

ISSN 2413-5577

№ 3

Июль – Сентябрь

2023

**Экологическая безопасность
прибрежной и шельфовой зон моря**



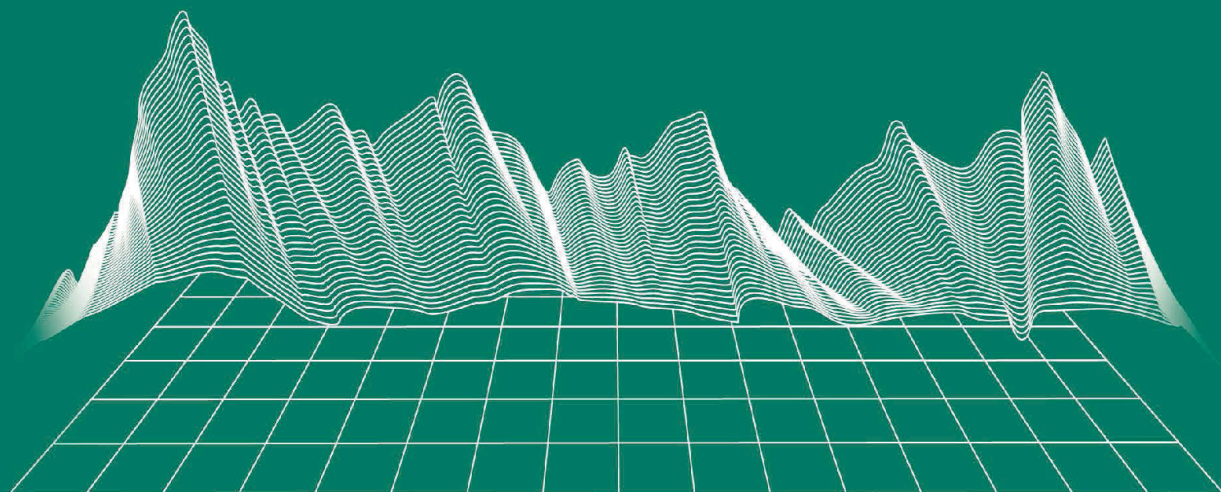
Ecological Safety of Coastal
and Shelf Zones of Sea

No. 3

July – September

2023

ecological-safety.ru



№ 3, 2023

Июль – Сентябрь

Выходит 4 раза в год

16+

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ПРИБРЕЖНОЙ И ШЕЛЬФОВОЙ ЗОН МОРЯ

Научно-теоретический журнал

УЧРЕДИТЕЛЬ И ИЗДАТЕЛЬ:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Морской гидрофизический институт РАН»

Журнал включен в «Перечень рецензируемых научных изданий, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени кандидата наук, на соискание ученой степени доктора наук», группа научных специальностей:

- 1.6.14 – Геоморфология и палеография (географические науки),
- 1.6.17 – Океанология (географические науки, физико-математические науки, технические науки),
- 1.6.18 – Науки об атмосфере и климате (географические науки, физико-математические науки)
- 1.6.20 – Геоинформатика, картография (географические науки),
- 1.6.21 – Геоэкология (географические науки).

Издание находится под научно-методическим руководством Отделения наук о Земле РАН.

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций (регистрационный номер ПИ № ФС77-73714 от 21.09.2018 г. и Эл № ФС77-82679 от 21 января 2022 г.).

Территория распространения – Российская Федерация, зарубежные страны.

Индексируется в Российском индексе научного цитирования (РИНЦ), EBSCO.

Журнал размещен в каталоге научной периодики РИНЦ на платформе научной электронной библиотеки eLibrary.ru, Киберленинка.

Плата за публикацию статей не взимается.

Электронный адрес: ecology-safety@mhi-ras.ru

Сайт журнала: <http://ecological-safety.ru>

Адрес учредителя, издателя и редакции:
299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, д. 2

Телефон, факс: +7 (8692) 54-57-16

No. 3, 2023
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 Ph.D. thesis in the following field:

- 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 sciences, physical and mathematical sciences),
- 1.6.20 – Geoinformatics and cartography (geographical sciences),
- 1.6.21 – Geoecology (geographical 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 ПИ № ФС77-73714 of 21 September 2018 and Эл № ФС77-82679 of 21 January 2022.)

Journal coverage: The Russian Federation, other countries.

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

Journal is in the catalog of scientific periodicals of the 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, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ «ИнБИОМ им. А.О. Ковалевского РАН», главный научный сотрудник, 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, 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)
- Белокопытов Владимир Николаевич** – ведущий научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. г. н., Scopus Author ID: 6602809060, ORCID ID: 0000-0003-4699-9588 (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** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, главный научный сотрудник, 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** – заведующий лабораторией 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 ИнБИОМ им. А.О. Ковалевского РАН, академик РАН, профессор, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-4233-3212 (Севастополь, Россия)
- Ефимов Владимир Васильевич** – 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)
- Зацепин Андрей Георгиевич** – руководитель лаборатории ФГБУН ИО им. П.П. Ширшова РАН, главный научный сотрудник, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Москва, Россия)
- Кныш Василий Васильевич** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., Researcher ID: B-3603-2018 (Севастополь, Россия)
- Коновалов Сергей Карпович** – директор ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Севастополь, Россия)
- Коротав Геннадий Константинович** – научный руководитель ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: K-3408-2017 (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** – 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 ИнБИОМ 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, д. г. н., профессор, ORCID ID: 0000-0003-4430-5220 (Ростов-на-Дону, Россия)
- Мотыжев Сергей Владимирович** – главный научный сотрудник СевГУ, д. т. н., ResearcherID: G-2784-2014, ORCID ID: 0000-0002-8438-2602 (Севастополь, Россия)
- Празукин Александр Васильевич** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБИОМ им. А.О. Ковалевского РАН, д. б. н., Researcher ID: H-2051-2016, ORCID ID: 0000-0001-9766-6041 (Севастополь, Россия)
- Самодуров Анатолий Сергеевич** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, д. ф.-м. н., ResearcherID: V-8642-2017 (Севастополь, 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, Head of Department of FSBSI FRC A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Chief Research Associate, 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, 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)
- Vladimir N. Belokopytov** – Leading Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Geogr.), Scopus ID: 6602809060, ORCID ID: 0000-0003-4699-9588 (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, 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** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Chief Research Associate, 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** – Head of Laboratory 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** – 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** – Head of Laboratory of P.P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Chief Research Associate, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Moscow, Russia)
- Vasiliy V. Knysch** – Leading Research Associate of FSBSI FRC MHI, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: B-3603-2018 (Sevastopol, Russia)
- Sergey K. Konovalov** – Director of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, Dr.Sci. (Geogr.), ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Sevastopol, Russia)
- Gennady K. Korotaev** – Scientific Supervisor of FSBSI FRC MHI, corresponding member of RAS, professor, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: K-3408-2017 (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** – 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, 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)
- Sergey V. Motyzhev** – Chief Research Associate of Sevastopol State University, Dr.Sci. (Tech.), ResearcherID: G-2784-2014, ORCID ID: 000 0-0002-8438-2602 (Sevastopol, 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)
- Anatoly S. Samodurov** – Head of Department of FSBSI FRC MHI, Dr.Sci. (Phys.-Math.), ResearcherID: V-8642-2017 (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. 2023

Июль – Сентябрь, 2023

<i>Новицкая В. П., Лемешко Е. М., Белокопытов В. Н.</i> Оценка изменчивости стерического уровня Черного моря: новые подходы и перспективы использования спутниковой информации.....	6
<i>Артамонов Ю. В., Скрипалева Е. А., Никольский Н. В.</i> Структура и климатическая внутригодовая изменчивость характеристик водных масс в котловине Пауэлл и на прилегающем шельфе Антарктического полуострова	22
<i>Юровский Ю. Ю., Малиновский В. В., Кориненко А. Е., Глухов Л. А., Дулов В. А.</i> Перспективы радиолокационного мониторинга скорости ветра, спектров ветровых волн и скорости течения с океанографической платформы	40
<i>Горячкин Ю. Н., Долотов В. В.</i> Динамика аккумулятивных берегов Юго-Западного Крыма	55
<i>Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Пархоменко А. В.</i> Подходы к формированию экологического каркаса западного побережья Севастополя	71
<i>Соловьева Н. В.</i> Влияние внутригодовой динамики компонентов экосистемы на экологический риск: модельные оценки	86
<i>Неврова Е. Л., Петров А. Н., Мороз Н. А., Касьянов А. Б.</i> Экспериментальное изучение воздействия ультразвука на микроперифитон искусственных субстратов с целью защиты от биопомех систем технического водоснабжения атомных электростанций	98
<i>Бондаренко А. В., Рябушко Л. И., Благинина А. А.</i> Подвержены ли биообрастанию синтетические медицинские маски в морской воде?	114
<i>Соловьёва О. В., Тихонова Е. А., Ткаченко Ю. С., Нгуен Чонг Хиен</i> Углеродный состав воды и взвеси реки Хамлуонг (Юго-Восточная Азия).....	129

CONTENTS

№ 3. 2023

July – September, 2023

<i>Novitskaya V. P., Lemeshko E. M., Belokopytov V. N.</i> Assessment of the Black Sea steric level variability: new approaches and prospects for the use of satellite information.....	6
<i>Artamonov Yu. V., Skripaleva E. A., Nikolskii N. V.</i> Structure and climatic intra-annual variability of water mass characteristics in the Powell Basin and on the adjacent Antarctic Peninsula shelf	22
<i>Yurovsky Yu. Yu., Malinovsky V. V., Korinenko A. E., Glukhov L. A., Dulov V. A.</i> Prospects for radar monitoring of wind speed, wind wave spectra and velocity of currents from an oceanographic platform	40
<i>Goryachkin Yu. N., Dolotov V. V.</i> Dynamics of accumulative shores of South-Western Crimea	55
<i>Pankeeva T. V., Mironova N. V., Parkhomenko A. V.</i> Approaches to formation of the ecological framework of the western coast of Sevastopol.....	71
<i>Solovjova N. V.</i> Effect of Intra-annual dynamics of ecosystem components on ecological risk: Model assessments	86
<i>Nevrova E. L., Petrov A. N., Moroz N. A., Kasyanov A. B.</i> Experimental study of ultrasound effect on microperiphyton of artificial substrates for fouling protection of technical water supply circuit of nuclear power plants.....	98
<i>Bondarenko A. V., Ryabushko L. I., Blaginina A. A.</i> Are polymer-based single-use face masks subject to biofouling in seawater?.....	114
<i>Soloveva O. V., Tikhonova E. A., Tkachenko Yu. S., Nguyen Trong Hiep</i> Hydrocarbon composition of water and suspended matter of the Ham Luong River (Southeast Asia).....	129

Оценка изменчивости стерического уровня Черного моря: новые подходы и перспективы использования спутниковой информации

В. П. Новицкая *, Е. М. Лемешко, В. Н. Белокопытов

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

** e-mail: victory.novitskaya@mhi-ras.ru*

Аннотация

На основе спутниковых альтиметрических и гравиметрических данных реконструирован временной ряд стерических колебаний уровня, осредненных по акватории Черного моря за 2002–2016 гг. Стерические колебания уровня моря рассчитывались как разница между общим уровнем, измеряемым альтиметрами, и манометрической (баристатической) составляющей, определяемой по гравиметрическим измерениям *GRACE*. Получено хорошее соответствие реконструированной стерической компоненты уровня моря оценкам, полученным по архивным гидрологическим данным и данным буев Арго. Максимумы размаха сезонного хода стерической составляющей уровня отмечаются в районах с максимальными сезонными вертикальными смещениями основного пикноклина. Получены оценки сезонного цикла стерического уровня с размахом колебаний до 12 см, минимум отмечается в зимний период (март), максимум – в летний период (август). Кроме того, выявлено хорошее соответствие сезонного хода манометрической компоненты уровня и пресноводного баланса Черного моря, рассчитанного по климатическим гидрометеорологическим данным. Оценка коэффициента линейного тренда реконструированных стерических колебаний составила -0.6 ± 0.2 см/год. Это свидетельствует о том, что, несмотря на положительный тренд температуры воды в основном пикноклине и распределение поверхностного слоя, вклад современного роста солености во всех слоях моря в изменения плотности воды в Черном море в целом преобладает.

Ключевые слова: Черное море, стерический уровень, манометрический уровень, водный баланс, альтиметрия, гравиметрия, *GRACE*, климат

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания по темам FNNN-2021-0005, FNNN-2021-0002. Авторы благодарят *GSFC* за предоставление данных *GRACE RL06* и Службу мониторинга морской среды *Copernicus* за данные альтиметрии.

Для цитирования: Новицкая В. П., Лемешко Е. М., Белокопытов В. Н. Оценка изменчивости стерического уровня Черного моря: новые подходы и перспективы использования спутниковой информации // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 6–21. EDN YVYIIC.

© Новицкая В. П., Лемешко Е. М., Белокопытов В. Н., 2023



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

Assessment of the Black Sea Steric Level Variability: New Approaches and Prospects for the Use of Satellite Information

V. P. Novitskaya*, E. M. Lemeshko, V. N. Belokopytov

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: victory.novitskaya@mhi-ras.ru

Abstract

Based on satellite altimetry and gravimetric data, the time series of steric level oscillations averaged over the Black Sea for 2002–2016 is reconstructed. The steric sea level oscillations were calculated as the difference between the total sea level measured by altimeters and the manometric (barystatic) component determined from gravimetric measurements GRACE. A good agreement was obtained between the steric component of the sea level and the estimates obtained from archival hydrological data and Argo floats. The maxima of the range of the seasonal variation of the steric component of the level are noted in the areas with maximum seasonal vertical displacements of the main pycnocline. Estimates of the steric level seasonal cycle were obtained, the range of oscillations was up to 12 cm. The minimum is reached in the winter period (March), and the maximum – in the summer period (August). It is noted that the seasonal cycle of the manometric component of the sea level is in good agreement with the seasonal cycle of the freshwater balance of the Black Sea constructed according to climatic hydrometeorological data. The estimate of the linear trend of the reconstructed steric oscillations is -0.6 ± 0.2 cm/year. This indicates that, despite the positive trend in water temperature in the main pycnocline and desalination of the surface layer, the contribution of the modern increase in salinity in all layers of the sea to the changes in water density in the Black Sea generally predominates.

Keywords: Black Sea, steric level, manometric level, water balance, altimetry, gravimetry, GRACE, climate

Acknowledgements: The work was performed under state assignment on topics no. FNNN-2021-0005, FNNN-2021-0002. The authors gratefully acknowledge the GSFC for providing the GRACE RL06 mascon data and Copernicus Marine Environment Monitoring Service for altimetry data.

For citation: Novitskaya, V.P., Lemeshko, E.M. and Belokopytov, V.N., 2023. Assessment of the Black Sea Steric Level Variability: New Approaches and Prospects for the Use of Satellite Information. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 6–21.

Введение

Современный уровень развития дистанционных методов зондирования Земли позволяет проводить непрерывный мониторинг уровня океанов и морей, в том числе и его стерической составляющей, которая характеризует интегральные изменения содержания тепла и солей во всей толще вод.

Стерические колебания уровня моря $H_{\text{стер}}$ обусловлены изменениями плотности морской воды, если масса единичного столба воды не меняется. Манометрические изменения уровня моря $H_{\text{ман}}$ обусловлены изменением массы единичного столба воды в предположении, что плотность морской воды

остается неизменной [1, 2]. Стерическая и манометрическая компоненты в сумме дают результирующий уровень моря [3]:

$$H = H_{\text{стер}} + H_{\text{ман}}. \quad (1)$$

Результирующий уровень моря определяется с помощью уровенных или альтиметрических измерений. Для манометрической компоненты используются спутниковые гравиметрические измерения, полученные в рамках проекта *Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE)*. Стерическую компоненту можно оценить непосредственно по гидрологическим профилям или на основе спутниковых данных по соотношению (1).

