных в *WBF 1* при концентрации 0.1–0.5 мг/л, достоверное ($p < 0.01$) снижение данного показателя отмечено при концентрации 1 мг/л (табл. 1). В соленой воде существенные различия были обнаружены уже при концентрации токсиканта 0.025 мг/л.

Установлена умеренная отрицательная корреляция между концентрацией *WBF 1* токсиканта и выживаемостью эмбрионов рыб в пресной и соленой воде ($y = 15.5 - 17.4x$, $R^2 = 0.37$). Индекс выживаемости эмбрионов рыб при различных концентрациях *WBF 1* по отношению к контролю в пресной и соленой воде имел сходную динамику: различия были незначительны в двух контрольных группах, показатели имели тенденцию к снижению по мере увеличения концентрации токсиканта (рис. 1, а).

WBF 2 не оказал существенного влияния на выживаемость эмбрионов осетра (табл. 1), индекс выживаемости варьировал незначительно (рис. 1, б). Корреляции между концентрациями бурового раствора *WBF 2* и выживаемостью эмбрионов не установлены.

В обеих контрольных группах вылупление предличинок происходило на первые сутки инкубации. При концентрации *WBF 1* от 0.025 до 0.5 мг/л предличинки начали вылупляться только на вторые сутки (рис. 2). При концентрации 1 мг/л вылупления не было. При концентрации 0.025 и 0.05 мг/л вылупление продолжалось на третьи сутки, а при ее повышении прекращалось. Количество вылупившихся предличинок во всех опытных группах было меньше, чем в контрольных. Начало вылупления предличинок из икры, экспонированной в *WBF 2*, происходило одновременно с контрольной группой.

Таблица 1. Влияние буровых растворов на выживаемость эмбрионов осетра ($n = 30$ эмбрионов для каждой группы)

Table 1. The influence of drilling fluids on the embryos survival rate ($n = 30$ embryos for each group)

Условия эксперимента / Experiment conditions	Доля ($M \pm m$) выживших эмбрионов, % / Embryos survival percentage ($M \pm m$)	
	WBF 1	WBF 2
Контроль 1 / Control 1	26.7 ± 3.4	26.7 ± 5.4
Контроль 2 / Control 2	33.3 ± 2.7	33.3 ± 2.7
Концентрация, мг/л / Concentration, mg/L		
0.025	10.0 ± 0.0 *	23.3 ± 7.2
0.05	10.0 ± 0.0 *	23.3 ± 10.9
0.1	6.7 ± 2.7 *	20.3 ± 7.9
0.5	6.7 ± 2.4 *	20.3 ± 6.9
1.0	0 ± 0 **	23.3 ± 10.9

* Статистически значимые различия по отношению к контролю в воде соленостью 5 ‰ ($p \leq 0.01$).

** Статистически значимые различия по отношению к контролю в пресной воде ($p \leq 0.01$) и в воде соленостью 5 ‰ ($p \leq 0.01$).

* Significant difference relative to control in fresh water ($p \leq 0.01$).

** Significant difference relative to control in fresh water ($p \leq 0.01$) and in 5 ‰ saline water ($p \leq 0.01$).

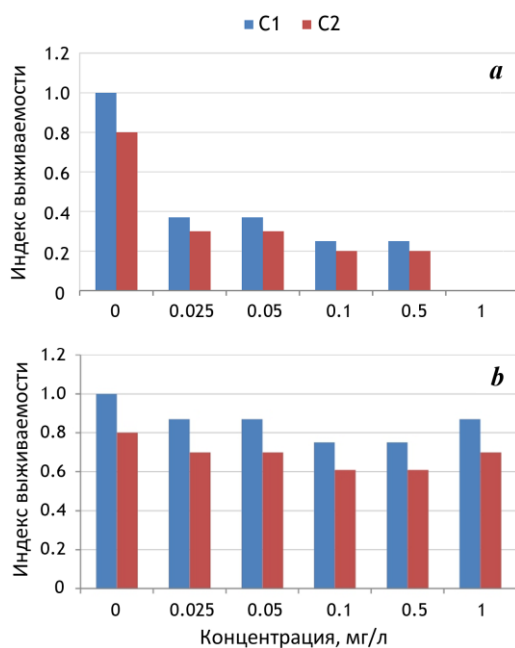


Рис. 1. Индекс выживаемости эмбрионов рыб относительно контроля в пресной воде (C1) и воде соленостью 5 ‰ (C2) с буровым раствором WBF 1 (a) и WBF 2 (b)

Fig. 1. Index of survival rate of fish embryos relative to control in fresh water (C1) and in 5‰ saline water (C2) with drilling fluid WBF 1 (a) and WBF 2 (b)

Т а б л и ц а 2. Влияние буровых растворов на выживаемость предличинок осетра ($n = 30$ эмбрионов для каждой группы)

Table 2. Effect of drilling fluids on survival rate of sturgeon prelarvae ($n = 30$ embryos for each group)

Условия эксперимента / Experiment conditions	Доля ($M \pm m$) выживаемости предличинок, %/ Prelarvae survival percentage ($M \pm m$)	
	WBF 1	WBF 2
Контроль 1 / Control 1	75.0 ± 11.8	75.0 ± 11.8
Контроль 2 / Control 2	66.7 ± 6.8	66.7 ± 6.8
Концентрация, мг/л / Concentration, mg/L		
0.025	66.7 ± 0.5	58.3 ± 6.8
0.05	66.7 ± 7.7	66.7 ± 3.7
0.1	$25.0 \pm 17.7 *$	66.3 ± 12.8
0.5	$20.0 \pm 16.3 *$	63.5 ± 4.6
1.0	$0 \pm 0 **$	66.7 ± 13.6

* Статистически значимые различия по отношению к контролю в пресной воде ($p \leq 0.01$) и в воде соленостью 5 ‰ ($p \leq 0.01$).

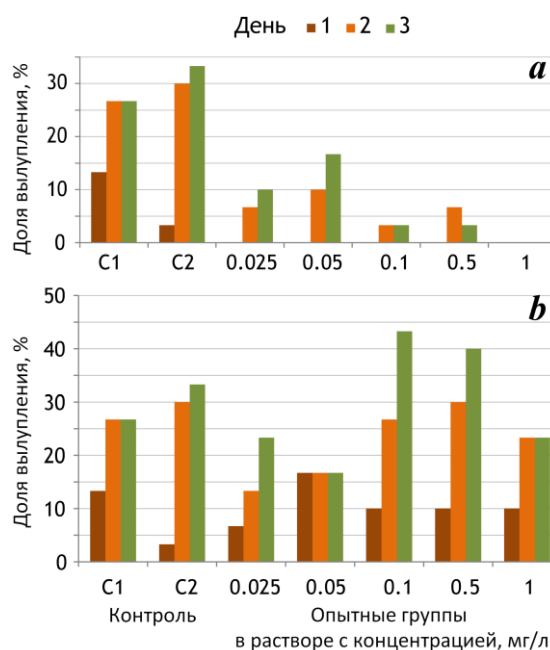
** Статистически значимые различия по отношению к контролю в пресной воде ($p \leq 0.01$).

* Significant difference relatively to control in fresh water ($p \leq 0.01$) and in 5 ‰ saline water ($p \leq 0.01$).

** Significant difference relatively to control in fresh water ($p \leq 0.01$).

Р и с. 2. Динамика вылупления эмбрионов, экспонированных в буровых растворах WBF 1 (a) и WBF 2 (b) в контрольных (C1 – в пресной воде; C2 – в воде соленостью 5 ‰) и опытных группах при концентрации 0.025–1 мг/л на первые, вторые и третьи сутки выклева

Fig. 2. The dynamics of the embryos hatching exposed in the drilling fluids WBF 1 (a) and WBF 2 (b) in the control groups (C1 – in fresh water; C2 – in 5‰ saline water) and experimental groups at concentrations of 0.025–1 mg/L on days 1, 2 and 3 of hatching



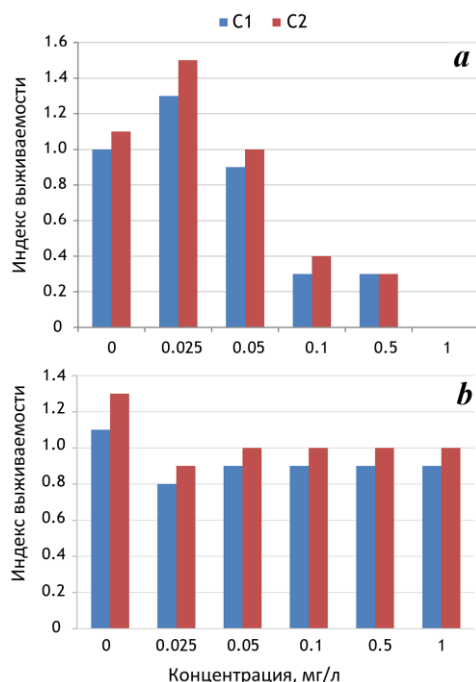


Рис. 3. Показатель выживаемости предличинок рыб относительно контроля в пресной воде (C1) и воде соленостью 5 ‰ (C2) с буровым раствором *WBF* 1 (a) и *WBF* 2 (b)

Fig. 3. Index of fish prelarvae survival relative to control in fresh water (C1) and in 5‰ saline water (C2) with drilling fluid *WBF* 1 (a) and *WBF* 2 (b)

Максимальное вылупление отмечено на третьи сутки при концентрации бурового раствора 0.1–0.5 мг/л. Концентрация токсиканта *WBF* 2, не влияющая на динамику вылупления предличинок из икры, составила 0.05 мг/л.

Выживаемость предличинок осетровых рыб при действии буровых растворов в различных концентрациях представлена в табл. 2. Достоверные различия выживаемости предличинок в опытных и контрольных группах были обнаружены при использовании *WBF* 1 в концентрации 0.1–0.5 мг/л, а при концентрации 1 мг/л предличинки погибли. Установлена сильная положительная корреляция между концентрацией токсиканта и смертностью предличинок рыб ($y = 1.1 - 0.01x$, $R^2 = 0.87$). Никаких различий между выживаемостью предличинок в контрольных и опытных группах, подвергшихся воздействию *WBF* 2, не выявлено.