В морях, имеющих ограниченное сообщение с Мировым океаном, таких как Черное море, региональные особенности климатической изменчивости и их связь с глобальными изменениями наиболее выражены. Самые низкие значения многолетних колебаний стерического уровня Черного моря (до -6 см), оцененные по архивным гидрологическим данным, отмечаются в центральной части бассейна. У берегов стерическая составляющая уровня возрастает, максимум приходится на юго-восток моря ($6-7$ см). Наибольший сезонный размах стерических колебаний уровня характерен для центрального (до 20 см) и юго-восточного (до 16 см) районов, наименьшие значения размаха отмечаются в центре восточной части Черного моря [4]. Вклад температурной составляющей в стерические колебания уровня моря является преобладающим, достигая максимума в прибрежных районах (до 90%) [4].

Пространственно-временная изменчивость стерических колебаний уровня Черного моря непосредственно связана со спецификой термохалинной структуры вод бассейна, характеризующейся пониженной соленостью и резкой халинной стратификацией. В поверхностном слое моря $0-50$ м более значимый вклад в изменения плотности вносит температура воды. С увеличением глубины, в слое $50-300$ м, пространственный вклад солености в плотность воды сопоставим с вкладом пространственной изменчивости температуры.

Отличительной чертой гидрологической структуры Черного моря, влияющей на вертикальную стратификацию вод, является наличие холодного промежуточного слоя (ХПС), расположенного на глубинах $50-100$ м. В слое между ядром и нижней границей ХПС происходит компенсация термостерической и халостерической составляющих плотности морской воды. Максимум корреляции этих характеристик достигается на глубине 250 м [5]. По гидрологическим данным буев Арго, в период до 2010 г. аномалии солености в ХПС были достаточно нерегулярными. В ХПС также наблюдались значительные вариации температуры. После 2010 г. отмечается слабое обновление вод ХПС и почти полное исчезновение слоя после 2014 г. [5].

Существуют различные оценки изменений термохалинных характеристик Черного моря на масштабах межгодовой и десятилетней изменчивости. Так, по данным ретроспективного анализа [6], в слое $0-100$ м выявлен многолетний отрицательный тренд температуры воды, а в слое глубже 200 м – положительный тренд. В $1951-1995$ гг. соленость в верхнем слое $0-50$ м

снижалась, а в более глубоких слоях росла, что усиливало плотностную стратификацию вод.

Согласно [7], десятилетняя изменчивость температуры и солёности в верхнем слое моря 0–50 м имеет квазипериодический характер, при этом в зимний и летний сезоны колебания температуры различаются по амплитудно-фазовым характеристикам. Как и в работе [6], выделяется отрицательный линейный тренд солёности в слое 0–50 м, что согласуется с положительным трендом баланса пресных вод в Черном море. В слое 75–300 м в последние десятилетия происходил рост солёности и температуры в среднем со скоростью 0.05 ЕПС/10 лет и 0.02 °С/10 лет. Смена знака трендов междесятилетней изменчивости солёности происходит в верхней части пикноклина между горизонтами 50 и 75 м. С 2010 г. рост солёности наблюдается и в поверхностном слое, что объясняется уменьшением баланса пресных вод Азово-Черноморского бассейна.

В работе [8] по результатам численного моделирования было выделено три характерных периода: 1960–1970, 1970–1995 и 1995–2015 гг., отличающиеся разными режимами циркуляции: ослаблением (1-й период) и усилением интенсивности циклонической циркуляции (2-й и 3-й периоды). В слое постоянного пикноклина отмечается рост температуры и солёности, что согласуется с результатами [6, 7].

Цель работы состоит в оценке сезонной и межгодовой изменчивости термохалинной структуры Черного моря с использованием в качестве индикатора стерической компоненты уровня. Новизна заключается в использовании для этих целей стерического уровня, реконструированного по данным спутниковой альтиметрии и гравиметрии об уровне Черного моря, и валидации полученных оценок на основе независимых расчетов по гидрологическим данным.

Данные наблюдений

В работе использовались следующие данные:

– архив многолетних гидрологических данных Морского гидрофизического института (URL: <http://bod-mhi.ru/ru/index.shtml>) за длительный период 1923–2015 гг. [9];

– архив гидрологических зондирований данных буев Argo за 2006–2015 гг., предоставленный *Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS)* (URL: <https://doi.org/10.48670/moi-00033>);

– среднемесячные значения гравиметрических измерений *GRACE Release 06*, *GSFC v1.0*, сетка 1° × 1° (URL: <https://earth.gsfc.nasa.gov/geo/data/grace-mascons>) за 2002–2016 гг.;

– среднемесячные значения аномалий уровня моря по альтиметрическим данным *CMEMS*, сетка 0.125° × 0.125°, идентификатор продукта `SEALEVEL_BS_PHY_L4_REP_OBSERVATIONS_008_04`.

Методы исследования

При расчете значений стерического уровня моря по профилям плотности морской воды использовался реанализ термохалинных полей Черного моря [9]. Термостерическая H_T и халостерическая H_S составляющие стерического уровня моря $H_{\text{стер}}$ рассчитывались следующим образом:

$$H_{\text{стер}} = H_T + H_S,$$
$$H_T = - \int_{z_1}^{z_2} \alpha(z) T'(z) dz, \quad H_S = \int_{z_1}^{z_2} \beta(z) S'(z) dz, \quad (2)$$
$$T'(z) = T(z) - \bar{T}, \quad S'(z) = S(z) - \bar{S},$$
$$\alpha(z) = \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial \rho(z)}{\partial T}, \quad \beta(z) = \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial \rho(z)}{\partial S},$$

где $H_{\text{стер}}$ – стерический уровень; H_T – термостерическая компонента уровня; H_S – халостерическая компонента уровня; а в качестве \bar{T} , \bar{S} принимаются климатические средние значения температуры и солёности воды Черного моря. Коэффициент термического расширения α и коэффициент солёностного сжатия β рассчитывались на основе программного пакета *Gibbs Seawater Oceanographic Toolbox TEOS-10* (URL: <http://www.teos-10.org/>) с использованием полиномиального выражения как функции абсолютной солёности, консервативной температуры и давления [10]. Поскольку α и β не меняют знак в широком диапазоне температур, солёности и давления, то при повышении температуры из-за термического расширения H_T растёт, а при увеличении солёности халостерическая компонента стерического уровня H_S уменьшается из-за солёностного сжатия.

Результаты

С использованием архива многолетних гидрологических данных (URL: <http://bod-mhi.ru/ru/index.shtml>) за 1923–2015 гг. [9] и формулы (2) были рассчитаны стерический уровень и его термостерическая и халостерическая компоненты.

Карта среднегодовых значений стерического уровня Черного моря представлена на рис. 1, а. Стерический уровень максимален на периферии моря, где преобладают менее солёные и в основном более теплые воды. Перепад стерического уровня между периферией и центральной частью моря составляет около 15 см. Пространственное распределение в течение года качественно не меняется, перепад уровня уменьшается от зимы к лету.

Для глубоководной части моря разница значений стерического уровня между максимумом в августе и минимумом в марте может служить простой оценкой его сезонной изменчивости. При приближении к материковому склону эта разница уменьшается и даже меняет знак (рис. 1, б). Это связано не столько с уменьшением амплитуды сезонного цикла, сколько с изменениями его фазы, что обусловлено особенностями гидрофизических процессов в прибрежной зоне.

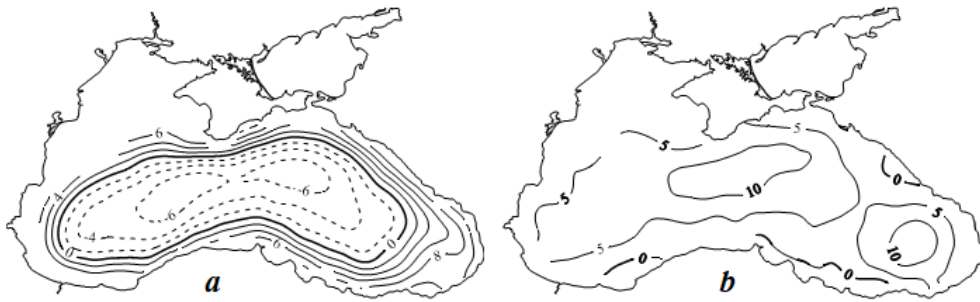


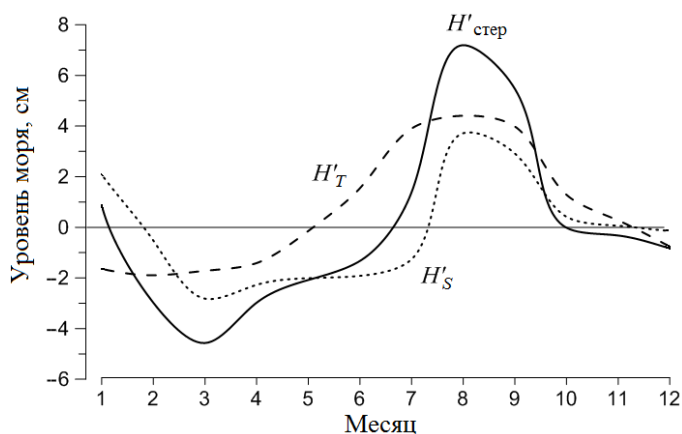
Рис. 1. Среднегодовые значения (см) стерического уровня Черного моря $H_{\text{стер}}$ (отклонения от среднего по бассейну) в слое 0–300 м (а); разница значений стерического уровня в августе и марте $\Delta H_{\text{стер}}$ (см) в слое 0–300 м (б)

Fig. 1. Average value (cm) of the steric level of the Black sea H_{ster} (deviations from the basin mean) in the 0–300 m layer (a); the difference values of the steric level in August and March, ΔH_{ster} (cm) in the 0–300 m layer (b)

Сезонные колебания термостерической и халостерической составляющих уровня, которые непосредственно отражают изменения общего тепло- и солезапаса слоя, в глубоководной части моря почти синхронны (рис. 2). Это обеспечивает на большей части акватории моря устойчивый сезонный ход стерического уровня, соответствующий среднему сезонному циклу T , S -соотношений в верхнем слое 0–50 м (рис. 3, а). С июля по октябрь стерический уровень положительный, в августе он достигает максимума 7 см. При этом вклад термостерической компоненты в сезонную изменчивость в этот период превышает вклад халостерической составляющей. В январе $H_{\text{стер}}$ также положительный, но уже с преобладанием вклада халостерической составляющей (рис. 2). Стерическая составляющая становится отрицательной с февраля по июнь, достигая минимума (–4.5 см) в марте, с февраля по май преобладает вклад халостерической компоненты (рис. 2).

Сопоставление среднегодовых значений стерического уровня моря (отклонения от среднего по бассейну) в слое 0–50 м (рис. 3, а) и в слое 50–300 м (рис. 3, б) показывает, что пространственная структура распределения среднемноголетних значений в этих слоях имеет качественное соответствие, несмотря на положительные и отрицательные десятилетние тренды температуры и солёности в верхнем слое [6–8].

В прибрежной зоне соотношение фаз сезонного хода H_T и H_S может иметь значительные региональные различия, что зависит от двух основных факторов. Первый из них – пространственно-временная неоднородность речного стока и атмосферных осадков, которая влияет на сезонный цикл стерического уровня в верхнем слое моря (рис. 3, с). В западную часть моря впадают реки Днепр, Южный Буг, Днестр, Дунай, в целом дающие более 80 % стока речных вод в Черное море. Поступление азовоморских вод с пониженной солёностью через Керченский пролив также является фактором распреснения поверхностных вод в центральной и западной частях моря.



Р и с . 2 . Сезонный ход среднемесячных аномалий (см) стерического уровня моря $H'_{стер}$, термо-стерической H'_T и хало-стерической H'_S составляющих в центральной части Черного моря (отклонения от средних значений за год)

F i g . 2 . The seasonal cycle of the average monthly anomalies (cm) of the steric sea level $H'_{стер}$, thermo-steric H'_T and halo-steric H'_S components in the central part of the Black Sea (deviations from the average values for the year)

В совокупности это проявляется в увеличении стерического уровня более чем на 5 см в западной части моря (рис. 3, *c*). Вторым фактором – общая циркуляция моря, воздействующая через вертикальные движения на термохалинную структуру вод в слое основного пикноклина. Максимумы разницы значений стерического уровня, достигающие 6 см, приходятся на центры циклонических круговоротов и Батумского антициклона (рис. 3, *d*).

Результаты расчетов стерических колебаний уровня моря позволяют косвенно оценивать водный баланс бассейна как разницу между результирующим и стерическим уровнями. На рис. 4 представлена такая оценка на основе данных о стерическом уровне в центральной части моря и измерениях уровня моря на береговых гидрометеорологических станциях (осредненные значения от Севастополя до Батуми). Оценка составляющей уровня моря за счет прихода/расхода воды $H_{вб}$ качественно соответствует традиционным оценкам водного баланса для Черного моря [11]: максимум наступает в мае – июне, минимум – в сентябре – октябре. Следует отметить, что сравнение уровня моря, измеренного в береговой зоне, со стерическим уровнем в глубоководной части моря не совсем корректно. Как упоминалось выше, стерические колебания на периферии моря имеют свои региональные особенности, поэтому более перспективным представляется использование в качестве результирующего уровня моря альтиметрических данных, осредненных по всему бассейну [12].

Традиционно измерения уровня моря проводятся на береговых уровнях постах, неравномерно распределенных вдоль побережья Черного моря.

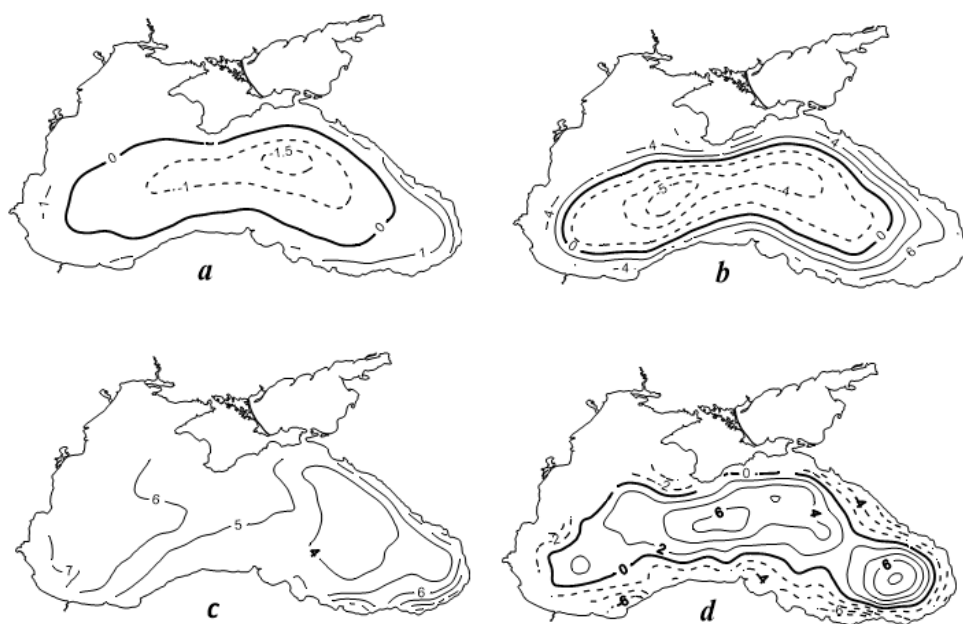


Рис. 3. Среднегодовые значения (см) стерического уровня моря (отклонения от среднего по бассейну) в слое 0–50 м (а) и в слое 50–300 м (b); размах сезонного хода (см) стерического уровня моря как разница значений в августе и марте для слоя 0–50 м (c) и слоя 50–300 м (d)

Fig. 3. Averaged annual values (cm) of the steric sea level (deviations from the basin average) in the 0–50 m layer (a) and in the 50–300 m layer (b); the seasonal variation (cm) of steric sea level as the difference in values in August and March for the 0–50 m layer (c) and the 50–300 m layer (d)

Для исследования изменчивости уровня моря по всей акватории бассейна в настоящее время используются данные спутниковых альтиметров. С января 1993 г. по май 2017 г. по альтиметрическим данным наблюдалось повышение уровня Черного моря со средней скоростью 2.5 ± 0.5 мм/год [12] на фоне достаточно сильной межгодовой изменчивости. Кроме того, с запуском спутника в рамках проекта *GRACE* в 2002 г. появилась возможность оценивать вклад манометрической компоненты уровня моря $H_{\text{ман}}$ [12]. Данные *GRACE* достаточно хорошо согласуются с данными об изменчивости водных масс океана и могут быть использованы для оценки пресноводного баланса Черного моря и реконструкции стерического уровня Черного моря на основе соотношения (1). Для расчета стерических колебаний уровня Черного моря на основе соотношения (1) и оценок их сезонной и межгодовой изменчивости использовались данные спутниковой альтиметрии H и данные *GRACE* $RL06$ $H_{\text{ман}}$ за 2002–2016 гг. [3, 13]. В результате был рассчитан сезонный ход реконструированного по спутниковым данным стерического уровня моря $H_{\text{стер}}$, который достаточно хорошо соответствует сезонному ходу стерического уровня Черного моря $H'_{\text{стер}}$, рассчитанному по архивным гидрологическим данным (рис. 5).

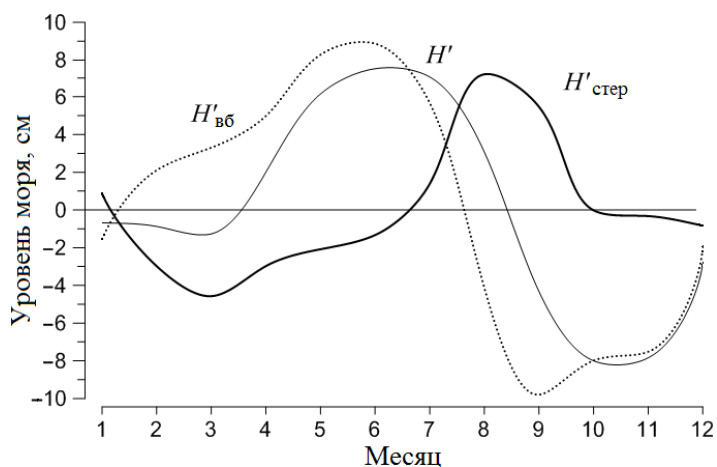


Рис. 4. Сезонный ход среднемесячных значений стерического уровня моря $H'_{стер}$, уровня моря по данным измерений на береговых станциях H' и компоненты уровня моря за счет водного баланса H'_{wb} как разницы H' и $H'_{стер}$

Fig. 4. Seasonal variations of the values of the steric sea level $H'_{стер}$, and sea level according to the measurements at coastal stations H' and sea level component due to the water balance H'_{wb} as difference between H' and $H'_{стер}$

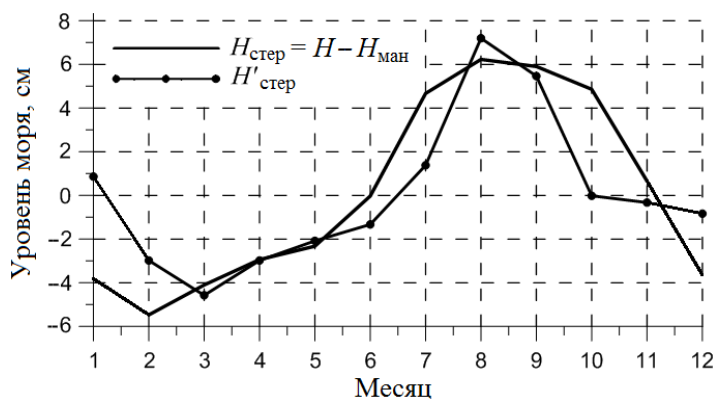
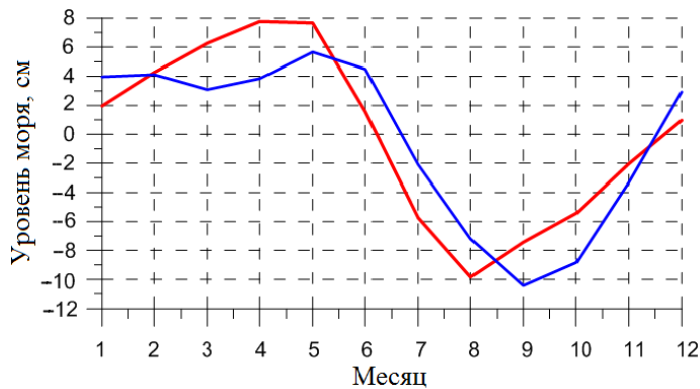


Рис. 5. Сезонный ход среднемесячных значений стерического уровня моря $H'_{стер}$ по данным гидрологических наблюдений и стерического уровня моря по данным альтиметрии H и GRACE $H_{ман}$ как оценки $H_{стер} = H - H_{ман}$

Fig. 5. The seasonal cycle of the monthly average values of the steric sea level $H'_{стер}$ according to hydrological observations and the steric sea level according to the altimetry data H and GRACE $H_{ман}$ as estimates of the $H_{стер} = H - H_{ман}$

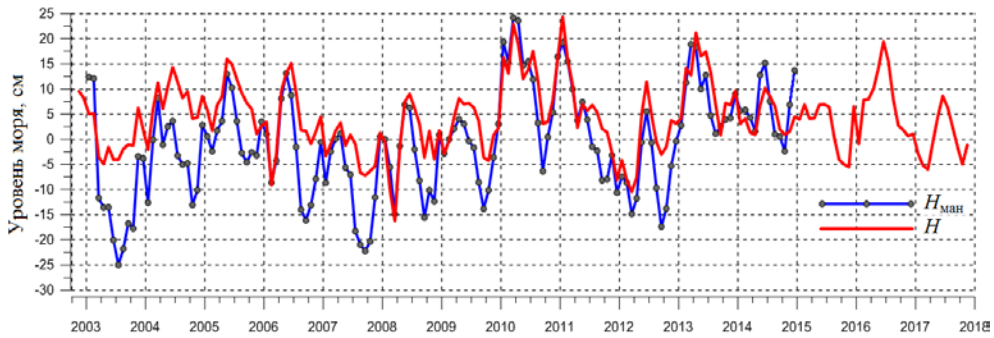
График реконструированного стерического уровня имеет более сглаженную форму в период с июня по ноябрь, максимум в августе совпадает по времени с максимумом стерического уровня $H'_{стер}$ по данным гидрологических наблюдений, а минимум в сезонном ходе наступает на месяц раньше $H'_{стер}$ – в феврале (рис. 5). Сезонный ход манометрического уровня по данным *GRACE*, осредненного по всей акватории моря, дает более адекватные оценки воднобалансовой компоненты уровня моря в сравнении с предварительной оценкой $H_{вб}$ по береговым данным (см. рис. 4 и 6). График $H_{вб}$ имеет максимум в июне, на месяц позже, чем $H_{ман}$, а минимум – в сентябре, что совпадает с $H_{ман}$, значения их амплитуд при этом близки (см. рис. 4 и 6). Максимумы сезонного хода обоих графиков на рис. 6 совпадают в апреле – мае, а минимум для пресноводного баланса по климатическим данным приходится на август [11], а для манометрического уровня $H_{ман}$ – на сентябрь (на месяц позже) (рис. 6). Это связано, по-видимому, с тем, что сезонный ход $H_{ман}$ по данным *GRACE* был осреднен за 2002–2016 гг. и фактически относится к другому климатическому периоду. Кроме того, различия в фазе и амплитуде сезонного хода $H_{ман}$ и пресноводного баланса обусловлены тем, что на вариации водного баланса моря влияет не только его пресноводный баланс (реки, осадки, испарение), но и водообмен через проливы (рис. 6).

Уровень моря по данным альтиметрии H и манометрическая компонента уровня моря $H_{ман}$ по данным *GRACE RL06 GSFC*, осредненные по акватории Черного моря, характеризуются значительной межгодовой изменчивостью (рис. 7). Максимумы и минимумы колебаний уровня и его манометрической компоненты совпадают по фазе, а разница их амплитуд дает стерическую компоненту уровня моря (рис. 7, 8).



Р и с . 6 . Сезонный ход среднемесячных значений пресноводного баланса (ПВБ) Черного моря по климатическим данным [11] (красная линия) и манометрического уровня $H_{ман}$ (*GRACE RL06 GSFC* 2003–2016 гг.) (синяя линия)

F i g . 6 . Seasonal cycle of monthly average values of the Black Sea freshwater balance according to climate data [11] (red line) and manometric level $H_{ман}$ (*GRACE RL06 GSFC* 2003–2016) (blue line)



Р и с . 7. Средний уровень Черного моря по данным альтиметрии H и манометрической компонента уровня моря $H_{\text{ман}}$ по данным *GRACE RL06 GFSC*

F i g . 7. Average level of the Black Sea according to altimetry data H and manometric component of sea level $H_{\text{ман}}$ from *GRACE RL06 GFSC* data

Выделяется несколько периодов с различными режимами изменчивости среднего уровня моря: 2004–2006 и 2012–2013 гг. с выраженным сезонным циклом с амплитудой до 15 см; 2007–2009 гг. – с отсутствием летнего максимума уровня в 2007 г. и малыми амплитудами до 10 см; 2010–2011 гг. – с максимальными амплитудами до 25 см; 2012–2013 и 2014–2015 гг. – с минимальными за весь период 2003–2018 гг. амплитудами (менее 10 см) (рис. 7). Совпадение максимумов уровня моря и манометрической компоненты по амплитуде и фазе в 2010 и 2011 гг. указывает на то, что в эти годы основной вклад в уровень моря обеспечивался воднобалансовой составляющей (рис. 7). Авторы работы [14] Д. Л. Волков и Ф. В. Ландерер также пришли к выводу, что максимумы уровня моря и манометрической компоненты в 2010 и 2011 гг. обусловлены максимумом влагосодержания в дренажном бассейне Черного моря, что привело к увеличению суммарного речного стока.

На основе соотношения (1) с использованием осредненных по акватории бассейна значений уровня моря по данным альтиметрии H и манометрической компоненты уровня моря $H_{\text{ман}}$ по данным *GRACE RL06 GFSC* был получен средний по Черному морю реконструированный стерический уровень $H_{\text{стер}}$ (рис. 8). Стерическая компонента также характеризуется значительной межгодовой изменчивостью с различными режимами колебаний: 2005–2009 и 2012 гг. – квазирегулярные осцилляции стерического уровня с амплитудой до 15 см; 2010–2011 и 2013–2015 гг. – нарушение квазирегулярности колебаний и уменьшение амплитуды до 5 см (рис. 8). Кроме того, тренд реконструированного стерического уровня отрицательный (-0.59 ± 0.21 см/год).

Оценки межгодовых колебаний реконструированного по спутниковым данным уровня $H_{\text{стер}}$ подтверждаются расчетами среднего стерического уровня по гидрологическим данным буев-профилемеров Арго № 4900542, 6900805, 2901200 (рис. 8). Траектория движения буя Арго № 4900542 проходила через глубоководную часть моря, затем буй долгое время находился в Батумском антициклоне. Буи № 6900805 и 2901200 сделали несколько оборотов в глубоководной части моря примерно вдоль Основ-

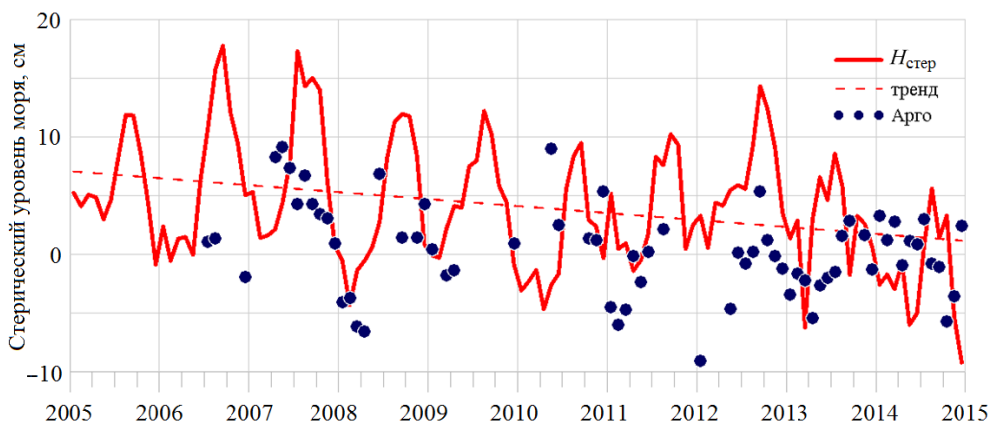


Рис. 8. Реконструкция среднего по всему морю стерического уровня $H_{\text{стер}} = H - H_{\text{ман}}$ и средний стерический уровень по данным буев Арго № 4900542, 6900805 и 2901200

Fig. 8. Reconstruction of the sea averaged steric level $H_{\text{ster}} = H - H_{\text{man}}$ and average steric level according to Argo buoys ID 4900542, 6900805, and 2901200

ного Черноморского течения. Несмотря на неполное покрытие акватории Черного моря данными этих буев, стерический уровень, рассчитанный по их зондированиям, можно рассматривать как независимую инструментальную оценку, подтверждающую общую тенденцию межгодовых изменений реконструированного по спутниковым данным уровня $H_{\text{стер}}$. Размах стерических колебаний по Арго примерно в два раза меньше, чем у $H_{\text{стер}}$, и, соответственно, отрицательный тренд также меньше: -0.22 ± 0.05 см/год (рис. 8).

Обсуждение

Важность изучения изменчивости уровня моря, включая его стерическую и манометрическую компоненты, обусловлена непосредственной связью уровня с водным балансом и термохалинной структурой вод. Использование спутниковых альтиметрических и гравиметрических данных показало, что вклад обеих компонент в межгодовую изменчивость уровня Черного моря примерно одинаков. Внутриматериковое Черное море является подходящим местом для проведения методических работ по совместному использованию альтиметрических и гравиметрических данных как альтернативы традиционным оценкам стерических колебаний уровня и водного баланса. Однако на изменчивость манометрической компоненты уровня дополнительно влияет влагосодержание дренажного бассейна Черного моря. Для устранения этих погрешностей в нашей работе были использованы данные *GRACE RL06 GSFC*, полученные на основе методики расчета с использованием масконов [15]. Другой подход к коррекции влияния сигнала влагозапаса суши заключается в использовании гидрологических моделей вод суши [16] и учета влагосодержания дренажного бассейна Черного моря по данным *GRACE* для суши [14, 16].

Полученные нами оценки межгодовой изменчивости и отрицательного тренда стерического уровня Черного моря отражают интегральный эффект термохалинных изменений во всей толще моря. В сезонном ходе для верхнего 300-метрового слоя вклад термостерической компоненты стерического уровня в летний период на 1–2 см превышает вклад халостерической компоненты, а в зимний – наоборот (см. рис. 2). В последние десятилетия по данным численного моделирования и натуральных наблюдений выделяется отрицательный линейный тренд солености (-0.02 ЕПС/год) в слое 0–50 м, что обусловлено положительным трендом баланса пресных вод Черного моря. В последние годы значимый тренд в поверхностной температуре моря отсутствует [8]. С увеличением глубины между ядром ХПС и его нижней границей термостерические и халостерические эффекты компенсируют друг друга [5]. В слое 75–300 м в последние десятилетия наблюдаются положительные тренды солености и температуры в среднем со скоростью 0.05 ЕПС/10 лет и 0.02 °С/10 лет [7]. Инструментальные измерения показали, что для северо-восточной части Черного моря климатические изменения привели к заметному росту солености в верхнем 200-метровом слое, а также к росту температуры в слоях, расположенных ниже слоя температурного минимума (ХПС) [17]. Таким образом, в слое ниже 50–75 м одновременный рост солености и температуры приводит к разнонаправленным тенденциям стерической компоненты колебаний уровня моря.

Тем не менее тренды реконструированного по спутниковым данным стерического уровня, отражающие изменения во всей толще моря от поверхности до дна, и тренды по гидрологическим зондированиям буев Арго в слое 0–500 м имеют отрицательные значения (рис. 8). Это означает, что интегрально по глубине в слое ниже 50 м рост солености приводит к уменьшению стерического уровня по всему морю, превышая положительный вклад термостерической компоненты от роста температуры. Поступление соленых и теплых вод в глубинные слои Черного моря происходит через систему турецких проливов, но определение расходов воды через Босфор традиционными методами сопряжено с большими трудностями. В перспективе водообмен через проливы возможно будет оценить, используя уровень моря по данным альтиметрии и манометрическую компоненту уровня по данным *GRACE* [16].