Значения индекса выживаемости предличинок рыб при исследуемых концентрациях *WBF* 1 в пресной и в соленой воде различались незначительно в двух контрольных группах, а в опытных группах имели тенденцию к снижению при увеличении концентрации токсиканта до 0.05 мг/л и выше (рис. 3, a). Индекс выживаемости предличинок, экспонированных в среде с *WBF* 2, варьировал незначительно (рис. 3, b).

Обсуждение результатов исследований

Результаты изучения влияния двух буровых растворов на водной основе на выживаемость эмбрионов и предличинок осетровых рыб и их вылупление показали, что *WBF* 1 более токсичен по сравнению с *WBF* 2. Анадромные рыбы, к которым относится осетр, размножаются в пресных водоемах и возвращаются в море для дальнейшего роста и развития. Они представляют особый интерес для экотоксикологических исследований, так как позволяют сравнить

действие токсикантов на одни и те же виды рыб в пресной и в соленой воде [12]. Поскольку нерестилища русского осетра формируются в низовьях рек, то волновое воздействие и сгонно-нагонные явления могут вызывать изменения солености в районах нереста и влиять на выживаемость, вылупление предличинок из икры и их дальнейшее развитие. Помимо этого, колебания уровня моря вследствие глобального изменения климата могут изменить экологическую ситуацию в низовьях рек и повлиять на развитие морских обитателей, включая осетровых рыб [13, 14]. Токсиканты могут быстро перемещаться из районов бурения скважин по течению рек, что представляет значительную угрозу для развития икры и личинок рыб и их воспроизводства [15]. В связи с этим мы проанализировали две контрольные группы эмбрионов осетра – в пресной воде и в воде соленостью 5 ‰.

Выживаемость эмбрионов осетра под влиянием растворов *WBF 1* в различных концентрациях существенно отличалась от контроля. При концентрации токсиканта 1 мг/л как в пресной, так и в соленой воде зародыши погибали. В соленой воде достоверные различия с контролем обнаружены уже при концентрации токсиканта 0.025 мг/л, что свидетельствует о более высокой токсичности *WBF 1* в соленой воде. Ранее другие исследователи отмечали, что соленая вода негативно влияет на раннее развитие икринок кеты [14]. Таким образом, в пресной воде *WBF 1* в концентрации 0.5 мг/л не оказал влияния на выживаемость эмбрионов, тогда как в соленой воде пороговая концентрация снижалась до 0.025 мг/л. Для *WBF 2* различий между опытными и контрольными группами не установлено.

Наши результаты согласуются с данными других авторов, которые показали, что в половых железах самок тилапии *Tilapia guineensis*, содержащихся в среде с 2.5%-ной концентрацией бурового раствора *XP-07*, обнаружена дегенерация (атрезия) созревающих яйцеклеток, приводящая к их полному исчезновению и дальнейшему нарушению процесса воспроизводства рыб [16]. В работе [17] на эмбрионах данио исследовали токсичность бурового раствора на нефтяной основе (*oil-based drilling mud, OBDM*), в состав которого входят тяжелые металлы. Каждые сутки в течение 96 ч определяли смертность эмбрионов, сердечный ритм и скорость вылупления личинок. Летальная 96-часовая концентрация *OBDM*, при которой погибают 50 % подопытных тест-организмов (LC_{50}), составила 0.005 мг/мл (5 ppm). При возрастании концентрации *OBDM* скорость вылупления личинок и частота сердечных сокращений у эмбрионов в опытной группе снижались. Полученные результаты свидетельствовали о высокой токсичности *OBDM* и его тератогенном действии на эмбрионы рыб, которое зависело от концентрации поллютанта [17]. Таким образом, зародыши рыб и ранние стадии развития различных гидробионтов являются удобной и адекватной моделью для оценки токсичности буровых растворов [18–21].

Следующим информативным тестом, характеризующим токсичность изучаемых буровых растворов, явилась скорость вылупления предличинок из икры. В обеих контрольных группах вылупление произошло в первые сутки, а в опытных группах в среде с *WBF 1* в концентрации 0.025–0.5 мг/л – только на вторые сутки. При этом число вылупившихся личинок было меньше, чем в контроле, а при концентрации 1 мг/л вылупление не произошло.

WBF 2 не влиял на этот процесс: как в опытных, так и в контрольных группах вылупление происходило одновременно при всех изученных концентрациях.

Инкубация эмбрионов и ранних личиночных стадий атлантической трески в растворах пластовой воды (ПВ) и сбросах буровых отходов также не выявила влияния на выживаемость личинок и их вылупление. Однако при минимальных концентрациях токсиканта в икре трески обнаружены нарушения в цитоскелетных и сигнальных белках, регулирующих развитие мышц, функцию палочек сетчатки, клеточную передачу сигналов и целостность тканей мальков, которые необходимы при плавании и спасении от хищников. После вылупления у большинства личинок были выявлены аномалии развития: в результате деформаций челюстей рыбы, содержащиеся в 1%-ном растворе ПВ, не могли питаться и погибали от голода. Кроме того, при инкубации в ПВ этой концентрации обнаружены отклонения в нормальной пигментации личинок рыб. При воздействии 0.1%-ной и 0.01%-ной ПВ негативных эффектов отмечено не было [22].

Выживаемость предличинок снижалась при инкубации в растворе с концентрацией *WBF 1* 0.1–0.5 мг/л, тогда как выживаемость рыб при действии тестируемых концентраций *WBF 2* существенно не изменялась и не отличалась от контроля. Таким образом, изученные буровые растворы по-разному влияют на ранние стадии онтогенеза осетра, что согласуется с данными других авторов [22]. Следует отметить положительное влияние отходов буровых растворов на водной основе (*WBM*) в концентрациях 1–10 мг/л на эффективность питания, рост и выживаемость личинок трески после 14-дневного воздействия, которые, как предположили, были вызваны частицами определенного размера, стимулирующими пищевую активность [23].

Отдельные компоненты буровых растворов оказывали негативное воздействие на рыб, причем их токсичность отличалась от действия их смеси. Это может быть обусловлено как синергическими, так и антагонистическими взаимодействиями между компонентами [24]. Бентосные рыбы и беспозвоночные, непосредственно контактирующие с токсикантами, больше всего страдают от ксенобиотиков, попадающих в водную среду [25]. Эксперименты, проведенные на тилапии *Tilapia mossambica*, кефали *Mugil persia* и донных моллюсках *Boleophthalmus boddarti*, показали, что водонерастворимые компоненты действуют на эти организмы в меньшей степени, чем водорастворимые буровые растворы [24].

Негативные последствия попадания буровых растворов в воду были отмечены в открытом море, где даже на расстоянии 5 км от нефтяной платформы был нанесен значительный вред донным организмам, в основном двусторчатым моллюскам, причем наиболее серьезные повреждения были выявлены на расстоянии 0.5–1 км от нефтяной скважины [23]. Исследования на рыбах (пикше и сельди) из природных популяций в районах интенсивной нефтедобычи показали значительную индукцию защитных систем организма, повышение активности ферментов семейства цитохрома *P-450* в печени, повреждение и изменение ДНК и состава жирных кислот, что указывает на комплексное негативное воздействие нефти и связанных с ней компонентов, используемых на нефтяных промыслах при бурении скважин [26].

При этом основную опасность представляют большие объемы, высокие концентрации и выбросы водорастворимых буровых растворов. Однако быстрая миграция этих растворов на большие расстояния и осаждение твердых компонентов на глубине 80 м могут снижать предполагаемый вред. Отмечено влияние этих веществ на донные организмы-фильтраторы, но негативных последствий для эпибентической фауны и рыб вблизи мезотрофного рифа не установлено [27].

Токсическое действие буровых растворов на водные экосистемы может реализоваться посредством трех механизмов [28]: а) изменения физико-химических свойств воды в результате попадания буровых растворов в морскую среду; б) образования на поверхности воды пленки, препятствующей нормальному газообмену, что создает гипо- и аноксические условия, приводящие к гибели гидробионтов; в) образования аноксических зон вследствие разложения органических компонентов микробными консорциумами [29]. В результате этого ухудшение условий обитания, аккумуляция твердых частиц на поверхности оболочки икры и задержка вылупления, прямое токсическое воздействие токсикантов, особенно тяжелых металлов, входящих в состав бурового раствора, а также развитие окислительного стресса создают крайне неблагоприятные условия для жизнедеятельности икринок и зародышей рыб [30]. Негативные последствия попадания буровых растворов в морскую среду отмечены нами также для обитателей бентосного сообщества шельфовой зоны – зоостеры и амфипод [31].

Таким образом, важнейшей задачей анализа токсичности буровых растворов на ранних стадиях онтогенетического развития гидробионтов является оценка риска для водных организмов и здоровья человека, а также анализ качества воды и разработка критериев оценки предельно допустимых уровней содержания токсикантов.

Заключение

Эмбрионы и предличинки осетра показали себя адекватными моделями для оценки токсичности буровых растворов. Реакция тестируемых стадий развития осетра на действие буровых растворов зависела от времени воздействия, концентрации и вида токсиканта. Наиболее чувствительными тестами оказались выживаемость эмбрионов осетра и динамика выклева предличинок из икры. Выживаемость эмбрионов в контрольных группах в пресной воде и экспонированных в среде с *WBF* 1 при концентрации 0.1–0.5 мг/л не различалась, но при концентрации 1 мг/л все эмбрионы погибли. В соленой воде при концентрации *WBF* 1 0.025 мг/л и выше наблюдали сокращение выживаемости на 87 % ($p < 0.01$). *WBF* 2 не повлиял на выживаемость эмбрионов осетра. В обеих контрольных группах вылупление личинок произошло в первые сутки, но эмбрионы, экспонированные в среде с *WBF* 1 при концентрации 0.025–0.5 мг/л, вылупились только на вторые сутки. Количество предличинок в среде со всеми тестируемыми концентрациями было меньше, чем в контроле. При концентрации 1 мг/л предличинки не вылупились. Достоверные различия в выживаемости предличинок в опытных группах по сравнению с контрольными были обнаружены при концентрации *WBF* 1 1 мг/л.