Выводы

На основе спутниковых альтиметрических и гравиметрических данных реконструирован временной ряд стерических колебаний уровня Черного моря за 2002–2016 гг. Его сопоставление с оценками стерического уровня, рассчитанными по архивным гидрологическим данным, показало хорошее соответствие между ними. Получены оценки сезонного цикла стерического уровня: размах колебаний достигает 12 см, минимум приходится на зимний период (март), максимум – на летний период (август). Реконструированный по спутниковым данным сезонный ход стерического уровня имеет более сглаженную форму по сравнению с расчетами стерического уровня $H'_{стер}$ по архивным гидрологическим данным. Максимум реконструированного

стерического уровня достигается в августе и совпадает по времени с максимумом $H'_{\text{стер}}$, а минимум наступает на месяц раньше $H'_{\text{стер}}$ – в феврале. Для сезонного хода манометрической компоненты уровня моря по данным *GRACE* получено хорошее соответствие с сезонным ходом пресноводного баланса Черного моря, рассчитанного по данным гидрометеорологических наблюдений.

Максимальный перепад стерического уровня $H'_{\text{стер}}$ между периферией и центром моря составил около 15 см. Выявлены районы максимального размаха сезонного хода стерического уровня. Эти области соответствуют районам максимальных сезонных вертикальных смещений основного пикноклина. Сопоставление среднегодовых значений стерического уровня моря (отклонения от среднего по бассейну) в слое 0–50 м и в слое 50–300 м показывает, что, несмотря на разнонаправленные десятилетние тренды температуры и солёности, пространственное распределение среднесезонных значений в этих слоях имеет качественное соответствие.

Для реконструированного по спутниковым данным стерического уровня $H_{\text{стер}}$ характерна значительная межгодовая изменчивость с периодами различных режимов колебаний продолжительностью около 3 лет и изменением амплитуды от 5 до 15 см. В 2010–2011 и 2013–2015 гг. происходило нарушение квазирегулярности стерических колебаний уровня моря и уменьшение их амплитуды до 5 см. Оценка линейного тренда реконструированного стерического уровня имеет отрицательный знак и составляет -0.59 ± 0.21 см/год. Был также рассчитан стерический уровень по гидрологическим зондированиям буев Арго, что дало независимую инструментальную оценку, подтверждающую общую тенденцию межгодовых изменений реконструированного стерического уровня $H_{\text{стер}}$. Размах стерических колебаний по данным буев Арго примерно в два раза меньше, чем у $H_{\text{стер}}$, и, соответственно, коэффициент отрицательного тренда меньше (-0.22 ± 0.05 см/год). Общая отрицательная тенденция стерической составляющей уровня Черного моря свидетельствует о том, что в суммарном влиянии термохалинных изменений на уровень моря вклад роста солёности преобладает над вкладом роста температуры воды. Кроме регионального теплового и водного баланса, на изменения термохалинной структуры вод и стерическую компоненту уровня моря влияет поступление солёных и теплых вод в Черное море через систему турецких проливов. В перспективе представляется возможным оценить водообмен через Босфор, используя рассмотренный подход комбинации альтиметрических и гравиметрических измерений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Малинин В. Н., Гордеева С. М., Шевчук О. И.* Изменения уровня Мирового океана в текущем столетии // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2019. Т. 16, № 5. С. 9–22. EDN KSAOIW. doi:10.21046/2070-7401-2019-16-5-9-22
2. Concepts and terminology for sea level: mean, variability and change, both local and global / J. M. Gregory [et al.] // *Surveys in Geophysics*. 2019. Vol. 40. P. 1251–1289. doi:10.1007/s10712-019-09525-z

3. *Ponte R. M.* A preliminary model study of the larger-scale seasonal cycle in bottom pressure over the global ocean // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1999. Vol. 104, iss. C1. P. 1289–1300. doi:10.1029/1998JC900028
4. *Архипкин В. С., Бережной В. Ю.* Стерические колебания уровня Черного моря // *Океанология*. 1995. Т. 35, № 6. С. 809–816.
5. *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. doi:10.1029/2019JC015076
6. Сезонная и межгодовая изменчивость гидрофизических полей черного моря, восстановленных на основе реанализа за период 1971–1993 гг. / В. В. Кныш [и др.] // *Известия РАН. Физика атмосферы и океана*. 2011. Т. 47, № 3. С. 433–446. EDN NWCJDF.
7. *Полонский А. Б., Шокурова И. Г., Белокопытов В. Н.* Десятилетняя изменчивость температуры и солености в Черном море // *Морской гидрофизический журнал*. 2013. № 6. С. 27–41. EDN TGIIVN.
8. Black Sea thermohaline properties: Long-term trends and variations / S. Miladinova [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2017. Vol. 122, iss. 7. P. 5624–5644. doi:10.1002/2016JC012644
9. *Белокопытов В. Н.* Ретроспективный анализ термохалинных полей Черного моря на основе методов эмпирических ортогональных функций // *Морской гидрофизический журнал*. 2018. Т. 34, № 5. С. 412–421. doi:10.22449/0233-7584-2018-5-412-421
10. Accurate polynomial expressions for the density and specific volume of seawater using the TEOS-10 standard / F. Roquet [et al.] // *Ocean Modelling*. 2015. Vol. 90. P. 29–43. doi:10.1016/j.ocemod.2015.04.002
11. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 4 : Черное море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия / Под ред. А. И. Симонова, Э. Н. Альтмана. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 1991. 429 с.*
12. *Avsar N. B., Jin S., Kutoglu S. H.* Recent sea level changes in the Black Sea from satellite gravity and altimeter measurements // *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 2018. Vol. XLII-3/W4. P. 83–85. doi:10.5194/isprs-archives-XLII-3-W4-83-2018
13. *Лемешко Е. Е., Лемешко Е. М., Новицкая В. П.* Влияние арктической осцилляции на формирование режимов циркуляции вод в секторе Северного, Норвежского и Баренцева морей // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2021. № 2. С. 47–64. EDN ULWWQC. doi:10.22449/2413-5577-2021-2-47-64
14. *Volkov D. L., Landerer F. W.* Internal and external forcing of sea level variability in the Black Sea // *Climate Dynamics*. 2015. Vol. 45, iss. 9–10. P. 2633–2646. doi:10.1007/s00382-015-2498-0
15. *Loomis B. D., Luthcke S. B., Sabaka T. J.* Regularization and error characterization of GRACE mascons // *Journal of Geodesy*. 2019. Vol. 93, iss. 9. P. 1381–1398. doi:10.1007/s00190-019-01252-y
16. Water mass variation in the Mediterranean and Black Seas / L. Fenoglio-Marc [et al.] // *Journal of Geodynamics*. 2012. Vol. 59–60. P. 168–182. doi:10.1016/j.jog.2012.04.001
17. *Подымов О. И., Зацепин А. Г., Очередник В. В.* Рост солености и температуры в деятельном слое северо-восточной части Черного моря с 2010 по 2020 год // *Морской гидрофизический журнал*. 2021. Т. 37, № 3. С. 279–287. EDN GVAYYQ. doi:10.22449/0233-7584-2021-3-279-287

Поступила 21.04.2023 г.; одобрена после рецензирования 15.06.2023 г.;
принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Новицкая Виктория Павловна, старший инженер-исследователь, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), **SPIN-код: 9079-6274**, *doronina.viktori@mail.ru*

Лемешко Евгений Михайлович, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), кандидат физ.-мат. наук, **SPIN-код: 3836-5786; ResearcherID: S-7815-2018; Scopus Author ID: 6508300982**, *evgeny.lemeshko@mhi-ras.ru*

Белокопытов Владимир Николаевич, заведующий отделом океанографии, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, д. 2), доктор географических наук, **SPIN-код: 5697-5700; ResearcherID: ABA-1230-2020; Scopus Author ID: 6602381894**, *belokopytov.vn@mhi-ras.ru*

Заявленный вклад авторов:

Новицкая Виктория Павловна – обзор литературы, обработка альтиметрических данных для района исследований, анализ результатов и их интерпретация, построение графиков, описание результатов исследования

Лемешко Евгений Михайлович – общее научное руководство исследованием, формулировка целей и задач исследования, выбор методов анализа данных, расчет стерической компоненты уровня моря по спутниковым данным, анализ полученных результатов, их интерпретация, формулирование выводов

Белокопытов Владимир Николаевич – расчет и анализ стерической компоненты уровня Черного моря, его термостерической и халостерической компонент, по архиву многолетних гидрологических данных

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Структура и климатическая внутригодовая изменчивость характеристик водных масс в котловине Пауэлл и на прилегающем шельфе Антарктического полуострова

Ю. В. Артамонов, Е. А. Скрипалева *, Н. В. Никольский

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

** e-mail: sea-ant@yandex.ru*

Аннотация

По среднемесячным значениям потенциальной температуры и солёности для каждого года с 1958 по 2021 г. из реанализа *ECMWF ORA-S5* проанализированы среднесезонная структура и климатическая внутригодовая изменчивость характеристик водных масс котловины Пауэлл и прилегающих акваторий. Показано, что антарктическая шельфовая вода наблюдается не только над мелководным шельфом архипелага Жуэнвиль, но и над свалом глубин в северо-западной части моря Уэдделла. Выявлено, что слой циркумполярной глубинной воды разделяется на верхнюю и нижнюю модификации. Глубинная и донная воды моря Уэдделла в виде отдельных экстремумов на среднесезонных θ, S -кривых не проявляются. Показано, что в центре циклонического круговорота в котловине Пауэлл ядро антарктической зимней воды располагается в слое 25–55 м. В море Скоша, желобе Гесперид и над хребтом Филипп оно заглубляется до 60–85 м. Минимальные глубины залегания ядер верхней и нижней модификаций циркумполярной глубинной воды (соответственно 250–300 и 500–600 м) наблюдаются в центральной части котловины Пауэлл и ближе к центру круговорота моря Уэдделла, максимальные глубины (соответственно 1000–1300 и 1100–1500 м) – над свалами глубин шельфа Жуэнвиль и хребтов Южный Скоша, Филипп и Жуэнвиль. Показано, что сезонные изменения θ -индекса антарктической поверхностной воды максимальны (3.5–4 °C) в южной части моря Скоша и в желобе Гесперид, S -индекса (1.8–1.9 ЕПС) – над хребтом Филипп и в северной и южной частях котловины Пауэлл. Внутригодовые изменения θ, S -индексов антарктической шельфовой воды достигают 1.6–1.8 °C и 1.5 ЕПС соответственно. Поверхностная вода моря Уэдделла характеризуется слабыми изменениями θ -индекса, тогда как изменения ее S -индекса достигают почти 1.8 ЕПС. Внутригодовые изменения θ, S -индексов антарктической зимней воды максимальны в центральной части котловины Пауэлл (до 1 °C и 1.1 ЕПС).

Ключевые слова: Южный океан, море Уэдделла, котловина Пауэлл, антарктический шельф, водные массы, потенциальная температура морской воды, солёность, нейтральная плотность, пространственно-временная изменчивость, вертикальная структура вод

© Артамонов Ю. В., Скрипалева Е. А., Никольский Н. В., 2023



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 теме FNNN-2021-0004 «Фундаментальные исследования океанологических процессов, определяющих состояние и эволюцию морской среды под влиянием естественных и антропогенных факторов, на основе методов наблюдения и моделирования» (шифр «Океанологические процессы»).

Для цитирования: Артамонов Ю. В., Скрипалева Е. А., Никольский Н. В. Структура и климатическая внутригодовая изменчивость характеристик водных масс в котловине Пауэлл и на прилегающем шельфе Антарктического полуострова // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 22–39. EDN ZDFRLB.

Structure and Climatic Intra-Annual Variability of Water Mass Characteristics in the Powell Basin and on the Adjacent Antarctic Peninsula Shelf

Yu. V. Artamonov, E. A. Skripaleva *, N. V. Nikolskii

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: sea-ant@yandex.ru

Abstract

The paper analyzes the long-term averaged structure and climatic intra-annual variability of water mass characteristics in the Powell Basin and adjacent water areas based on monthly averaged potential temperature and salinity data for each year from 1958 to 2021 from ECMWF ORA-S5 reanalysis. It is shown that the Antarctic Shelf Water is observed not only over the shallow shelf of the Joinville archipelago, but also over the continental slope in the northwestern Weddell Sea. It was revealed that the layer of Circumpolar Deep Water is divided into Upper and Lower modifications. The Deep and Bottom Waters of the Weddell Sea do not appear as separate extremes on the long-term average θ, S -diagrams. It is shown that in the center of the cyclonic gyre in the Powell Basin, the Antarctic Winter Water core is located in a layer of 25–55 m. In the Scotia Sea, the Hesperides Trough and above the Philip Ridge, the Antarctic Winter Water core deepens to 60–85 m. The minimum depths of the cores of the Upper and Lower modifications of the Circumpolar Deep Water (250–300 m and 500–600 m, respectively) are observed in the central part of the Powell Basin and closer to the center of the Weddell Sea Gyre, the maximum depths (1000–1300 m and 1100–1500 m, respectively) are observed over the slopes of the depths of the Joinville shelf and the South Scotia, Philip, and Joinville Ridges. It is shown that seasonal changes in the θ -index of the Antarctic Surface Water are maximum (3.5–4°C) in the southern Scotia Sea and in the Hesperides Trough. Seasonal changes in the S -index are maximum (1.8–1.9 psu) over the Philip Ridge and in the northern and southern parts of the Powell Basin. Intra-annual changes in the θ, S -indices of the Antarctic Shelf Water reach 1.6–1.8 °C and 1.5 psu, respectively. The Weddell Sea Surface Water is characterized by weak changes in the θ -index, while changes in its S -index reach almost 1.8 psu. Intra-annual changes in the θ, S -indices of Antarctic Winter Water are maximum in the central part of the Powell Basin (up to 1 °C and 1.1 psu).

Keywords: Southern Ocean, Weddell Sea, Powell Basin, Antarctic shelf, water masses, potential water temperature, salinity, neutral density, spatiotemporal variability, vertical water structure

Acknowledgements: The work was carried out under FSBSI FRC MHI state assignment FNNN-2021-0004 «Fundamental studies of oceanological processes which determine the state and evolution of the marine environment influenced by natural and anthropogenic factors, based on observation and modeling methods» («Oceanological processes» code).

For citation: Artamonov, Yu.V., Skripaleva, E.A. and Nikolskii, N.V., 2023. Structure and Climatic Intra-Annual Variability of Water Mass Characteristics in the Powell Basin and on the Adjacent Antarctic Peninsula Shelf. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 22–39.

Введение

Водные массы и их границы (гидрологические фронты) являются важнейшими абиотическими факторами, определяющими уровень биопродуктивности вод, оказывая влияние на пространственное распределение биогенов [1–7]. Наиболее биопродуктивным районом является юго-западная часть Атлантического сектора Южного океана, где на обширном шельфе Антарктического п-ова происходит нерест антарктического криля. Криль, переносимый из мест нереста вдоль западной периферии круговорота моря Уэдделла (КМУ), скапливается в котловине Пауэлл [8–10]. Далее основной перенос скоплений криля осуществляется по северной периферии КМУ, проходящей вдоль хребтов Филипп и Южный Скоша, ограничивающих котловину Пауэлл с севера [2, 3, 5]. Промысловая значимость шельфовых районов Антарктического п-ова, северо-западной части моря Уэдделла и котловины Пауэлл обусловила появление целого ряда работ, посвященных исследованию процессов формирования, модификации и распространения водных масс в этом регионе¹⁾ [2, 10–21].