Представленные результаты тестирования токсичности буровых растворов на ранних стадиях развития осетровых рыб могут иметь практическое значение для оценки последствий климатических катаклизмов и штормовых явлений, при которых возможен заток морской воды, содержащей буровые растворы, в реки в районах нерестилищ осетровых, что может привести к негативным последствиям для данного вида.

Эмбрионы и личинки рыб можно использовать в диагностических тестах в качестве тест-объектов. Результаты этого исследования найдут применение при разработке методов оценки токсичности буровых растворов, а также создании экологически безопасных буровых растворов и новых технологий. Следует учитывать, что для окончательного вывода о токсичности буровых растворов необходимы дополнительные исследования на других таксономических группах, в частности планктонных организмах, водной растительности и бентосных моллюсках и ракообразных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Antia M., Ndidiamaka A., Ezejiofor A., Obasi C. N. et al. Environmental and public health effects of spent drilling fluid: an updated systematic review // *Journal of Hazardous Materials Advances*. 2022. Vol. 7. 100120. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100120>
2. Hossain E. M., Apaleke A. An overview of mud technology and challenges toward greening of drilling fluid // *Environmental engineering and management journal*. 2015. Vol. 14, iss. 12. P. 2837–2848. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.300>
3. Yalman E., Federer-Kovacs G., Depci T., Al Khalaf H. et al. Development of novel inhibitive water-based drilling muds for oil and gas field applications // *Journal of Petroleum Sciences and Engineering*. 2022. Vol. 210. 109907. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2021.109907>
4. Ejileughaa Ch., Ezejiofor A. N., Ezealisiji K. M., Orisakwe O. E. Metal oxide nanoparticles in oil drilling: Aquatic toxicological concerns // *Journal Hazardous. Materials Advances*. 2022. Vol. 7. 100116. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100116>
5. Pereira L. B., Sad C. M. S., Castro E. V. R., Filgueiras P. R. et al. Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review // *Fuel*. 2022. Vol. 310, Part B. 122301. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122301>
6. Xiong D., Han X. Particular pollutants, human health risk and ecological risk of oil-based drilling fluid: a case study of Fuling shale gas field // *Environmental Geochemistry and Health*. 2023. Vol. 45, iss. 3. P. 981–995. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01259-z>
7. Руднева И. И. Реакции гидробионтов на загрязнение морской среды буровыми растворами и шламами // *Биология моря*. 2025. Т. 51, № 1. С. 3–19. EDN GJYZUE. <https://doi.org/10.7868/s3034526x25010012>
8. Beyer J., Trannum H. C., Bakke T., Hodson P. V. et al. Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 110, iss. 1. P. 28–51. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.027>
9. Иванютин Н. М., Пасынков А. А. Система мониторинга районов эксплуатации залежей углеводородов в Черном море // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2019. № 3. С. 37–51. EDN BVTDPL. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2019-3-37-51>
10. Вилкова О. Ю. Анадромные осетры России: перспективы промысла // *Труды ВНИРО*. 2022. Т. 190. С. 14–21. EDN PCYZCX. <https://doi.org/10.36038/2307-3497-2022-190-14-21>

11. Minaz M., Kurtoğlu İ. Z. Long-term exposure of endangered Danube sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*) to bisphenol A (BPA): growth, behavioral, histological, genotoxic, and hematological evaluation // Environmental Science Pollution Research. 2024. Vol. 31, iss. 21. P. 30836–30848. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33168-2>
12. Foley M., Askin N., Belanger M. P., Wittnich C. Anadromous fish as biomarkers for the combined impact of marine and freshwater heavy metal pollution // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2022. Vol. 230. 113153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113153>
13. Almar R., Ranasinghe R., Bergsma E. W., Diaz H. et al. A global analysis of extreme coastal water levels with implications for potential coastal overtopping // Nature Communications. 2021. Vol. 12. 3775. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24008-9>
14. Park J. W., Kim B. S., Kim J. K., Jung H. K. et al. Influence of salinity on the survival rate of fertilized Chum Salmon (*Oncorhynchus keta*) eggs // Journal of Marine Sciences and Engineering. 2024. Vol. 12, iss. 1. 39. <https://doi.org/10.3390/jmse12010039>
15. Zhou Z., Wu F., Tong Y., Zhang S. et al. Toxicity and chemical characterization of shale gas wastewater discharged to the receiving water: Evidence from toxicity identification evaluation // Science of the Total Environment. 2024. Vol. 912. 69510. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169510>
16. Vincent-Akpu I. F., Allison M. E. Effect of chronic exposure to drilling fluid XP-07 on gonad histology in *Tilapia guineensis* // Toxicology and environmental chemistry. 2010. Vol. 92, iss. 2. P. 271–277. <https://doi.org/10.1080/02772240902927502>
17. Sridewi N., Nurbariah S., Ahmad S. Heavy metal content analysis and toxicity assessment of oil-based drilling mud using Zebrafish embryos // Transactions on Maritime Sciences. 2021. Vol. 10, iss. 2. P. 390–395. <https://doi.org/10.7225/toms.v10.n02.w06>
18. Тарасова С. С., Гаевая Е. В. Исследования токсичности буровых шламов и возможности их утилизации // Проблемы региональной экономики. 2021. № 3. С. 75–79. EDN TBSLWO. <https://doi.org/10.24412/1728-323X-2021-3-75-79>
19. Мазлова Е. А., Малина Н. В., Семенычев В. Г. Изучение влияния отходов бурения на планктонные и бентосные организмы Черного моря // Химия и технология топлив и масел. 2019. № 1. С. 43–51. EDN YXTNZR.
20. Somashekaraiah R., Suvin P. S., Gnanadhas D. P., Kailas S. V. et al. Eco-friendly, non-toxic cutting fluid for sustainable manufacturing and machining processes // Tribology Online. 2016. Vol. 11, iss. 5. P. 566–567. <https://doi.org/10.2474/trol.11.556>
21. Jimoh M. O., Arinkoola A. O., Salawudeen T. O., Daramola M. O. Environmental challenges of natural gas extraction and production technologies // Advances in natural gas: formation, processing, and applications. Volume 1. Natural gas formation and extraction / edited by M. R. Rahimpour, M. A. Makarem, M. Meshksar, Elsevier, 2024. P. 75–101. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-19215-9.00009-8>
22. Meier S., Morton H. C., Nyhammer G., Grøsvik B. E. et al. Development of Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water during early life stages effects on embryos, larvae, and juvenile fish // Marine Environmental Research. 2010. Vol. 70, iss. 5. P. 383–394. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.08.002>
23. Bakke T., Klungsøyr J., Sanni S. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry // Marine Environmental Research. 2013. Vol. 92. P. 154–169. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.09.012>
24. Sil A., Wakadikar K., Kumar S., Babu S. S. et al. Toxicity characteristics of drilling mud and its effect on aquatic fish populations // Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. 2010. Vol. 16, iss. 1. P. 51–57. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000092](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000092)

25. *Ekpo M. A., Uzegbu M. L.* The effect of the petroleum drilling mud additive (Chromelignosulphonate) on the microbiology and survival of periwinkle (*Pachymelania spp.* and *Tympanotonus spp.*) // World Journal of Microbiology and Biotechnology. 2004. Vol. 20, iss. 6. P. 559–562. <https://doi.org/10.1023/B:WIBI.0000043161.02154.57>
26. *Balk L., Hylland K., Hansson, T., Berntssen M. H. G. et al.* Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production // PLoS One. 2011. Vol. 6, iss. 5. e19735. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019735>
27. *Jones R., Wakeford M., Currey-Randall L., Miller K. et al.* Drill cuttings and drilling fluids (muds) transport, fate and effects near a coral reef mesophotic zone // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 72. 112717. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112717>
28. *Ismail A. R., Alias A. H., Sulaiman W. R. W., Jaafar M. Z. et al.* Drilling fluid waste management in drilling for oil and gas wells // Chemical Engineering Transactions. 2017. Vol. 56. P. 1351–1356. <https://doi.org/10.3303/CET1756226>
29. *Rasti A., Ameri A., Riahi M. A.* Aerobic degradation of oil-based mud drilling fluid by in situ bacteria in the Hawizeh Marshes // Journal of Petroleum Exploration and Production Technology. 2021. Vol. 11, iss. 10. P. 3775–3783. <https://doi.org/10.1007/s13202-021-01263-6>
30. *Rudneva I. I.* Interspecies peculiarities of biomarkers response of marine fish embryos to oil pollution // Pollution. 2023. Vol. 9, iss. 1. P. 243–253. <https://doi.org/10.22059/poll.2022.345522.1530>
31. *Руднева И. И., Шайда В. Г., Медянкина М. В., Шайда О. В.* Влияние бурового раствора и тампонажной жидкости на виды-индикаторы морских прибрежных бентосных экосистем // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2025. № 3. С. 81–95. EDN TUWYZA.

Поступила 24.02.2026 г.; одобрена после рецензирования 10.03.2026 г.; принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Об авторах:

Руднева Ирина Ивановна, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор биологических наук, профессор, **ORCID ID: 0000-0002-9623-9467**, **Scopus Author ID: 9266541700**, **ResearcherID: L-3758-2016**, **SPIN-код: 9817-2796**, svg-41@mail.ru

Шайда Валентин Григорьевич, инженер-исследователь, ООО «ЭкоСервис-А» (107140, г. Москва, ул. Верхняя Красносельская, 17А, стр. 1Б, оф. 8)

Медянкина Мария Владимировна, доцент кафедры экологии и природопользования факультета биотехнологий и рыбного хозяйства, Московский государственный университет технологий и управления МГУТУ им. К. Г. Разумовского (Первый казачий университет) (119049, Москва, ул. Шаболовская, д. 14, стр. 9), кандидат биологических наук, **SPIN-код: 9127-2022**, **ORCID ID: 0000-0002-9195-0399**, mediankina@mail.ru

Заявленный вклад авторов:

Руднева Ирина Ивановна – разработка концепции и формулировка и постановка задачи

Шайда Валентин Григорьевич – разработка методик и проведение экспериментальных исследований

Медянкина Мария Владимировна – обработка и описание результатов исследования

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

**Особенности распределения основных групп
бактерий – деструкторов органического вещества
в различных геохимических условиях
донных отложений прибрежных акваторий
южной части полуострова Камчатка**

**Г. В. Фролкин¹*, К. М. Зарипова², Е. А. Тихонова^{2,3},
Н. В. Бурдиян², Ю. В. Дорошенко², К. А. Селиванова⁴**

¹ Научно-исследовательский центр пресноводной и солоноватоводной
гидробиологии – филиал ФИЦ ИнБЮМ, Севастополь, Россия

² ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

³ Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Россия

⁴ Российский государственный педагогический университет имени А. И. Герцена,
Санкт-Петербург, Россия

* e-mail: egor.frolkin@ibss-ras.ru

Аннотация

Цель исследования – оценить уровень органического загрязнения прибрежных акваторий южной части полуострова Камчатка по микробиологическим и физико-химическим показателям донных отложений. В ходе экспедиции рейса 25/2 ПС «Профессор Мультиановский» (июль – август 2025 г.) на 16 станциях в северо-западной части Тихого океана и Охотском море отобраны пробы поверхностных донных отложений. Определены гранулометрический состав, содержание органического вещества методом потерь при прокаливании, физико-химические параметры придонной воды (температура, соленость, pH, окислительно-восстановительный потенциал), а также численность гетеротрофных и углеводородокисляющих бактерий методом предельных разведений. Установлено, что содержание органического вещества в илистых грунтах (5.0–14.7 %) значительно выше, чем в песчано-гравийных (менее 2.3 %), выявлена обратная зависимость между этим показателем и окислительно-восстановительным потенциалом ($r = -0.72$; $p < 0.01$). Численность гетеротрофных бактерий варьировала от 10^2 до 10^7 кл·г⁻¹, углеводородокисляющих – от 10 до 10^4 кл·г⁻¹.

© Фролкин Г. В., Зарипова К. М., Тихонова Е. А., Бурдиян Н. В.,
Дорошенко Ю. В., Селиванова К. А., 2026



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0
International (CC BY-NC 4.0) License

Максимальные значения численности обеих групп зафиксированы в Авачинской губе (10^7 и 10^3 кл·г⁻¹ соответственно) и рекреационных бухтах (Вилюченская, Лиственничная), что указывает на высокую антропогенную нагрузку. Минимальные значения (10^2 и 10 кл·г⁻¹) отмечены в фоновом районе устья р. Налычева. Выявлена положительная корреляция между численностью углеводородокисляющих бактерий и содержанием органического вещества ($\rho = 0.6$, $p < 0.05$), а также отрицательная связь численности обеих групп с окислительно-восстановительным потенциалом (для гетеротрофных бактерий $\rho = -0.7$, $p < 0.01$, углеводородокисляющих – $\rho = -0.8$, $p < 0.001$). Тип грунта статистически влияет на численность углеводородокисляющих бактерий ($p < 0.05$). Полученные данные подтверждают эффективность использования численности гетеротрофных и углеводородокисляющих бактерий в качестве биоиндикаторов органического загрязнения и отражают потенциал самоочищения исследованных акваторий.

Ключевые слова: донные отложения, гетеротрофные бактерии, углеводородокисляющие бактерии, прибрежные акватории, полуостров Камчатка, Охотское море

Благодарности: отбор проб в ходе научного рейса проводился в рамках Всероссийской научно-образовательной программы «Плавучий университет» по теме «Подготовка молодого кадрового резерва в области морских наук по научно-образовательной программе „Плавучий университет“ на основе комплексных исследований экосистемы дальневосточных морей России» (проекты № 075-03-2025-662/8 и № 075-03-2025-421/5). Подготовка питательных сред для определения численности индикаторных групп бактерий, пробоподготовка донных отложений, определение физико-химических характеристик донных отложений выполнены в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Изучение биогеохимических закономерностей радиэкологических и хемо-экологических процессов в экосистемах водоемов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России» (№ гос. регистрации 124030100127-7). Определение содержания органического вещества в донных отложениях и анализ особенностей распределения индикаторных групп бактерий выполнены при поддержке Минобрнауки России в рамках направления «Экология и биоразнообразие Камчатки» Межведомственной программы исследований Камчатского полуострова и сопредельных акваторий 2024–2026 гг., проект № FZNS-2024-0037 «Комплексный экологический мониторинг прибрежных морских и наземных экосистем Камчатки».

Для цитирования: Фролкин Г. В., Зарипова К. М., Тихонова Е. А., Бурдиян Н. В. и др. Особенности распределения основных групп бактерий – деструкторов органического вещества в различных геохимических условиях донных отложений прибрежных акваторий южной части полуострова Камчатка // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2026. № 3. С. 139–155. EDN NKLUME.

Organic Matter–Destructing Bacteria in Bottom Sediments of the Southern Kamchatka: Distribution Patterns under Variable Geochemical Conditions

G. V. Frolkin ¹*, K. M. Zaripova ², E. A. Tikhonova ^{2, 3},
N. V. Burdiyan ², Yu. V. Doroshenko ², K. A. Selivanova ⁴

¹ Research Center for Freshwater and Brackish-Water Hydrobiology – Branch of the A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

² A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

³ Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russia

⁴ Herzen State Pedagogical University of Russia, Saint Petersburg, Russia

* e-mail: egor.frolkin@ibss-ras.ru

Abstract

The paper aims to assess the organic pollution level of the coastal waters of the southern part of the Kamchatka Peninsula based on microbiological and physical and chemical parameters of bottom sediments. During cruise 25/2 aboard PV *Professor Multanovsky* (July–August 2025), samples of surface-layer bottom sediments were collected at 16 stations in the north-western Pacific Ocean and the Sea of Okhotsk. The grain size distribution, organic matter content (determined by the loss-on-ignition method), physical and chemical parameters of the bottom water (temperature, salinity, pH, redox potential), as well as the abundance of heterotrophic and hydrocarbon-oxidising bacteria (determined by the limiting dilution method) were determined. The study revealed that the organic matter content in silty soils (5.0–14.7%) was significantly higher than in sandy-gravelly soils (less than 2.3%); an inverse relationship was identified between this parameter and the redox potential ($\rho = -0.72$; $p < 0.01$). The abundance of heterotrophic bacteria ranged from 10^2 to 10^7 cells·g⁻¹, whilst that of hydrocarbon-oxidising bacteria ranged from 10 to 10^4 cells·g⁻¹. The highest abundance values for both groups were recorded in Avacha Bay (10^7 and 10^3 cl·g⁻¹, respectively) and in the recreational bays (Vilyuchenskaya, Listvennichnaya), indicating a high anthropogenic load. The minimum values (10^2 and 10 cells·g⁻¹) were recorded in the background area at the mouth of the Nalycheva River. A positive correlation was found between the abundance of hydrocarbon-oxidising bacteria and organic matter content ($\rho = 0.6$, $p < 0.05$), as well as a negative relationship was found between the abundance of both groups and the redox potential (for heterotrophic bacteria $\rho = -0.7$, $p < 0.01$; for hydrocarbon-oxidising bacteria $\rho = -0.8$, $p < 0.001$). The soil type has a statistically significant effect on the abundance of hydrocarbon-oxidising bacteria ($p < 0.05$). The results confirm the effectiveness of using heterotrophic bacteria and hydrocarbon-oxidizing bacteria abundance indicators as bioindicators of organic pollution and show the self-purification potential of the studied waters.

Keywords: bottom sediments, heterotrophic bacteria, hydrocarbon-oxidizing bacteria, coastal waters, Kamchatka Peninsula, Sea of Okhotsk

Acknowledgments: Sampling during the research cruise was carried out within the framework of the All-Russian scientific and educational program “Floating University” under the project “Training a young personnel reserve in marine sciences through the scientific and educational program ‘Floating University’ based on integrated studies of the ecosystems of the Russian Far Eastern seas” (projects No. 075-03-2025-662/8 and No. 075-03-2025-421/5). Preparation of culture media for assessing the abundance of indicator bacterial groups, pretreatment of bottom-sediment samples, and determination of the physical and chemical characteristics of bottom sediments were performed within the state assignment of the Federal Research Center

IBSS on the topic “Study of biogeochemical patterns of radioecological and chemoecological processes in aquatic ecosystems of the Azov–Black Sea basin in comparison with other areas of the World Ocean and selected aquatic ecosystems of their catchment basins to support sustainable development in the southern seas of Russia” (state registration No. 124030100127-7). Determination of organic matter content in bottom sediments and analysis of the distribution patterns of indicator bacterial groups were supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation within the research area “Ecology and Biodiversity of Kamchatka” of the Interdepartmental Research Program of the Kamchatka Peninsula and Adjacent Waters for 2024–2026, project No. FZNS-2024-0037 “Integrated environmental monitoring of coastal marine and terrestrial ecosystems of Kamchatka.”

For citation: Frolkin, G.V., Zaripova, K.M., Tikhonova, E.A., Burdiyan, N.V., Doroshenko, Yu.V. and Selivanova, K.A., 2026. Organic Matter–Destructing Bacteria in Bottom Sediments of the Southern Kamchatka: Distribution Patterns under Variable Geochemical Conditions. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 139–155.

Введение

Прибрежные морские экосистемы играют ключевую роль в глобальном биогеохимическом цикле. Донные отложения морских прибрежных зон выступают в качестве основного аккумулятора органических загрязнителей, включая нефтепродукты и другие углеводородные соединения, поступающие в результате антропогенной деятельности (портовое хозяйство, судоходство, рекреация) и естественных процессов (речной сток, природные нефтепроявления) [1–3]. В условиях замедленного водообмена донные осадки становятся долговременным резервуаром загрязняющих веществ, что определяет особую экологическую значимость донных осадков как индикаторов техногенной нагрузки на морские экосистемы.