Результаты исследований показали, что в целом вертикальная структура вод здесь характеризуется следующими особенностями¹⁾ [1, 2, 11–14, 17–20]. В верхнем слое располагаются антарктические поверхностные воды (АПВ), состоящие из двух модификаций вод. Это относительно теплые и распределенные, хорошо перемешанные летние воды (АПЛВ) и более холодные и соленые зимние воды (АПЗВ). Глубже наблюдается подповерхностный слой антарктической зимней воды (АЗВ), характеризующийся минимальной температурой и представляющей собой остатки предыдущего зимнего верхнего перемешанного слоя АПЗВ. Ниже залегает слой циркумполярной глубинной воды (ЦГВ), которая к югу от системы Антарктического циркумполярного течения (АЦТ), согласно терминологии некоторых авторов [12, 14, 15, 20], носит название «теплая глубинная вода» (ТГВ). В верхней части слоя ЦГВ определяется по максимуму температуры (верхняя ЦГВ), а на промежуточных глубинах – по максимуму солености (нижняя ЦГВ). Отметим, что некоторые авторы считают, что в области КМУ невозможно разделить слой ЦГВ на верхнюю и нижнюю модификации [2]. Другие авторы [18] считают, что южнее системы АЦТ весь слой ЦГВ занимает ее нижняя модификация, характеризующаяся максимумом солености.

¹⁾ Саруханян Э. И., Смирнов Н. П. Водные массы и циркуляция Южного океана. Ленинград: Гидрометеиздат, 1986. 288 с.

В работе [20] в котловине Пауэлл были выделены три модификации ТГВ с различными термохалинными характеристиками: верхняя, средняя и нижняя. Под слоем ЦГВ залегает слой глубинной воды моря Уэдделла (ГВМУ), под которой находится слой донной воды моря Уэдделла (ДВМУ). ГВМУ из котловины Пауэлл через глубоководные проходы окружающих ее поднятий дна проникает на север в желоб Гесперид и в море Скоша [2, 15–18], в то время как ДВМУ не распространяется за пределы КМУ [17, 22].

На мелководных шельфах, окружающих котловину Пауэлл, формируются антарктические шельфовые воды (АШВ) с температурой, близкой к точке замерзания морской воды. Они образуются в результате мощной осенне-зимней конвекции, приводящей к термической однородности во всем слое от поверхности до дна. Эти воды характеризуются пониженной соленостью летом при таянии морского льда над антарктическим шельфом и повышенной соленостью зимой при его формировании¹⁾ [1, 2, 11–14, 17, 19, 20].

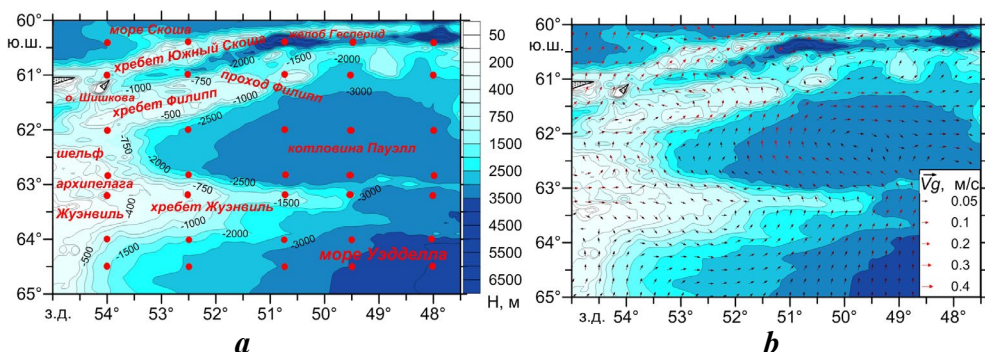
Отметим, что большинство исследований, в которых анализируется структура водных масс в рассматриваемом регионе, базируется на данных нерегулярных синоптических гидрологических измерений, проводимых вследствие суровых погодных условий преимущественно в теплый период и не всегда совпадающих по пространству. Анализ и идентификация водных масс по данным разрозненных синоптических съемок на отдельных разрезах и гидрологических станциях приводят к тому, что в работах различных авторов количество водных масс и их модификаций не совпадает [2, 18, 20].

В настоящее время постоянное пополнение баз фактических данных и увеличение длины временных рядов дистанционных измерений способствуют появлению современных версий океанических реанализов, в которых усваиваются все имеющиеся данные контактных и спутниковых измерений. Использование таких реанализов позволяет уточнить среднесезонную пространственную структуру вод и дать оценки внутрисезонных изменений характеристик водных масс, что необходимо для интерпретации особенностей структуры вод, полученных по результатам фактических экспедиционных измерений [9, 10, 19, 20, 23].

Цель настоящей работы – на основе данных океанического реанализа *ECMWF ORA-S5* проанализировать среднесезонную пространственную структуру водных масс и исследовать климатическую внутрисезонную изменчивость их характеристик в котловине Пауэлл и прилегающих акваториях (восточный шельф Антарктического п-ова и северо-западная часть моря Уэдделла).

Материалы и методы

В работе рассматривается район Южного океана к востоку от Антарктического п-ова, расположенный между 60° и 65° ю. ш. и 56° и 47.5° з. д. Он включает в себя шельф архипелага Жуэнвиль, котловину Пауэлл, северо-западную часть моря Уэдделла, юго-западную часть моря Скоша. Котловина Пауэлл отделена от основного бассейна моря Уэдделла хребтом Жуэнвиль, а от моря Скоша – хребтами Южный Скоша и Филипп (рис. 1, а). При построении схемы донной топографии использовались данные *General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO)* (URL: http://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/) с пространственным разрешением 15 угловых секунд.



Р и с . 1. Район исследования (а) и распределение среднемноголетних векторов геострофических течений (b). Красными точками отмечены узлы сетки, для которых на рис. 3 представлены примеры θ, S -кривых

Fig. 1. Study area (a) and distribution of long-term average vectors of geostrophic currents (b). The red dots show the grid nodes for which examples of θ, S -curves are presented in Fig. 3

Анализ термохалинной структуры вод и выделение водных масс проводились по данным реанализа *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts OCEAN5 system (ECMWF ORAS5)* (URL: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-oras5?tab=form>). Реанализ содержит среднемесячные значения потенциальной температуры θ ($^{\circ}\text{C}$) и солёности S (ЕПС) в узлах сетки примерно $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ на 75 вертикальных уровнях в *sigma*-координатах для каждого года за период с 1958 по 2021 г. Эти значения получены на основе модели океана *Nucleus for European Modelling of the Ocean (NEMO)* и системы ассимиляции океана *NEMOVAR*, усваивающей поверхностную и подповерхностную температуру, солёность, концентрацию морского льда и аномалии уровня моря [24]. По исходным данным были рассчитаны среднемноголетние и климатические среднемесячные значения потенциальной температуры и солёности. Для выделения ядер водных масс и их термохалинных индексов в каждом узле сетки были построены среднемноголетние и климатические среднемесячные θ, S -кривые. Количество водных масс согласно классическому T, S -анализу определялось на θ, S -кривой по количеству экстремумов плюс две концевые точки^{2), 3)} [25]. Для уточнения вертикальной структуры вод анализировались вертикальные распределения нейтральной плотности γ^n ($\text{кг}/\text{м}^3$), которая является функцией солёности, температуры *in situ*, давления, долготы и широты [26] и косвенно отражает положение границ водных масс. При оценке сезонной изменчивости термохалинных индексов водных масс анализировались пространственные распределения внутригодовых среднеквадратических отклонений (СКО) температуры и солёности.

Пространственные распределения характеристик водных масс интерпретировались на фоне особенностей геострофической циркуляции вод.

²⁾ Мамаев О. И. *T, S-анализ вод Мирового океана*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. 364 с.

³⁾ Булгаков Н. П. *Конвекция в океане*. Москва : Наука, 1975. 272 с.

Среднегодовая структура течений анализировалась по данным реанализа *Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS)* (URL: http://marine.copernicus.eu/?option=com_csw&view=details&product_id=SEA-LEVEL_GLO_PHY_L4_REP_OBSERVATIONS_008_047), содержащего среднесуточные значения составляющих геострофической скорости в узлах регулярной сетки с шагом 0.25° с 1993 по 2020 г. По этим значениям рассчитывались среднемноголетние значения модуля скорости $\vec{V}g$ и направления векторов течений (рис. 1, *b*).

Основные результаты

Распределения среднемноголетних значений потенциальной температуры и солёности на вертикальных меридиональных разрезах и среднегодовые θ, S -кривые, примеры которых представлены на рис. 2 и 3, показали, что структура вод в районах исследуемой акватории, различающихся орографическими условиями, также заметно различается.

В глубоководных районах акватории, таких как южная часть моря Скоша, желоб Гесперид, котловина Пауэлл, северо-западная часть моря Уэдделла, прилегающая к антарктическому шельфу, прослеживается антарктический тип вертикальной структуры вод. На распределениях температуры (рис. 2, *a, c, e*) и среднемноголетних θ, S -кривых (рис. 3) севернее шельфа и хребта Жуэнвиль в слое примерно 25–150 м хорошо выделяется подповерхностный минимум θ , характеризующий АЗВ. Значения температуры в слое АЗВ заметно понижаются в глубоководных районах между хребтами Южный Скоша и Филипп и над свалами глубин хребта Жуэнвиль ($\theta < -1.5^\circ\text{C}$) и повышаются ($\theta < -1^\circ\text{C}$) в море Скоша, желобе Гесперид и центральной части котловины Пауэлл (рис. 2, *a, c, e*; 3). Распределение изолиний нейтральной плотности γ^n показывает, что за нижнюю границу АЗВ можно условно принять изопикну 27.95. В открытой части моря Уэдделла подповерхностный минимум, соответствующий АЗВ, в среднегодовом поле температуры не наблюдается, а весь приповерхностный слой занимает самая холодная ($\theta < -1.6^\circ\text{C}$) и низкосолёная ($S < 33.6$ ЕПС) АПВ высокоширотной модификации, называемая, согласно [2], поверхностной водой моря Уэдделла (ПВМУ) (рис. 2, *c-f*; 3, *b, c*).

Под слоем АЗВ в южной части моря Скоша отмечается рост температуры, и на глубинах 400–1000 м наблюдается ее промежуточный максимум ($\theta \sim -1.2^\circ\text{C}$), типичный для верхней модификации ЦГВ (ВЦГВ) (рис. 2, *a*; 3, *a*). Под слоем температурного максимума на глубинах 700–1400 м наблюдается слабый максимум солёности (34.7–34.705 ЕПС), характеризующий нижнюю модификацию ЦГВ (НЦГВ) (рис. 2, *b*; 3, *a*). Верхняя граница слоя ВЦГВ качественно соответствует положению изопикны 28.05, верхняя граница НЦГВ – положению изопикны 28.1, что согласуется с результатами работы [18]. В то же время выделение двух модификаций ЦГВ (верхней и нижней) в южной части моря Скоша уточняет результаты этой работы, согласно которым к югу от системы АЦТ весь слой ЦГВ занимает ее нижняя модификация. К югу от хребта Южный Скоша над свалами глубин хребта Филипп и шельфа Жуэнвиль отмечается повышение температуры, соответствующее ВЦГВ, прослеживающееся практически до дна (рис. 2, *a*).

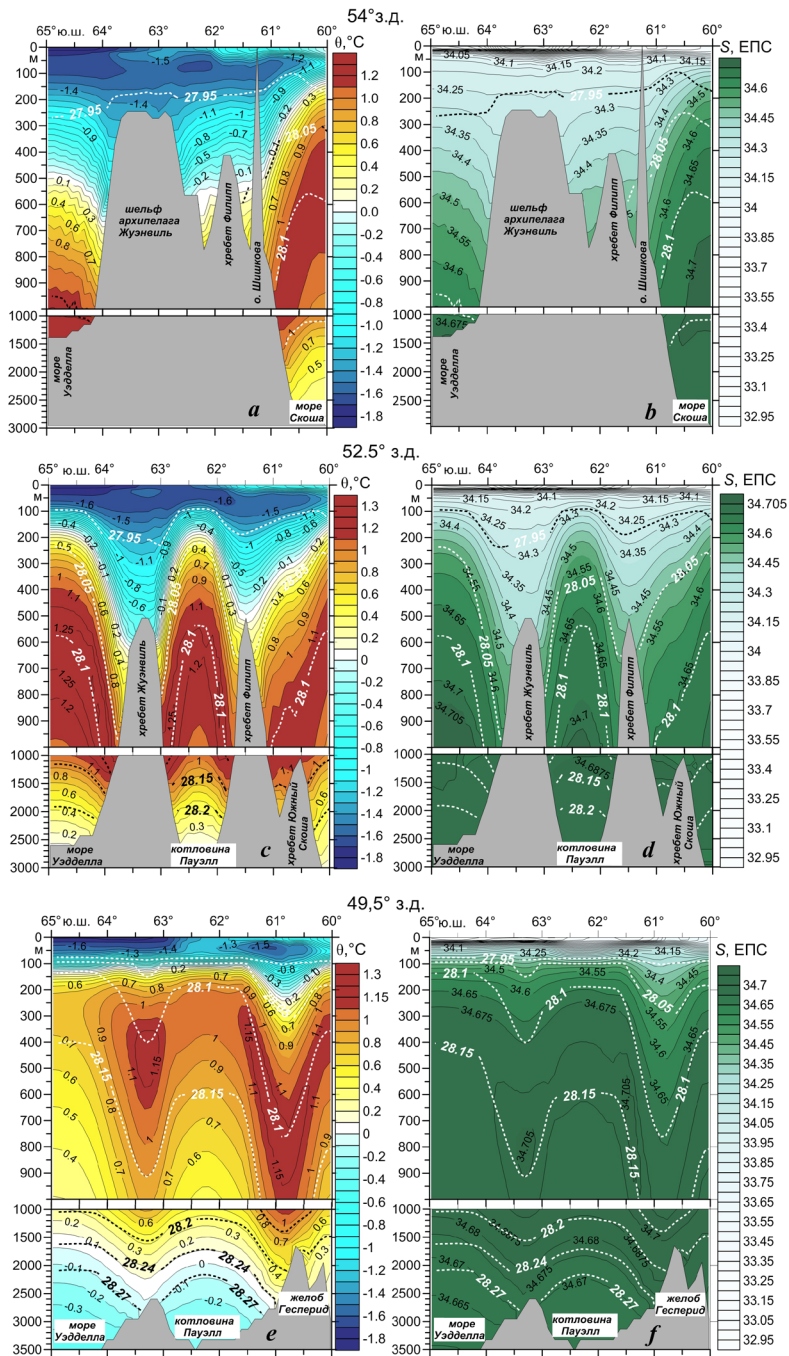


Рис. 2. Вертикальные распределения среднееголетних значений потенциальной температуры (a, c, e) и солёности (b, d, f) на разрезах вдоль линий меридианов 54° з. д. (a, b), 52.5° з. д. (c, d) и 49.5° з. д. (e, f). Штриховой линией показаны изолинии нейтральной плотности γ^n

Fig. 2. Vertical distributions of annual averaged potential temperature (a, c, e) and salinity (b, d, f) at sections along 54° W (a, b), 52.5° W (c, d) and 49.5° W (e, f). The dashed line shows neutral density γ^n isolines

Глубже слоя НЦГВ в южной части моря Скоша наблюдается монотонное понижение температуры при однородном распределении солёности, соответствующее более холодной ($\theta < 0.5$ °C) и менее солёной ($S < 34.7$ ЕПС) ГВМУ (рис. 2, *a, b*; 3, *a*). Согласно распределению векторов геострофических течений (см. рис. 1, *b*) и результатам работ [2, 15–18], ГВМУ проникает в море Скоша из моря Уэдделла и котловины Пауэлл через глубоководные проходы хребтов Филипп и Южный Скоша. Верхняя граница ГВМУ здесь примерно соответствует положению изопикны 28.15 (рис. 2, *a, b*; 3, *a*).

Восточнее, в глубоководных районах, расположенных между хребтами Южный Скоша, Филипп, Жуэнвиль (море Скоша, котловина Пауэлл, море Уэдделла), вследствие циклонической направленности потоков (см. рис. 1, *b*) прослеживается заметный подъем слоя ЦГВ ближе к поверхности (рис. 2, *c–f*).

В центральной части котловины Пауэлл и в глубоководной части моря Уэдделла ближе к центру КМУ верхние и нижние границы ВЦГВ и НЦГВ, судя по положению слоев промежуточных максимумов температуры и солёности и изопикн нейтральной плотности γ^n 28.05, 28.1 и 28.15, располагаются примерно на 500–600 м выше, чем над свалами глубин (рис. 2, *e, f*; 3, *c*). Вследствие интенсивного подъема более холодных вод промежуточный температурный максимум ослабевает, температура в слое ВЦГВ понижается примерно на 0.2–0.3 °C (рис. 2, *e*). Отметим, что в море Уэдделла в нижней части слоя ЦГВ прослеживается слабый максимум солёности, что, в отличие от работы [2], позволяет разделить слой ЦГВ на верхнюю и нижнюю модификации.

Под слоем ЦГВ глубже 1500–2000 м прослеживаются монотонное понижение температуры и однородное распределение солёности, соответствующее ГВМУ и ДВМУ (рис. 2, *c–f*). На среднесезонных θ, S -кривых отсутствуют явно выраженные экстремумы, которые бы позволили разделить эти водные массы (рис. 3, *b, c*). Согласно [18], слой ДВМУ отделяется от слоя глубинной воды моря Уэдделла по положению изолиний нейтральной плотности $\gamma^n > 28.24$ –28.27. Эта граница хорошо проявляется на вертикальных разрезах температуры и солёности, проходящих над глубоководными частями котловины Пауэлл и моря Уэдделла, при этом значения температуры и солёности в слое ДВМУ заметно понижаются по сравнению с их значениями в слое ГВМУ соответственно до $-0.5 \dots 0.1$ °C и 34.66–34.675 ЕПС (рис. 2, *e, f*). Концевую точку на θ, S -кривых в этих районах мы идентифицируем как ядро ДВМУ, а ядро ГВМУ в виде экстремума явно не выделяется (рис. 3, *c*).

Над мелководным шельфом архипелага Жуэнвиль с глубинами менее 300 м среднесезонная вертикальная стратификация вод имеет свои особенности. Здесь АШВ характеризуется слабым подповерхностным повышением температуры примерно на 0.1–0.2 °C в слое 20–30 м (рис. 2, *a*; 3, *a*) и постепенным повышением солёности с глубиной (рис. 2, *b*). Появление слабой температурной инверсии в подповерхностном слое при положительном вертикальном градиенте солёности в прибрежных шельфовых областях отмечалось и ранее в работе [27]. Отметим, что следы АШВ с инверсией θ до 0.15 °C в подповерхностном слое 15–25 м наблюдаются над свалом глубин в северо-западной части моря Уэдделла (рис. 3, *b*). Южнее 64° ю. ш. температура и солёность монотонно повышаются с глубиной до дна (рис. 2, *a, b*), при этом распределение изопикн нейтральной плотности γ^n показало, что на глубинах 950–1100 м располагается изопикна 28.05, соответствующая верхней границе ВЦГВ.

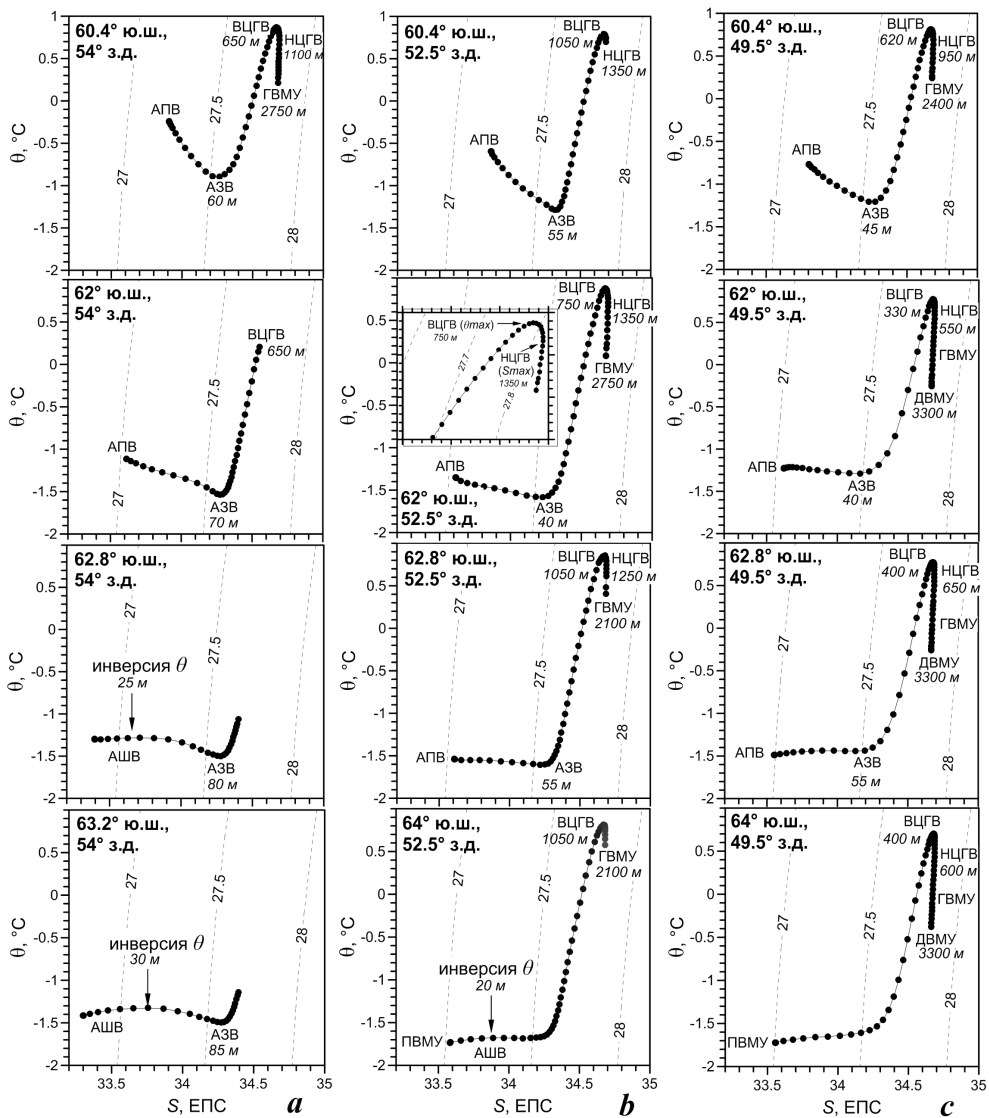


Рис. 3. Примеры среднеголетних θ, S -кривых в отдельных узлах сетки, расположенных на меридианах 54° з. д. (а), 52.5° з. д. (б) и 49.5° з. д. (с). Числа у кривых – глубины залегания ядер водных масс (м). Пунктирные линии – изопикны условной плотности σ_t . На врезке представлен увеличенный фрагмент θ, S -кривой, показывающий промежуточные максимумы температуры и солёности

Fig. 3. Examples of annual average θ, S -curves in separate grid nodes located at 54° W (а), 52.5° W (б) and 49.5° W (с). The numbers next to the curves are the depths of the water mass cores (m). The dashed lines are isopycnic lines of conditional density σ_t . The inset shows an enlarged fragment of the θ, S -curve showing the presence of intermediate temperature and salinity maxima

Распределения термохалинных индексов ядер ВЦГВ и НЦГВ, определяемых соответственно как промежуточные максимумы температуры и солёности, и глубин их залегания (рис. 4) наглядно иллюстрируют качественную связь их пространственной изменчивости с особенностями рельефа дна и основными элементами циркуляции. Минимальные значения θ -индекса ВЦГВ наблюдаются над мористой кромкой шельфов архипелага Жуэнвиль и хребта Филипп с глубинами менее 800 м, а также в море Уэдделла ближе к центру КМУ, где они составляют соответственно 0.4–0.5 °C и 0.5–0.7 °C. Понижение температуры ядра ВЦГВ (1.05–1.1 °C), связанное как с циклоническим подъемом вод, так и с проникновением более холодных вод из моря Уэдделла (рис. 1, *b*), отмечается в глубоководной части котловины Пауэлл. В южной части моря Скоша и над свалами глубин шельфов архипелага Жуэнвиль и хребта Филипп с глубинами более 1500 м значения θ -индекса увеличиваются до 1.15–1.35 °C (рис. 4, *a*). У θ -индекса НЦГВ диапазон пространственной

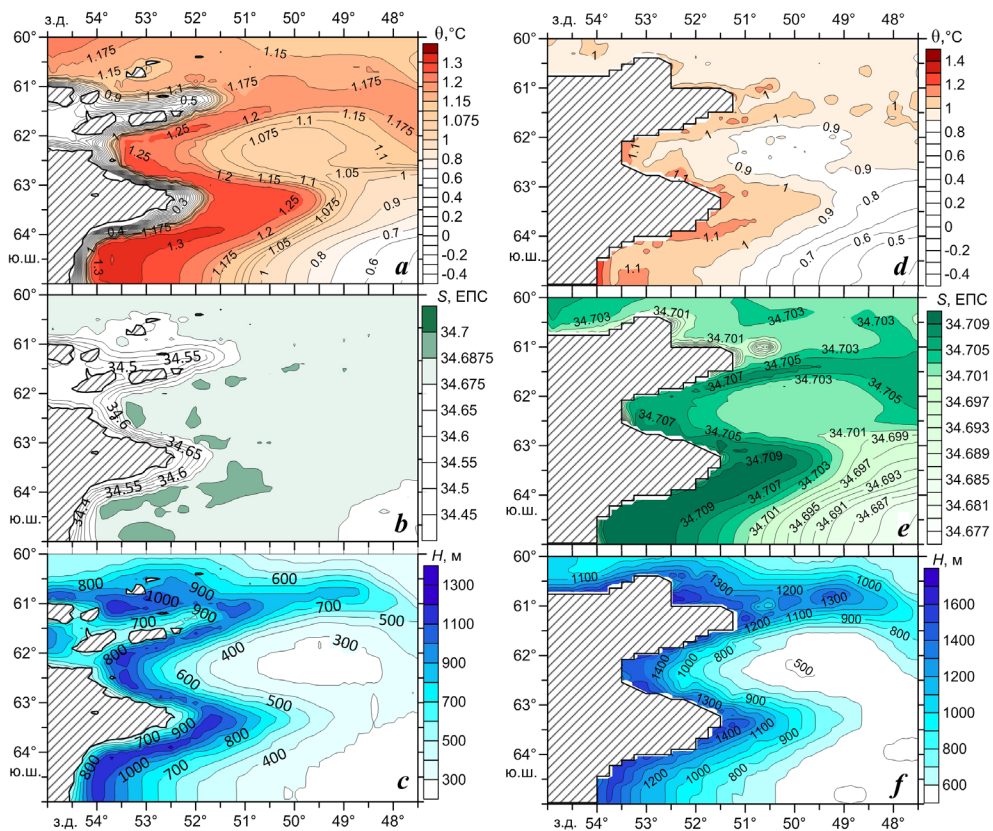


Рис. 4. Пространственные распределения θ -индексов (*a*, *d*), *S*-индексов (*b*, *e*) и глубин залегания ядер *H* (*c*, *f*) верхней (*a* – *c*) и нижней (*d* – *f*) модификаций ЦГВ. Области, где отсутствуют ВЦГВ и НЦГВ, заштрихованы

Fig. 4. Spatial distributions of θ -indices (*a*, *d*), *S*-indices (*b*, *e*) and core depths *H* (*c*, *f*) of the Upper (*a* – *c*) and Lower (*d* – *f*) modifications of CDW. The areas, where UCDW and LCDW are absent, are shaded

изменчивости заметно ниже, чем у θ -индекса ВЦГВ. При этом также отмечается тенденция к понижению значений θ -индекса НЦГВ в области КМУ (0.5–0.7 °C) и в центральной части котловины Пауэлл (0.85–0.9 °C) и повышению над свалами глубин (до 1–1.1 °C) (рис. 4, *d*).

Пространственная изменчивость S -индекса ВЦГВ на большей части акватории (в морях Скоша и Уэдделла, котловине Пауэлл, желобе Гесперид) невелика, его значения изменяются в пределах 34.675–34.69 ЕПС (рис. 4, *b*). Заметное уменьшение значений S -индекса ВЦГВ до 34.4–34.65 ЕПС, так же как и ее θ -индекса, наблюдается над кромкой шельфа с глубинами менее 800 м. Низкие значения θ, S -индекса ВЦГВ здесь можно объяснить трансформацией ВЦГВ вследствие ее перемешивания с более холодной и пресной шельфовой водой. Пространственные изменения значений S -индекса НЦГВ (рис. 4, *e*), который является ее отличительным признаком, характеризуются теми же особенностями, что и изменения θ -индекса ВЦГВ. Пониженные значения S -индекса ВЦГВ, как и θ -индекса ВЦГВ, отмечаются в области КМУ (34.685–34.697 ЕПС) и в центральной части котловины Пауэлл (34.701–34.703 ЕПС), повышенные (34.707–34.709 ЕПС) – над свалами глубин и в южной части моря Скоша (рис. 4, *e*).

Минимальные глубины залегания ядра ВЦГВ (меньше 300 м) наблюдаются в зонах циклонических круговоротов – в центральных частях котловины Пауэлл и моря Уэдделла. Над свалами глубин ядро ВЦГВ опускается до 1000–1300 м (рис. 4, *c*). Аналогичная пространственная изменчивость выявлена и для глубины залегания ядра НЦГВ. Она минимальна (500–600 м) в центральных частях котловины Пауэлл и моря Уэдделла и резко увеличивается (до 1100–1500 м) над свалами глубин (рис. 4, *f*). Качественно сходные пространственные особенности распределения несущих признаков верхней (θ -индекса) и нижней (S -индекса) модификаций ЦГВ, а также глубины залегания их ядер отражают влияние рельефа дна и циркуляции вод на весь слой воды, занимаемый ЦГВ.

Анализ распределений внутригодовых СКО потенциальной температуры и солености показал, что уровень сезонной изменчивости этих параметров заметно изменяется по пространству (рис. 5).

Внутригодовые колебания заметно уменьшаются глубже 60–70 м в поле температуры (рис. 5, *a – c*) и глубже 20–30 м в поле солености (рис. 5, *d – f*). Максимальный уровень внутригодовой изменчивости температуры наблюдается в верхнем 20–30-метровом слое в северной части акватории (в море Скоша, желобе Гесперид и над хребтом Южный Скоша), где значения СКО θ достигают 1–1.6 °C (рис. 5, *a – c*). Значения СКО θ уменьшаются в южном направлении и составляют 0.6–0.8 °C в котловине Пауэлл (рис. 5, *b, c*), 0.4–0.5 °C над шельфом Жуэнвиль (рис. 5, *a*). Минимальный уровень внутригодовой изменчивости температуры наблюдается в море Уэдделла, где значения СКО θ не превышают 0.2 °C (рис. 5, *a – c*).

Пространственное распределение внутригодового СКО солености заметно отличается от распределения СКО температуры. Максимальные значения СКО S отмечаются в районах интенсивного ледообразования и ледотаяния – над хребтом Филипп, шельфом и хребтом Жуэнвиль (0.5–0.8 ЕПС) (рис. 5, *d, e*), а также в глубоководной части моря Уэдделла (0.6–0.7 ЕПС) (рис. 5, *f*).