Оценка состояния донных отложений требует комплексного подхода, объединяющего физико-химические и микробиологические методы анализа. Физико-химические параметры придонного слоя (температура, соленость, pH, окислительно-восстановительный потенциал) формируют условия существования микробных сообществ и определяют направление биогеохимических трансформаций органического вещества (ОВ). В свою очередь, микробиологические показатели – численность гетеротрофных бактерий (ГБ) и углеводородокисляющих бактерий (УОБ) – также могут служить биоиндикаторами органического загрязнения и отражать потенциал самоочищения экосистемы [4–7]. При загрязнении водоемов увеличение численности бактерий определенных групп зачастую наблюдается раньше, чем может быть зафиксировано изменение химических показателей воды. Таким образом, микробиологические методы могут быть значительно чувствительнее санитарно-химических [8–10].

Несмотря на имеющиеся данные о состоянии прибрежных акваторий Камчатки, информация о количественном составе и распределении функциональных групп бактерий-деструкторов в донных отложениях остается фрагментарной [11], особенно при пространственном сопоставлении фоновых и антропогенно нагруженных районов. Поскольку часть исследованных станций расположена на судовой стоянке, где постоянно производится транспортировка и бункеровка топлива, в качестве модельного загрязнителя и единственного субстрата для микроорганизмов-деструкторов была выбрана нефть [12, 13].

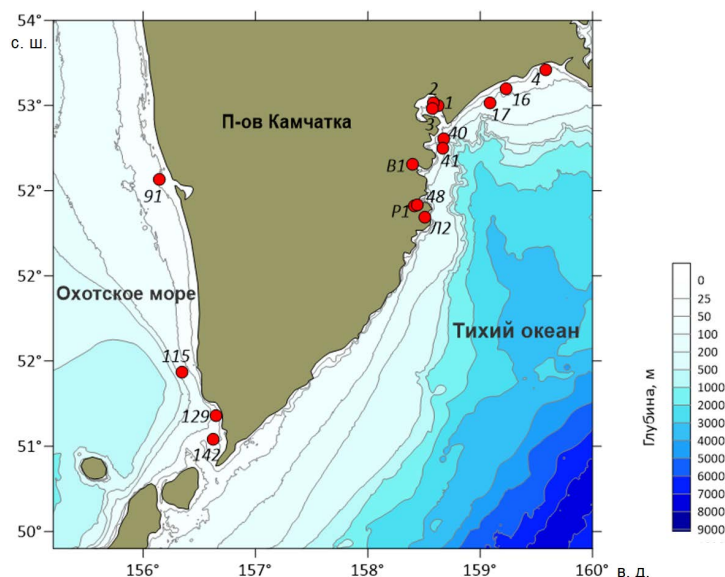
В настоящей работе впервые предпринято комплексное исследование пространственного распределения численности ГБ и УОБ в донных отложениях разнотипных прибрежных акваторий Камчатки, включая портовые зоны (Авачинская губа), рекреационные бухты (Вилючинская, Лиственничная) и фоновые участки (устье р. Налычева), с одновременным учетом гранулометрического состава осадков, содержания ОВ и ключевых физико-химических параметров придонной среды. Такой подход направлен на оценку уровня органического загрязнения и выявление факторов, определяющих пространственную неоднородность микробных сообществ.

Цель работы – изучить микробиологические и физико-химические характеристики донных отложений прибрежных акваторий северо-западной части Тихого океана и Охотского моря для оценки уровня органического загрязнения.

Материалы и методы

Работы проводили в летний период 2025 г. в рейсе пассажирского судна «Профессор Мультановский» в северо-западной части Тихого океана и Охотском море (рис. 1).

Всего выполнено 16 станций. Станции 1–3 расположены внутри Авачинской губы, ст. 4 – у устья рек Вахиль и Островной; ст. 16 – устье р. Налычева, где в 2020 г. были зафиксированы «красные приливы» [14; 15]; ст. 17 – вблизи Халактырского пляжа; ст. 40 – в проливе, соединяющем Авачинскую губу с океаном;



Р и с . 1 . Район исследования с указанием станций отбора проб донных отложений (красные кружки) в северо-западной части Тихого океана и Охотском море, 2025 г.

F i g . 1 . Map of the sediment sampling stations (red dots) in the northwestern Pacific Ocean and the Sea of Okhotsk (2025)

ст. 41 – в б. Саранной; ст. В1 – акватория б. Вилючинской, куда впадают реки Вилюча и Жирова; ст. Р1 и ст. 48 – в б. Русской; ст. Л2 – в б. Лиственничной, куда впадает одноименная река; ст. 91 – напротив деревень Усть-Большерецк и Октябрьский; ст. 115 – вблизи устья р. Озерной у дер. Озерновский; ст. 129 – у м. Камбального, куда впадает одноименная река; ст. 142 – в зал. Марии, где находятся устья рек Кривой и Лысой. Станции у устьев рек были выбраны с учетом переноса с их водами ОВ. Кроме того, в местах впадения речных вод соленость несколько снижается, что может влиять на пространственное распределение микробиологического сообщества. Бухты характеризуются затрудненным водообменом, в результате чего концентрация ОВ резко увеличивается. Кроме того, бухты нередко служат местом стоянки судов и входят в туристические маршруты.

Пробы поверхностных донных отложений (верхний слой до 5 см) отбирали коробчатым дночерпателем. Сразу после отбора визуально оценивали физические свойства донных отложений и определяли тип морского грунта¹⁾. Температуру, соленость придонного слоя вод и глубину на станциях отбора проб определяли при помощи CTD-зонда. Водородный показатель (рН) и окислительно-восстановительный потенциал (Eh) измеряли с помощью рН-метра «Нитрон-рН» с термокомпенсатором. Для анализа отбирали верхний окисленный слой донных отложений.

Определение общего содержания ОВ в пробах донных отложений проводили методом потерь при прокаливании (ППП) по ГОСТ 23740-2016²⁾. Подготовка проб включала измельчение воздушно-сухих образцов и просеивание через сито с ячейей 0.2 мм. Аналитическую навеску массой 3–5 г в двух повторностях высушивали при $(105 \pm 2)^\circ\text{C}$ до постоянной массы, а затем прокаливали в муфельной печи. Прокаливание начинали с холодной печи, постепенно повышая температуру до $(525 \pm 25)^\circ\text{C}$, и выдерживали при этой температуре 3 ч до постоянной массы. Расчет PPP выполняли по разнице масс. Окончательным результатом служило среднее арифметическое двух параллельных определений, допустимое расхождение между которыми не превышало 10 %.

В пробах донных отложений определяли численность ГБ и УОБ методом предельных разведений с использованием жидких питательных сред³⁾. Для ГБ использовали среду с пептоном, для УОБ применяли среду Диановой – Ворошиловой. В качестве единственного источника углерода и энергии в каждую пробирку после посева вносили стерильную нефть в концентрации 1 %. Пробы обрабатывали не позднее 2 ч с момента отбора.

Первичную обработку данных и расчет коэффициентов корреляции проводили с использованием программного обеспечения *Microsoft Excel*. Статистическую обработку данных выполняли с использованием программного обеспечения *R*. Для оценки влияния факторов среды на численность бактерий в донных отложениях проведен корреляционный анализ. Основным методом

¹⁾ Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях № 43 / под ред. С. Г. Орадовского. Москва : Гидрометеиздат, 1979. 36 с.

²⁾ ГОСТ 23740-2016. Грунты. Методы определения содержания органических веществ : введ. 2017.07.01. Москва : Стандартинформ, 2017. 9 с. (Межгосударственный стандарт).

³⁾ Практикум по микробиологии / под ред. А. И. Нетрусова. Москва : Академия, 2005. 608 с.

оценки данных о численности бактерий являлся непараметрический коэффициент Спирмена (ρ). Параметрический коэффициент Пирсона (r) применяли дополнительно для оценки линейной связи между переменными, распределение которых не противоречило условиям его применения [16–17]. Для оценки влияния типа грунта на бактериальную численность все станции были разделены на три группы на основе описания грунта в пробоотборной документации: 1) преимущественно илистые осадки; 2) песчаные (включая заиленный песок); 3) песчано-гравийные. Поскольку данные о численности не подчинялись нормальному распределению, для сравнения групп использовали непараметрический H -критерий Краскела – Уоллиса, а в случае обнаружения значимых различий их попарно сравнивали с поправкой Холма – Бонферрони (для контроля над частотой ошибок I рода при множественных сравнениях). Различия считали статистически значимыми при $p < 0.05$.

Результаты и обсуждение

Исследуемые группы бактерий были выделены из проб, отобранных в условиях широкого диапазона физико-химических параметров среды (таблица). На большинстве станций донные отложения были представлены песчаными грунтами с примесью ила. В зонах с затрудненным водообменом донные осадки

Физико-химические параметры придонного слоя воды и донных отложений на станциях отбора проб

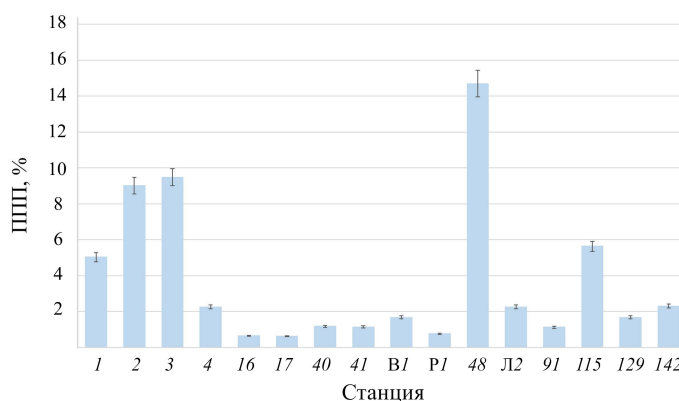
Physical and chemical properties of bottom water and sediments at sampling stations