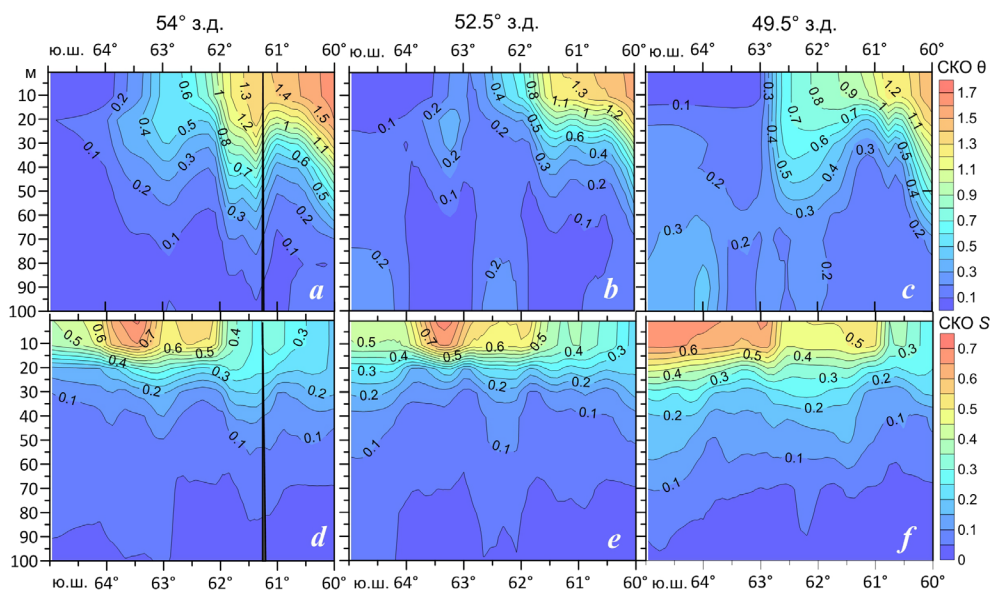


Рис. 5. Вертикальные распределения внутригодового СКО потенциальной температуры (*a – c*) и солёности (*d – f*) на разрезах вдоль линии меридианов 54° з. д. (*a, d*), 52.5° з. д. (*b, e*) и 49.5° з. д. (*c, f*). Темная полоса на рис. 5, *a, d* – о-в Шишкова

Fig. 5. Vertical distributions of intra-annual RMSD of potential temperature (*a – c*) and salinity (*d – f*) along 54° W (*a, d*), 52.5° W (*b, e*) and 49.5° W (*c, f*). The dark band in Fig. 5, *a, d* is Shishkov Island

Над свалами глубин в северо-западной части моря Уэдделла и в западной части котловины Пауэлл значения СКО *S* составляют 0.45–0.6 ЕПС (рис. 5, *d, e*), в центральной глубоководной части котловины Пауэлл они понижаются до 0.4–0.5 ЕПС (рис. 5, *f*). Минимальный уровень внутригодовой изменчивости солёности (СКО *S* < 0.2–0.4 ЕПС) наблюдается в районах максимального уровня внутригодовой изменчивости температуры – в море Скоша и желобе Гесперид (рис. 5, *d – f*).

Пространственные изменения уровня внутригодовой изменчивости термохалинных параметров отражаются в климатических сезонных изменениях θ, S -индексов водных масс. Анализ среднемесячных θ, S -кривых показал, что наибольшие внутригодовые изменения термохалинных индексов характерны для водных масс верхнего 60–70-метрового слоя океана, в котором наблюдаются максимальные сезонные вариации термохалинных полей (рис. 5; 6, *a; 7*). Наибольшие внутригодовые изменения термохалинных индексов отмечаются для АПВ, характеризующейся зимней (АПЗВ) и летней (АПЛВ) модификациями (рис. 6, *a*). Сезонные изменения температурного индекса АПВ максимальны в южной части моря Скоша, где они достигают почти 4 °С. В желобе Гесперид изменения θ -индекса составляют 3.5 °С, над хребтом Филипп и в северной и центральной частях котловины Пауэлл они уменьшаются до 2–2.5 °С, в южной части котловины – до 1–1.1 °С (рис. 6, *b*). Внутригодовые изменения *S*-индекса АПВ максимальны над хребтом Филипп и в северной

и южной частях котловины Пауэлл, где они достигают почти 1.9 ЕПС. В море Скоша, желобе Гесперид и в центральной части котловины Пауэлл сезонные изменения S -индекса АПВ уменьшаются до 0.8–1 ЕПС (рис. 6, с).

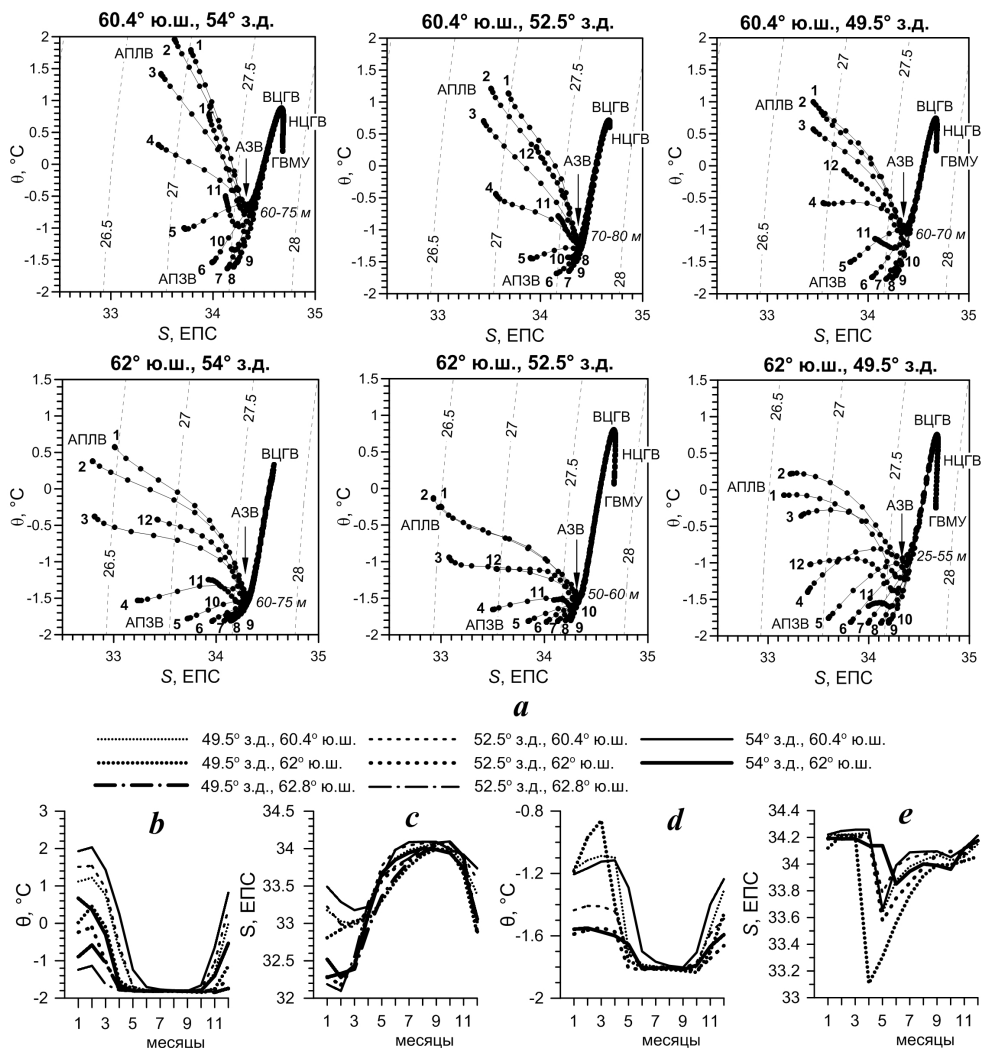


Рис. 6. Примеры среднемесячных θ, S -кривых в отдельных узлах сетки (а), графиков внутригодового цикла θ -индекса (b, d) и S -индекса (c, e) АПВ (b, c) и АЗВ (d, e). Числа у кривых – месяцы и глубины залегания ядра АЗВ (м)

Fig. 6. Examples of monthly average θ, S -curves in separate grid nodes (a) and graphs of the intra-annual cycle of the θ -index (b, d) and S -index (c, e) of the ASW (b, c) and AWW (d, e). The numbers at the curves in Figs. 6, a – months and depths of the AWW core (m)

Отметим, что на величину амплитуды внутригодовых изменений θ, S -индексов АПВ и ее пространственную изменчивость влияют преимущественно изменения θ, S -индексов летней модификации АПВ. Значения θ, S -индексов зимней модификации АПВ практически не изменяются на всей акватории и составляют в период с мая по октябрь $-1.8...-1.6$ °C и 34–34.1 ЕПС

(рис. 6, *b, c*). Значения θ -индекса летней модификации АПВ в январе – марте составляют 1.2–2 °С в море Скоша и желобе Гесперид, 0.6–0.8 °С над хребтом Филипп и понижаются до –0.2...0.4 °С в северной и центральной частях котловины Пауэлл и до –1.1...–0.6 °С в южной части котловины (рис. 6, *b*). Значения S -индекса АПЛВ составляют 32.1–32.5 ЕПС над хребтом Филипп и в северной и южной частях котловины Пауэлл, 32.8–33 ЕПС в центральной части котловины, 33.2–33.5 ЕПС в море Скоша и желобе Гесперид (рис. 6, *c*).

В море Уэдделла температурный индекс высокоширотной модификации АПВ – ПВМУ – в течение года изменяется от –1.85...–1.8 °С зимой до –1.2...–1.1 °С летом. Внутригодовые изменения S -индекса ПВМУ составляют почти 1.8 ЕПС (от 34.2–34.3 ЕПС зимой до 32.5–32.8 ЕПС летом) (рис. 7).

АЗВ прослеживается в подповерхностном слое в течение всего года в южной части моря Скоша, в желобе Гесперид, над хребтом Филипп, в северной и центральной частях котловины Пауэлл (рис. 6, *a*). Внутригодовые изменения θ, S -индексов АЗВ максимальны в центральной части котловины Пауэлл (до 1 °С и 1.1 ЕПС), где ядро АЗВ вследствие подъема вод в центре циклонического круговорота располагается ближе к поверхности в слое 25–55 м. Минимальные изменения θ, S -индексов АЗВ, не превышающие 0.4 °С и 0.3 ЕПС, наблюдаются в море Скоша, желобе Гесперид и над хребтом Филипп, где ядро АЗВ заглубляется до 60–85 м (рис. 6, *d, e*).

В южной части исследуемой акватории вследствие интенсивной конвекции в холодный период АЗВ прослеживается только часть года (рис. 7). Над шельфом Жуэнвиль АЗВ прослеживается с сентября – ноября по май – июнь, в южной части котловины Пауэлл – с ноября – декабря по апрель, в море Уэдделла – с декабря по март – апрель. В этих районах θ, S -индексы АЗВ слабо изменяются как по пространству, так и по времени и составляют соответственно –1.8...–1.4 °С и 34.1–34.2 ЕПС. Слабое повышение θ -индекса АЗВ (до –1.4...–1.1 °С) отмечается в южной части котловины Пауэлл (рис. 7).

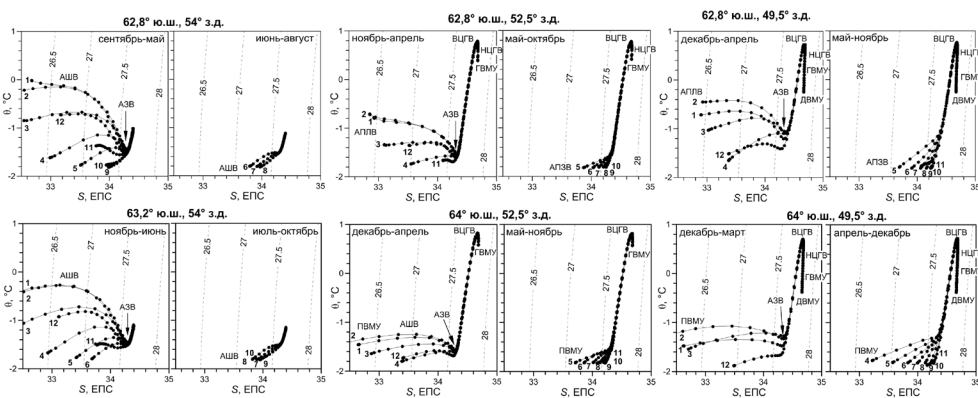


Рис. 7. Примеры среднемесячных θ, S -кривых в отдельных узлах сетки. Числа у кривых – месяцы

Fig. 7. Examples of monthly average θ, S -curves in separate grid nodes. The numbers at the curves are months

АШВ, как и АПВ, характеризуется существенными изменениями термохалинных индексов. Над шельфом Жуэнвиль внутригодовые изменения θ -индекса АШВ достигают 1.6–1.8 °С (от –1.8 °С зимой до –0.2...0 °С летом), изменения S -индекса составляют почти 1.5 ЕПС (от 33.9–34 до 32.5–32.6 ЕПС летом) (рис. 7).

Выводы

По данным реанализа *ECMWF ORAS5* за период с 1958 по 2021 г. проанализированы среднемноголетняя структура и климатическая внутригодовая изменчивость характеристик водных масс котловины Пауэлл и прилегающих акваторий. Идентифицированы АПВ и ее более холодная и менее соленая модификация – поверхностная вода моря Уэдделла, АШВ, АЗВ, ЦГВ, ГВМУ и ДВМУ. Показано, что АШВ наблюдается не только над мелководным шельфом архипелага Жуэнвиль, но и над свалом глубин в северо-западной части моря Уэдделла. Выявлено, что в глубоководных районах акватории слой ЦГВ разделяется на верхнюю и нижнюю модификации, характеризующиеся соответственно промежуточными максимумами температуры и солености. ГВМУ и ДВМУ в виде отдельных экстремумов на среднемноголетних θ, S -кривых не проявляются.

Показано, что вследствие подъема вод в центре циклонического круговорота в котловине Пауэлл ядро АЗВ располагается ближе к поверхности в слое 25–55 м. В море Скоша, желобе Гесперид и над хребтом Филипп оно заглубляется до 60–85 м. Минимальные глубины залегания ядер ВЦГВ и НЦГВ (соответственно 250–300 и 500–600 м) также наблюдаются в центральной части котловины Пауэлл и в море Уэдделла ближе к центру КМУ. Максимальные глубины залегания ядер ВЦГВ и НЦГВ (соответственно 1000–1300 и 1100–1500 м) выявлены над свалами глубин шельфа Жуэнвиль и хребтов Южный Скоша, Филипп и Жуэнвиль.

Выявлено повышение значений θ -индекса ВЦГВ и S -индекса НЦГВ (до 1.15–1.35 °С и 34.707–34.709 ЕПС соответственно) в южной части моря Скоша и над свалами глубин шельфа архипелага Жуэнвиль и хребта Филипп с глубинами более 1500 м. Понижение температуры в ядре ВЦГВ и солености в ядре НЦГВ отмечается также в море Уэдделла (0.5–1 °С и 34.685–34.699 ЕПС) и в глубоководной части котловины Пауэлл (1.05–1.1 °С и 34.701–34.703 ЕПС). Минимальные значения θ -индекса ВЦГВ (0.4–0.7 °С) наблюдаются над кромкой шельфов архипелага Жуэнвиль и хребта Филипп с глубинами менее 800 м.

Наибольшими внутригодовыми изменениями термохалинных индексов характеризуется АПВ с зимней и летней модификациями. Сезонные изменения θ -индекса АПВ максимальны в южной части моря Скоша, где они достигают почти 4 °С, в желобе Гесперид они составляют 3.5 °С, над хребтом Филипп и в северной и центральной частях котловины Пауэлл уменьшаются до 2–2.5 °С, в южной части котловины – до 1–1.1 °С. Внутригодовые изменения S -индекса АПВ максимальны над хребтом Филипп и в северной и южной частях котловины Пауэлл, где они достигают почти 1.9 ЕПС. В море Скоша, желобе Гесперид и в центральной части котловины Пауэлл сезонные изменения S -индекса АПВ уменьшаются до 0.8–1 ЕПС.

ПВМУ характеризуется слабыми изменениями θ -индекса в течение года (от $-1.85\dots-1.8$ °C зимой до $-1.2\dots-1.1$ °C летом), тогда как изменения ее S -индекса достигают почти 1.8 ЕПС (от 34.2–34.3 ЕПС зимой до 32.5–32.8 ЕПС летом).

АШВ, так же как и АПВ, характеризуется существенными изменениями термохалинных индексов. Внутригодовые изменения θ -индекса АШВ достигают 1.6–1.8 °C (от -1.8 °C зимой до $-0.2\dots 0$ °C летом), изменения S -индекса составляют почти 1.5 ЕПС (от 33.9–34 до 32.5–32.6 ЕПС летом).