Номер станции / Station number	t , °C	S , ЕПС / S , PSU	Глубина, м / Depth, m	pH	Eh, мВ / Eh, mV
1	3.0	29.7	23	7.5	–192
2	4.0	27.3	24	7.5	–385
3	2.6	31.8	26	7.6	–199
4	2.5	29.7	30	7.2	–35
16	1.2	32.9	41	7.7	+197
17	1.2	33.1	56	7.6	+192
40	1.4	33.9	62	7.5	+169
41	1.3	33.1	87	7.8	+104
В1	8.5	27.8	5	7.2	+53
Р1	7.8	28.1	5	7.8	+129
48	2.7	32.4	32	7.4	–219
Л2	8.7	28.5	12	7.5	+61
91	9.9	29.0	25	8.2	+228
115	3.4	33.0	76	7.6	–30
129	6.6	32.4	37	7.5	+338
142	7.1	32.6	33	7.8	+284

чаще содержали повышенную долю мелкозернистой фракции (прил. А). Температура придонного слоя в ходе исследований колебалась от 1.2 до 9.9 °С. Минимальные значения были зафиксированы на ст. 16 (устье р. Налычева) и ст. 17 (Халактырский пляж). Соленость воды в придонном слое изменялась в диапазоне от 27.3 (в Авачинской губе) до 33.9 ЕПС (на выходе из губы). Водородный показатель рН варьировал от 7.2 до 8.2. Минимальные значения рН были отмечены в илистых грунтах б. Вилучинской, максимальные – в Охотском море около с. Усть-Большерецк и пгт Октябрьский. В среднем рН составил 7.7 (близко к нейтральным условиям среды), что способствует росту и развитию УОБ [18]. Окислительно-восстановительный потенциал Еh изменялся в широких пределах от –385 до +338 мВ. Минимальные значения зафиксированы в донных отложениях б. Вилучинской, а максимальное – напротив м. Камбального в Охотском море.

Анализ проб поверхностного слоя донных отложений, отобранных на 16 станциях в прибрежных акваториях Камчатки, выявил высокую пространственную вариабельность содержания ОВ (рис. 2). Значения варьируют в широком диапазоне от 0.6 % (ст. 17) до 14.7 % (ст. 48), что указывает на комплексное влияние локальных факторов на накопление и сохранение ОВ.

Одним из факторов, влияющих на накопление и сохранность ОВ в донных отложениях, является гранулометрический состав осадков ^{4), 5)} [19–21]. Наиболее высокие концентрации ОВ (от 5.0 до 14.7 %) зафиксированы в илистых грунтах (ст. 1–3, 48, 115). Мелкодисперсные частицы ила, обладая большой удельной



Р и с . 2 . Содержание органического вещества (потери при прокаливании, %) в поверхностных донных отложениях прибрежных акваторий п-ова Камчатка, 2025 г.

F i g . 2 . Content of organic matter in surface-layer bottom sediments of the coastal waters off the Kamchatka Peninsula, 2025. ППП – loss-on-ignition, %

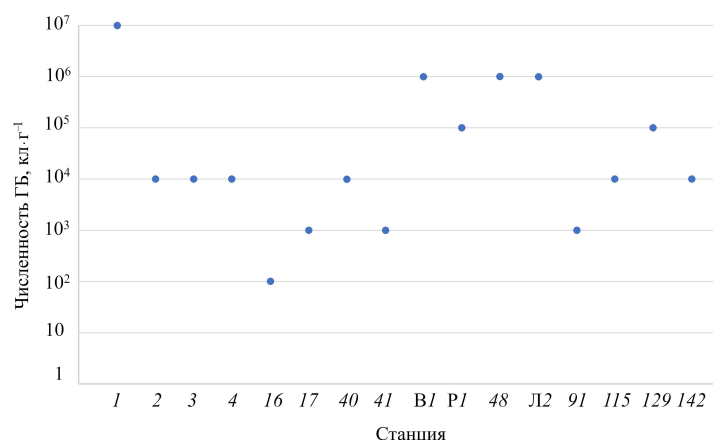
⁴⁾ Даувальтер В. А. Факторы формирования химического состава донных отложений озер. Мурманск : Изд-во МГТУ, 2002. 75 с.

⁵⁾ Романкевич Е. А. Геохимия органического вещества в океане. Москва : Наука, 1977. 256 с.

поверхностью, эффективно сорбируют органический материал и создают условия для его захоронения. Напротив, в песчаных и гравийных отложениях, характерных для зон с высокой гидродинамической активностью (ст. 16, 17, P1, 91, 40, 41), содержание ОВ не превышало 2.3 %. Крупные частицы грунтов такого типа слабо способны удерживать ОВ, а хорошая аэрация способствует его быстрому окислению. Станции с переходными типами грунта (илистый песок, заиленный песок) – 4, Л2, 129, 142, В1 – демонстрировали промежуточные значения ППП (1.1–2.3 %), зависящие, по-видимому, от доли илистой фракции.

Для илистых фаций, где созданы предпосылки к аккумуляции ОВ, ключевым параметром, интегрально отражающим условия его сохранения, является окислительно-восстановительный потенциал. В исследованных отложениях наблюдалась устойчивая обратная зависимость ($r = -0.80$; $p < 0.001$; $\rho = -0.72$; $p < 0.01$): все станции с содержанием ОВ выше 5 % (ст. 1, 2, 3, 48, 115) характеризовались отрицательными значениями Eh (от -385 до -30 мВ), что свидетельствует о формировании восстановительных (анаэробных) условий. Эта связь была особенно выраженной на ст. 2, 3 и 48, где низкие значения Eh (до -385 мВ) сочетались с признаками присутствия сероводорода (характерный запах, примазки гидротроилита) и максимальными значениями ППП (9.0–14.7 %). Низкие значения окислительно-восстановительного потенциала в таких осадках могут являться следствием потребления кислорода на окисление ОВ и причиной резкого замедления его дальнейшей деградации, поскольку доминирующими становятся анаэробные процессы (например, сульфатредукция), эффективно консервирующие органический материал. Исключением из этой закономерности является станция В1 с илистыми грунтами, где, несмотря на благоприятную для аккумуляции ОВ структуру грунта, зафиксировано относительно низкое значение ППП (1.7 %) и положительное значение Eh ($+53$ мВ). Вероятно, это связано с малой глубиной в районе этой станции (5 м), поскольку волновое перемешивание и отсутствие устойчивой стратификации водной толщи препятствуют формированию восстановительных условий у дна.

Таким образом, распределение ОВ в исследованном районе формируется под действием нескольких взаимосвязанных факторов. Гидродинамический режим оказывает влияние на локализацию илистых (аккумулятивных) и песчано-гравийных (транзитных) фаций. Именно тонкодисперсный состав осадков создает предпосылки для сорбции и захоронения органического материала. Дополнительным фактором, увеличивающим поступление ОВ на дно, является антропогенная нагрузка. В б. Авачинской, подверженной хроническому загрязнению вследствие судоходства, поступления коммунально-бытовых и промышленных стоков, в илистые отложения поступает повышенное количество аллохтонного ОВ. Это приводит к увеличению содержания ОВ по сравнению с фоновыми акваториями со сходным гранулометрическим составом. Важную роль в сохранении высоких концентраций ОВ играют окислительно-восстановительные условия: в данном случае реализуется механизм положительной обратной связи – интенсивное поступление и накопление ОВ (как естественного, так и антропогенного происхождения) в илистых грунтах приводит к активному потреблению кислорода микроорганизмами и формированию восстановительных условий (отрицательные значения Eh на ст. 1–3, 48, 115).



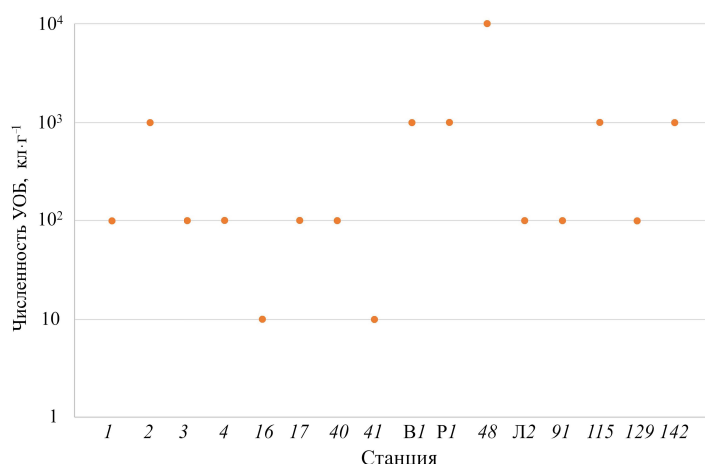
Р и с. 3. Численность гетеротрофных бактерий в поверхностном слое донных отложений на исследуемых станциях

Fig. 3. Abundance (cells·g⁻¹) of heterotrophic bacteria in the surface layer of bottom sediments at the study stations

Возникшая анаэробная обстановка, в свою очередь, резко замедляет дальнейшую деструкцию ОВ, способствуя его консервации.

Бактерии – деструкторы ОВ были обнаружены во всех пробах донных отложений (рис. 3). Численность ГБ варьировала от 10² до 10⁷ кл·г⁻¹. Максимальные ее значения зафиксированы в Авачинской губе (10⁷ кл·г⁻¹), а также в б. Вилучинской и Лиственничной (10⁶ кл·г⁻¹). В б. Авачинской (ст. 1) расположен один из крупнейших портов Камчатки, а б. Вилучинская и Лиственничная (ст. В1 и Л2 соответственно) имеют высокую рекреационную ценность. Высокие значения численности микроорганизмов в данных районах указывают на загрязнение вод органическими соединениями и способность микробных сообществ к их деструкции. Помимо этого, в бухтах расположены устья малых рек, потенциально являющихся источником ОВ для исследуемых акваторий. Минимальные значения численности ГБ выявлены в районе устья р. Налычева (10² кл·г⁻¹). Устье этой реки имеет самую большую площадь водосбора среди рек Авачинской группы вулканов и, вероятно, попадает в контур повышенной мутности речного шлейфа.

УОБ также выделены во всех исследуемых пробах (рис. 4), их численность варьировала в пределах от 10 до 10⁴ кл·г⁻¹. На половине исследованных станций количество УОБ составило 10² кл·г⁻¹. Минимальные значения зафиксированы на ст. 41 в б. Саранной и 16 в районе устья р. Налычева (10 кл·г⁻¹). Высокая численность УОБ (10³ кл·г⁻¹) фиксировалась в Авачинской губе, б. Вилучинской и Русской, в районе дер. Озерновский (ст. 115) и м. Марии (ст. 142). Максимальные показатели (10⁴ кл·г⁻¹) зафиксированы на ст. 48, которая находится в районе б. Русской. Высокая численность УОБ в данных районах может быть обусловлена высокой антропогенной нагрузкой на экосистему бухты вследствие рекреационной деятельности.



Р и с . 4 . Численность углеводородокисляющих бактерий в поверхностном слое донных отложений на исследуемых станциях

Fig. 4. Abundance (cells·g⁻¹) of hydrocarbon-oxidizing bacteria in the surface layer of bottom sediments at the study stations

Между общей численностью ГБ и УОБ в донных отложениях выявлена статистически значимая положительная корреляция (коэффициент ранговой корреляции Спирмена $\rho = 0.7$, $p = 0.005$). Наличие такой связи может указывать на совместное влияние общих абиотических факторов на обе группы, а также на возможные трофические взаимодействия или функциональную сопряженность в рамках микробного сообщества. Доля УОБ в общей численности ГБ варьировала в широких пределах – от 0.001 до 10 %. На шести станциях (ст. 2, 16, 17, 91, 115, 142) эта доля была максимальной и составила 10 %. Средняя по всем станциям доля УОБ составила около 3.8 %. Медианное значение доли УОБ от общей численности ГБ составило 1.0 %.

Статистический анализ не выявил значимой связи между численностью бактерий в донных отложениях и температурой придонной воды. В то же время обнаружена умеренная отрицательная корреляция между численностью ГБ и соленостью придонной воды ($\rho = -0.6$, $p < 0.05$), а также между численностью ГБ и глубиной ($\rho = -0.6$, $p < 0.05$). Полученные зависимости, по-видимому, носят опосредованный характер и отражают общие гидрологические и трофические условия. Пониженная соленость отмечена на прибрежных мелководных станциях: в их воды поступает материковый сток, который служит источником лабильного ОВ и биогенных элементов, создающих условия для развития бактериального сообщества [22]. Для УОБ статистически значимых связей с соленостью и глубиной не обнаружено.

Корреляционный анализ выявил значимую положительную корреляцию между численностью УОБ и содержанием ОВ (коэффициент корреляции Пирсона $r = 0.6$, $p < 0.05$; коэффициент ранговой корреляции Спирмена $\rho = 0.6$, $p < 0.05$). Для ГБ такой связи не выявлено.

Между окислительно-восстановительным потенциалом и численностью как ГБ ($\rho = -0.7, p < 0.01$), так и УОБ ($\rho = -0.8, p < 0.001$) выявлены отрицательные корреляции. Вероятно, данные корреляции косвенно отражают связь с типом грунта. Илистые осадки, характеризующиеся высокой удельной поверхностью частиц, имеют тенденцию к аккумуляции ОВ и формированию слабоаэрируемых восстановительных условий (низкие значения Eh). При этом обилие субстрата для адгезии и доступность ОВ могут создавать благоприятные условия для развития бактериальных сообществ. Значения pH в исследованном диапазоне не оказали значимого влияния на численность бактерий.

Статистический анализ (H -критерий Краскела – Уоллиса) выявил значимое влияние типа грунта на численность как ГБ ($H = 7.14, p = 0.028$), так и УОБ ($H = 8.55, p = 0.014$). Попарное сравнение с поправкой Холма – Бонферрони показало, что выраженные и достоверные различия наблюдаются для УОБ между илистыми и песчано-гравийными отложениями (тест Манна – Уитни, $p < 0.01$). Илистые грунты характеризуются более высокой численностью данной группы, а грубообломочные – наименьшими значениями [23, 24].

В сравнении с данными 2023–2024 гг. по представленному региону можно выявить некоторые общие пространственные закономерности распределения бактерий – деструкторов ОВ. Максимальная численность функциональных групп бактерий (ГБ и УОБ) в обоих исследованиях фиксируется в антропогенно нагруженных акваториях – Авачинской губе и рекреационных бухтах (Вилючинская, Лиственничная), что подтверждает роль этих бактерий как биоиндикаторов органического загрязнения [11]. Минимальные значения численности отмечаются в фоновых районах у устья р. Налычева. В донных отложениях численность бактерий варьирует в более широких пределах, чем в водной толще, что отражает роль донных осадков как основного аккумулятора ОВ и микроорганизмов. Оба исследования подтверждают эффективность использования численности ГБ и УОБ в качестве индикаторов уровня органического загрязнения прибрежных акваторий Камчатки.

Выводы

Численность ГБ в донных отложениях варьировала в широком диапазоне: от 10^2 до 10^7 кл·г⁻¹, а УОБ – от 10 до 10^4 кл·г⁻¹. Такая вариабельность отражает влияние локальных факторов: антропогенной нагрузки, гидродинамического режима и геохимических условий.

По результатам определения численности исследуемых групп бактерий самыми загрязненными по микробиологическим параметрам являются Авачинская губа и б. Вилючинская и Лиственничная, что обусловлено повышенной антропогенной нагрузкой и поступлением ОВ из рек. Высокая численность бактерий-деструкторов в этих районах свидетельствует как о поступлении органических загрязнителей (включая углеводороды), так и о сохранении потенциала самоочищения экосистемы.

Минимальные значения численности бактерий зафиксированы в фоновом районе устья р. Налычева (ГБ – 10^2 кл·г⁻¹, УОБ – 10 кл·г⁻¹), что в сочетании с низким уровнем содержания ОВ (0.68 %) в донных отложениях может свидетельствовать о минимальном антропогенном воздействии.

Илистые грунты (ст. 1–3, 48, 115) накапливают ОБ (5.0–14.7 % ППП) и поддерживают более высокую численность бактерий, чем песчано-гравийные отложения (< 2.3 % ППП).

Связь между локализацией портовых зон, рекреационных бухт и максимальной численностью УОБ подтверждает роль этих бактерий как биоиндикаторов нефтяного загрязнения. Пространственное соответствие повышенной численности изучаемых групп микроорганизмов зонам антропогенной активности позволяет рекомендовать численность ГБ и УОБ в донных отложениях в качестве биоиндикаторов экологического состояния прибрежных акваторий п-ова Камчатка.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Яцук А. В., Малицкий С. И., Гресов А. И., Швалов Д. А. и др. Газогеохимические аномалии углеводородных газов в донных осадках прилегающих акваторий восточной части полуострова Камчатка // Доклады Российской академии наук. Науки о Земле. 2025. Т. 521, № 2. С. 290–296. EDN QEACPI. <https://doi.org/10.31857/S2686739725040165>
2. Yatsuk A., Gresov A., Snyder G. T. Hydrocarbon gases in seafloor sediments of the edge shelf zone of the East Siberian Sea and adjacent part of the Arctic Ocean // *Frontiers in Earth Science*. 2022. Vol. 10. 856496. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.856496>
3. Яцук А. В., Гресов А. И., Сергиенко В. И., Василенко Ю. П. и др. Газогеохимические аномалии углеводородных газов в донных осадках хребта Ломоносова и котловины Подводников Северного Ледовитого океана // Доклады Российской академии наук. Науки о Земле. 2021. Т. 501, № 2. С. 219–225. EDN OQALFA. <https://doi.org/10.31857/S2686739721120161>
4. Еськова А. И., Пономарева А. Л., Легкодимов А. А., Шакиров Р. Б. и др. Распределение и характеристика микроорганизмов, участвующих в деструкции углеводородов в донных отложениях (обзор литературы) // Вестник Камчатской региональной организации «Учебно-научный центр». Серия: Науки о Земле. 2021. № 3. С. 58–65. EDN TTZJDM. <https://doi.org/10.31431/1816-5524-2021-1-49-58-65>
5. Алекперова И. А. О роли нефтеокисляющих бактерий в самоочищении загрязненного нефтью Самур-Апшеронского шельфа Каспийского моря // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. 2009. № 2. С. 6–9. EDN LANPID.
6. Бузолева Л. С., Смирнова М. А., Безвербная И. П. Биологические свойства морских нефтеуглеводородоокисляющих бактерий из прибрежных акваторий дальневосточных морей с разным характером загрязнения // Известия ТИНРО. 2008. Т. 155. С. 210–218. EDN JVVQDB.
7. Atlas R. M., Bartha R. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation // *Advances in microbial ecology*. Boston : Springer US, 1993. Vol. 12. P. 287–338. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-7609-5_6
8. Немировская И. А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). Москва : Научный мир, 2013. 432 с.
9. Rojas-Vargas J., Esquivel-Hernández D. A., Moreira Uribe I., Hernandez-Valdes J. A., Gutierrez T., Vázquez-Rosas-Landa M. Frontiers and Advances in Marine Hydrocarbons Bioremediation // *Microbiological Challenges in the Energy Industries: Bridging the Gap between Renewables and Non-Renewables* / Edited by S. P. Kotu, T. L. Skovhus, K. Wunch. Boca Raton : CRC Press, 2025. P. 118–139. <https://doi.org/10.1201/9781003469643-8>

10. *Corral-García L. S., Molina M. C., Bautista L. F., Simarro R. et al.* Bacterial diversity in old hydrocarbon polluted sediments of Ecuadorian Amazon River basins // *Toxics*. 2024. Vol. 12, iss. 2. 119. <https://doi.org/10.3390/toxics12020119>
11. *Зарипова К. М., Демидова Е. А., Тихонова Е. А., Бурдиян Н. В. и др.* Численность и распределение отдельных групп бактерий в воде прибрежной акватории полуострова Камчатка // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2025. № 2. С. 135–148. EDN VUFBCX.
12. *Труднев С. Ю., Нистор А. С.* Анализ аварийности судов рыбопромыслового флота Дальнего Востока // *Техническая эксплуатация водного транспорта: проблемы и пути развития. Материалы Второй международной научно-технической конференции (23–25 октября 2019 г.)*. Петропавловск-Камчатский : КамчатГТУ, 2020. С. 66–69. EDN XYTWY.
13. *Шевцов М. Н., Макарова В. С.* Оценка возможных негативных последствий от аварийного разлива нефтепродуктов на морской акватории в ходе операций по перегрузке грузов с барж // *Вестник Тихоокеанского государственного университета*. 2023. № 1. С. 153–160. EDN GXGKYS.
14. *Санамян Н. П., Коробок А. В., Санамян К. Э.* Качественная оценка последствий влияния вредоносного цветения водорослей осенью 2020 года у побережья юго-восточной Камчатки (северо-западная пацифика) на мелководные бентосные сообщества // *Вестник Камчатского государственного технического университета*. 2023. № 63. С. 22–44. EDN GKLENO. <https://doi.org/10.17217/2079-0333-2023-63-22-44>
15. *Khesina Z. B., Karnaeva A. E., Pytskii I. S., Buryak A. K.* The mysterious mass death of marine organisms on the Kamchatka Peninsula: A consequence of a technogenic impact on the environment or a natural phenomenon? // *Marine Pollution Bulletin*. 2021. Vol. 166. 112175. EDN GSGHCL. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112175>
16. *Баврина А. П., Борисов И. Б.* Современные правила применения корреляционного анализа // *Медицинский альманах*. 2021. №. 3. С. 70–79. EDN TPSSIX.
17. *Котеров А. Н., Ушенкова Л. Н., Зубенкова Э. С., Калинина М. В. и др.* Сила связи. Сообщение 2. Градации величины корреляции // *Медицинская радиология и радиационная безопасность*. 2019. Т. 64, №. 6. С. 12–24. EDN DAEYNG. <https://doi.org/10.12737/1024-6177-2019-64-6-12-24>
18. *Файзулина Э. Р., Татаркина Л. Г., Спанкулова Г. А., Баймаханова Г. Б. и др.* Выделение и отбор микроорганизмов, перспективных для биоремедиации нефтезагрязненных экосистем в экстремальных условиях // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2024. № 9. С. 16–20. EDN LKUTOA. <https://doi.org/10.17513/mjpf.13655>
19. *Иванов Д. В., Валиев В. С., Зиганин И. И., Шамаев Д. Е. и др.* Структурная взаимосвязь гранулометрического состава, содержания органического вещества и тяжелых металлов в донных отложениях // *Российский журнал прикладной экологии*. 2020. № 2. С. 23–30. EDN YCQNW.
20. *Mayer L.* Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1994. Vol. 58, iss. 4. P. 1271–1284. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(94\)90381-6](https://doi.org/10.1016/0016-7037(94)90381-6)
21. *Артемьев В. Е.* Геохимия органического вещества в системе река-море. Москва : Наука, 1993. 204 с.
22. *Lofthus S., Netzer R., Lewin A. S., Heggeset T. M. B. et al.* Biodegradation of n-alkanes on oil–seawater interfaces at different temperatures and microbial communities associated with the degradation // *Biodegradation*. 2018. Vol. 29, iss. 2. P. 141–157. <https://doi.org/10.1007/s10532-018-9819-z>

23. Wang L., Liu X., Yu S., Shi X. *et al.* Bacterial community structure in intertidal sediments of Fildes Peninsula, maritime Antarctica // *Polar Biology*. 2017. Vol. 40, iss. 2. P. 339–349. <https://doi.org/10.1007/s00300-016-1958-2>
24. Nickels J. S., Bobbie R. J., Martz R. F., Smith G. A. *et al.* Effect of silicate grain shape, structure, and location on the biomass and community structure of colonizing marine microbiota // *Applied and environmental microbiology*. 1981. Vol. 41, iss 5. P. 1262–1268. <https://doi.org/10.1128/aem.41.5.1262-1268.1981>

Поступила 16.02.2026 г.; одобрена после рецензирования 30.03.2026 г.;
принята к публикации 30.06.2026 г.; опубликована 30.09.2026 г.

Приложение А

Т а б л и ц а А 1 . Тип морского грунта ⁶⁾ на станциях отбора проб

T a b l e A 1 . Sediment types ⁶⁾ at sampling stations

Номер станции / Station number	Описание / Description
1	Темно-серый ил с примесью песка, полужидкий, вязкий / Dark gray silt with an admixture of sand, semi-liquid, viscous
2	Темно-серый с зеленоватыми пятнами ил, мягкий, вязкий, темные примазки, резкий запах сероводорода / Dark gray silt with greenish spots, soft, viscous, dark smears, strong hydrogen sulfide odor
3	Темно-серый с зеленоватыми пятнами ил, мягкий, вязкий, резкий запах сероводорода / Dark gray silt with greenish spots, soft, viscous, strong hydrogen sulfide odor
4	Темно-серый песчаный ил, плотный, пластичный, растительные остатки / Dark gray sandy silt, compact, plastic, plant remains
16	Темно-серый песок среднезернистый с примесью ила, мягкий, сыпучий, преобладание мелкого и среднего гравия, единичная мелкая и крупная галька / Dark gray medium-grained sand with an admixture of silt, soft, loose, dominance of fine- and medium-grained gravel, occasional fine- and coarse-grained pebbles
17	Темно-серый песок среднезернистый с примесью ила, мягкий, сыпучий, включения ракушки, преобладание мелкого и среднего гравия / Dark gray medium-grained sand with an admixture of silt, soft, loose, shell inclusions, dominance of fine- to medium-grained gravel
40	Темно-серый илистый песок, плотный, пластично-сыпучий, с примесью ракушки, с единичными включениями мелкого гравия / Dark gray silty sand, compact, plastic to loose, with an admixture of shells, with occasional fine-grained gravel inclusions

⁶⁾ Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях № 43 / под ред. С. Г. Орадовского. Москва : Гидрометеиздат, 1979. 36 с.

Окончание табл. A1 / Table A1 (concluded)

Номер станции / Station number	Описание / Description
41	Темно-серо-коричневый ил, плотный, пластичный, включения ракушечного детрита / Dark grayish-brown silt, compact, plastic, shell detritus inclusions
B1	Темно-серый песок мелко- и среднезернистый / Dark gray fine- to medium-grained sand
P1	Темно-серый неоднородный со светлыми пятнами, ил, полужидкий, очень вязкий, сильный запах сероводорода / Dark gray heterogeneous silt with light spots, semi-liquid, very viscous, strong hydrogen sulfide odor
48	Темно-серый илистый песок, мягкий, сыпучий, с запахом разложения / Dark gray silty sand, soft, loose, with decomposition odor
L2	Темно-серый средний и мелкий гравий, мягкий, сыпучий, водоросли, единичные бентосные организмы, включения ракушки / Dark gray medium- to fine-grained gravel, soft, loose, algae, occasional benthic organisms, shell inclusions
91	Темно-серый ил, мягкий, вязкий / Dark gray silt, soft, viscous
115	Темно-серый песок заиленный, мягкий, сыпучий, включения ракушечного детрита / Dark gray silty sand, soft, loose, shell detritus inclusions
129	Темно-серый песок заиленный, мягкий, пластичный, включения ракушечного детрита / Dark gray silty sand, soft, plastic, shell detritus inclusions
142	Темно-серо-коричневый ил, плотный, пластичный, включения ракушечного детрита / Dark grayish-brown silt, compact, plastic, shell detritus inclusions

Об авторах:

Фролкин Георгий Витальевич, младший научный сотрудник, ФГБНУ «Научно-исследовательский центр пресноводной и солоноватоводной гидробиологии» – филиал ФИЦ ИнБЮМ (299011, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0009-0002-2260-5230**, **ResearcherID: NIU-5117-2025**, **SPIN-код: 7263-8645**, egor.frolkin@ibss-ras.ru

Зарипова Ксения Маратовна, младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), **ORCID ID: 0009-0001-1160-4139**, **Scopus Author ID: 59173430600**, **ResearcherID: GWV-4575-2022**, **SPIN-код: 4535-0790**, zaripova_km@ibss-ras.ru

Тихонова Елена Андреевна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2); Дальневосточный федеральный университет (690922, Приморский край, г. Владивосток, о. Русский, п. Аякс, д. 10), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-9137-087X**, **Scopus Author ID: 57208495804**, **ResearcherID: X-8524-2019**, **SPIN-код: 3786-7334**, tihonoval@mail.ru

Бурдиян Наталия Витальевна, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-8030-1556**, **Scopus Author ID: 57208497483**, **ResearcherID: AAD-1704-2022**, **SPIN-код: 5663-1151**, burdiyan@mail.ru

Дорошенко Юлия Валерьевна, научный сотрудник ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, г. Севастополь, пр-т Нахимова, д. 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-0498-3369**, **Scopus Author ID: 57211643141**, **ResearcherID: AAD-1706-2022**, **SPIN-код: 3643-9300**, julia_doroshenko@mail.ru

Селиванова Катерина Андреевна, магистрант, ФГБОУ ВО «Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена» (191186, г. Санкт-Петербург, набережная реки Мойки, д. 48), katarina1107@yandex.ru

Заявленный вклад авторов:

Фролкин Георгий Витальевич – написание и оформление статьи, обоснование исследования и подготовка литературного обзора, отбор проб, микробиологические работы по определению численности индикаторных групп бактерий, обработка и описание результатов исследования, анализ и обсуждение результатов

Зарипова Ксения Маратовна – разработка концепции, написание и оформление статьи, обоснование исследования и подготовка литературного обзора, построение графического материала, обработка и описание результатов исследования, анализ и обсуждение результатов

Тихонова Елена Андреевна – разработка концепции, постановка целей и задач исследования, обсуждение результатов, обоснование исследования, отбор проб

Бурдиян Наталия Витальевна – описание методики, обсуждение результатов, изготовление питательных сред

Дорошенко Юлия Валерьевна – описание методики, обсуждение результатов, изготовление питательных сред

Селиванова Катерина Андреевна – отбор проб, микробиологические работы по определению численности индикаторных групп бактерий, определение содержания органического вещества в донных отложениях

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.