Внутригодовые изменения θ, S -индексов АЗВ максимальны в центральной части котловины Пауэлл (до 1 °C и 1.1 ЕПС), минимальны (до 0,4 °C и 0,3 ЕПС) – в море Скоша, желобе Гесперид и над хребтом Филипп. В южной части акватории АЗВ прослеживается не во все месяцы. Над шельфом Жуэнвиль АЗВ наблюдается с сентября – ноября по май – июнь, в южной части котловины Пауэлл – с ноября – декабря по апрель, в море Уэдделла – с декабря по март – апрель. В этих районах θ, S -индексы АЗВ слабо изменяются как по пространству, так и по времени.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Дубравин В. Ф. Поверхностные водные массы и формирование зон биологической продуктивности Атлантического океана. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 2001. 115 с.
2. Масленников В. В. Климатические колебания и морская экосистема Антарктики. Москва : ВНИРО, 2003. 295 с.
3. Шульговский К. Е. Крупномасштабная изменчивость океанологических условий в западной части Атлантического сектора Антарктики и ее влияние на распределение криля. Калининград : АтлантНИРО, 2005. 148 с.
4. Fronts and habitat zones in the Scotia Sea / H. Venables [et al.] // Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography. 2012. Vol. 59–60. P. 14–24. doi:10.1016/j.dsr2.2011.08.012
5. Аржанова Н. В., Артамонова К. В. Гидрохимическая структура вод в районе промысла антарктического криля *Euphausia superba Dana* // Труды ВНИРО. 2014. Т. 152. С. 118–132. EDN TGTNWF.
6. Lohmann R., Belkin I. M. Organic pollutants and ocean fronts across the Atlantic Ocean: A review // Progress in Oceanography. 2014. Vol. 128. P. 172–184. doi:10.1016/j.poccean.2014.08.013
7. Defining Southern Ocean fronts and their influence on biological and physical processes in a changing climate / C. C. Chapman [et al.] // Nature Climate Change. 2020. Vol. 10. P. 209–219. doi:10.1038/s41558-020-0705-4
8. Siegel V., Watkins J. L. Distribution, biomass and demography of Antarctic Krill, *Euphausia superba* // Biology and Ecology of Antarctic Krill / Ed. V. Siegel. Cham : Springer, 2016. P. 21–100. doi:10.1007/978-3-319-29279-3_2
9. Состав популяции и транспорт молоди антарктического криля в районе бассейна Пауэлла (северо-западная часть моря Уэдделла) в январе 2020 г. / В. А. Спиридонов [и др.] // Труды ВНИРО. 2020. Т. 181. С. 33–51. EDN BZGUSV. doi:10.36038/2307-3497-2020-181-33-51
10. Исследования экосистемы Атлантического сектора Антарктики (79-й рейс НИС «Академик Мстислав Келдыш») / Е. Г. Морозов [и др.] // Океанология. 2020. Т. 60, № 5. С. 823–825. EDN PNJEZI. doi:10.31857/S0030157420050172

11. Orsi A. H., Nowlin Jr. W. D., Whitworth III Th. On the circulation and stratification of the Weddell Gyre // *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 1993. Vol. 40, iss. 1. P. 169–203. doi:10.1016/0967-0637(93)90060-G
12. Formation and discharge of deep and bottom water in the northwestern Weddell Sea / E. Fahrbach [et al.] // *Journal of Marine Research*. 1995. Vol. 53, no. 4. P. 515–538. doi:10.1357/0022240953213089
13. Артамонов Ю. В., Попов Ю. И., Троценко Б. Г. Водные массы в Антарктическом секторе юго-западной Атлантики в феврале-апреле 1997 года // *Бюллетень Українського антарктичного центру*. Київ, 1997. Вип. 1 : Перша українська антарктична експедиція 1996–1997 рр. С. 125–131.
14. On the export of Antarctic bottom water from the Weddell Sea / A. C. Naveira Garabato [et al.] // *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 2002. Vol. 49, iss. 21. P. 4715–4742. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00156-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00156-X)
15. Northwestern Weddell Sea deep outflow into the Scotia Sea during the austral summers of 2000 and 2001 estimated by inverse methods / B. C. Franco [et al.] // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 2007. Vol. 54, iss. 10. P. 1815–1840. doi:10.1016/j.dsr.2007.06.003
16. Thompson A. F., Heywood K. J. Frontal structure and transport in the northwestern Weddell Sea // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 2008. Vol. 55, iss. 10. P. 1229–1251. doi:10.1016/j.dsr.2008.06.001
17. Тараканов Р. Ю. Антарктическая донная вода в моря Скотия и проливе Дрейка // *Океанология*. 2009. Т. 49, № 5. С. 658–672. EDN KWISGP.
18. Water mass pathways and transports over the South Scotia Ridge west of 50°W / M. Palmer [et al.] // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 2012. Vol. 59. P. 8–24. doi:10.1016/j.dsr.2011.10.005
19. Мезомасштабная изменчивость океана в северной части моря Уэдделла / Е. Г. Морозов [и др.] // *Океанология*. 2020. Т. 60, № 5. С. 663–679. EDN AIGCWM. doi:10.31857/S0030157420050184
20. Fedotova A. A., Stepanova S. V. Water Mass Transformation in the Powell Basin // *Antarctic Peninsula Region of the Southern Ocean*. Cham : Springer, 2021. P. 115–129. doi:10.1007/978-3-030-78927-5_8
21. Мухаметьянов Р. З., Фрей Д. И. Мезомасштабная изменчивость характеристик водных масс и течений в северной части моря Уэдделла (бассейн Пауэлла) // *Комплексные исследования Мирового океана : материалы VI Всероссийской научной конференции молодых ученых, г. Москва, 18-24 апреля 2021 г. Москва : ИО РАН, 2021. С. 139. doi:10.29006/978-5-6045110-3-9*
22. Orsi A. H., Whitworth III Th., Nowlin Jr. W. D. On the meridional extent and fronts of the Antarctic Circumpolar Current // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 1995. Vol. 42, iss. 5. P. 641–673. doi:10.1016/0967-0637(95)00021-W
23. Гидрофизические и экосистемные исследования в Атлантическом секторе Антарктики (87-й рейс научно-исследовательского судна «Академик Мстислав Келдыш») / Е. Г. Морозов [и др.] // *Океанология*. 2022. Т. 62, № 5. С. 825–827. EDN KDLDIS. doi:10.31857/S003015742205015X
24. The ECMWF operational ensemble reanalysis-analysis system for ocean and sea ice: a description of the system and assessment / H. Zuo [et al.] // *Ocean Science*. 2019. Vol. 15, iss. 3. P. 779–808. doi:10.5194/os-15-779-2019
25. Добровольский А. Д. Об определении водных масс // *Океанология*. 1961. Т. 1, вып. 1. С. 12–24. URL: http://www.mmtk.ginras.ru/pdf/dobrovolsky_1961.pdf (дата обращения: 12.08.2023).

26. *Jackett D. R., McDougall T. J. A Neutral Density Variable for the World's Oceans // Journal of Physical Oceanography. 1997. Vol. 27, iss. 2. P. 237–263. doi:10.1175/1520-0485(1997)027<0237:ANDVFT>2.0.CO;2*
27. Вертикальная термохалинная структура, водные массы и крупномасштабные фронты Юго-Западной Атлантики и прилегающих акваторий Антарктики / Ю. В. Артамонов [и др.] // Морской гидрофизический журнал. 2004. № 3. С. 39–52. EDN YYFZEL.

Поступила 29.04.2023 г.; одобрена после рецензирования 18.05.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Артамонов Юрий Владимирович, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор географических наук, **ResearcherID: AAC-6651-2020**, *artam-ant@yandex.ru*

Скрипалева Елена Александровна, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат географических наук, **ResearcherID: AAC-6648-2020**, *sea-ant@yandex.ru*

Никольский Николай Викторович, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, г. Севастополь, ул. Капитанская, 2), **ResearcherID: AAC-7723-2020**, *nikolsky.geo@gmail.com*

Заявленный вклад авторов:

Артамонов Юрий Владимирович – общее научное руководство исследованием, формулировка целей и задач исследования, разработка методик, качественный анализ результатов и их интерпретация, обсуждение результатов работы, формулирование выводов

Скрипалева Елена Александровна – обзор литературы по проблеме исследования, качественный анализ результатов и их интерпретация, обработка и описание результатов исследования, обсуждение результатов работы, формулирование выводов, подготовка текста статьи, доработка текста

Никольский Николай Викторович – разработка и отладка компьютерных программ для обработки данных, компьютерная реализация алгоритмов, построение графиков и схем, участие в обсуждении материалов статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Перспективы радиолокационного мониторинга скорости ветра, спектров ветровых волн и скорости течения с океанографической платформы

Ю. Ю. Юровский, В. В. Малиновский, А. Е. Кориненко *,
Л. А. Глухов, В. А. Дулов

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

** e-mail: korinenko.alex@mhi-ras.ru*

Аннотация

Цель статьи – представить перспективы радиолокационного мониторинга морской среды с океанографической платформы, расположенной вблизи поселка Кацивели на Южном берегу Крыма на Черноморском гидрофизическом подспутниковом полигоне Морского гидрофизического института РАН. Работа радиолокационной станции с платформы в Кацивели позволила бы регистрировать в непрерывном режиме кругового обзора поля скорости ветра, спектров ветровых волн и вектора скорости течения в акватории радиуса 1 км с разрешением до 100 м. Описаны подходы и проблемы при оценке полей скорости ветра, спектров ветровых волн и вектора скорости течения с помощью навигационного радара. Показано, что для восстановления перечисленных полей по сигналу радара пригодны уже известные методы, развитые в спутниковой и корабельной радиолокации, если воспользоваться результатами исследований обрушений ветровых волн, проведенных с платформы в Кацивели. Апробация подходов выполнена осенью 2022 г. с платформы в Кацивели на основе радиолокационных станций *MRS-1011* (*X*-диапазон, длина электромагнитной волны 3 см) и *MRS-3000* (*Ka*-диапазон, длина электромагнитной волны 8 мм). Обе станции имеют мощностные и доплеровские каналы, горизонтальные поляризации излучения и приема и осуществляют круговой обзор акватории под скользящими углами к морской поверхности, не превышающими 10°. Специализированный эксперимент включал работу радара одновременно со штатным оборудованием платформы, а обработка данных основывалась на описанных алгоритмах восстановления. В результате эксперимента показано, что восстановленные частотные спектры ветровых волн согласуются со спектрами, измеренными традиционным струнным волнографом, восстановленные пространственные поля ветра и течений отвечают традиционным представлениям, причем поле течений согласуется на качественном уровне с данными доплеровского канала. Данные, полученные с помощью радиолокационных станций, демонстрируют возможности восстановления полей скорости ветра, векторов скорости течения и частотных спектров волнения в акватории радиусом около километра с пространственным разрешением в десятки метров. Радиолокационный мониторинг с платформы в Кацивели

© Юровский Ю. Ю., Малиновский В. В., Кориненко А. Е.,
Глухов Л. А., Дулов В. А., 2023



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

предоставляет техническую базу для исследований взаимодействия океана и атмосферы, взаимодействия ветровых волн и течений, для отработки и валидации спутниковых технологий и региональных моделей морской среды.

Ключевые слова: радиолокатор, морская поверхность, удельная эффективная площадь рассеяния, доплеровский спектр, скаттерометрия, спектры волн, скорость течения, натурные измерения, мониторинг, океанографическая платформа

Благодарности: работа выполнена в рамках госзадания МГИ РАН по темам № FNNN-2021-0005 и № FNNN-2021-0004.

Для цитирования: Перспективы радиолокационного мониторинга скорости ветра, спектров ветровых волн и скорости течения с океанографической платформы / Ю. Ю. Юровский [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 40–54. EDN OFYNOG.

Prospects for Radar Monitoring of Wind Speed, Wind Wave Spectra and Velocity of Currents from an Oceanographic Platform

**Yu. Yu. Yurovsky, V. V. Malinovsky, A. E. Korinenko *,
L. A. Glukhov, V. A. Dulov**

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

** e-mail: korinenko.alex@mhi-ras.ru*

Abstract

The article aims to present the prospects of radar monitoring of the marine environment from an oceanographic platform located near the village of Katsiveli on the South coast of Crimea at the Black Sea hydrophysical sub-satellite test site of the Marine Hydrophysical Institute of the Russian Academy of Sciences. Operation of the radar station from the platform in Katsiveli would allow continuous round-view mode recording of the wind speed fields, wind wave spectra, and a current velocity vector in the water area of a 1 km radius with a resolution of up to 100 meters. The paper describes approaches and problems in estimating wind speed fields, wind wave spectra, and current velocity vectors using a navigation radar. It is shown that the already known methods developed in satellite and ship radar are suitable for the reconstruction of the mentioned fields from the radar signal if we use the results of wind wave-breaking studies carried out from the Katsiveli platform. The approaches were tested in autumn 2022 from the Katsiveli platform using radar stations MRS-1011 (X-band, electromagnetic wavelength 3 cm) and MRS-3000 (Ka-band, electromagnetic wavelength 8 mm). Both stations have power and Doppler channels, horizontal polarizations of emission and reception, and perform all-around scanning of the water area at grazing angles to the sea surface not exceeding 10°. The specialized experiment included the radar operation simultaneously with the standard equipment of the platform, and data processing was based on the described recovery algorithms. As a result of the experiment it is shown that the recovered frequency spectra of wind waves agree with the spectra measured with a conventional string wave recorder, the recovered spatial fields of wind and currents meet the traditional concepts, and the field of currents agrees qualitatively with the Doppler channel data. The data obtained with radar stations demonstrate the possibility of recovery of wind speed fields, vectors of the velocity of currents, and wave frequency spectra in a water area with a radius of about 1 km

with a spatial resolution of tens of meters. Radar monitoring from the Katsiveli platform provides a technical base for studies of air-sea interactions and wave-current interactions and for the development and validation of satellite technologies and regional models of the marine environment.

Keywords: radar, sea surface, normalized radar cross-section, Doppler spectrum, scatterometry, wave spectra, current velocity, in situ measurements, monitoring, oceanographic platform

Acknowledgements: The work was performed under state assignment of MHI RAS on topics no. FNNN-2021-0005 and no. FNNN-2021-0004.

For citation: Yurovsky, Yu.Yu., Malinovsky, V.V., Korinenko, A.E., Glukhov, L.A. and Dulov, V.A., 2023. Prospects for Radar Monitoring of Wind Speed, Wind Wave Spectra and Velocity of Currents from an Oceanographic Platform. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 40–54.

1. Введение

Со стационарной океанографической платформы вблизи поселка Кацивели (далее – «платформа в Кацивели») традиционно выполняются как специализированные морские эксперименты (см., например, сборник¹⁾ и работы [1–5]), так и непрерывный мониторинг прибрежной зоны [6]. Платформа с окружающей ее акваторией образуют экспериментальный полигон (Черноморский гидрофизический подспутниковый полигон Морского гидрофизического института РАН, ЧГПП МГИ), где работает штатное измерительное оборудование [6], а данные некоторых измерений выводятся в реальном времени на общедоступные сайты (см., например, текущую информацию о состоянии моря на постоянно работающем сайте <http://dvs.net.ru/mhiplatform/index.shtml>). За десятилетия исследовательских работ накоплены обширные архивные данные о характеристиках морской среды на полигоне и их изменчивости [1, 6]. Таким образом, имеются широкие возможности как для оптимального планирования экспериментальных работ на полигоне, так и для расширенного контроля внешних условий во время экспериментов. Поэтому условия проведения работ на полигоне оказываются аналогичными лабораторным. На сегодняшний день такого рода «натурные лаборатории» необходимы прежде всего для разработки и отладки региональных моделей морской среды и валидации спутниковых технологий мониторинга океана.

Естественным шагом для усиления измерительных возможностей «натурной лаборатории» в Кацивели явилось бы осуществление непрерывного радиолокационного мониторинга окружающей платформу акватории радиусом около 1 км (рис. 1). Такой мониторинг мог бы дать поля поверхностных течений, приводной скорости ветра и спектров ветровых волн с пространственным разрешением до десятков метров. Подходящим для таких целей прибором является когерентный навигационный радар, способный, помимо стандартной мощности

¹⁾ Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. К 30-летию океанографической платформы в Кацивели : сборник научных трудов / В. А. Иванов (гл. ред.). Севастополь, 2010. Вып. 21. 265 с.

отражения, регистрировать фазу сигнала (доплеровский сдвиг частоты), а значит, и скорость облучаемой поверхности.

На рис. 1, *a* схематически показана область мониторинга, на рис. 1, *b* – реальное радиолокационное изображение ее фрагмента, на рис. 1, *c*, *d* – отечественные радиолокационные станции (РЛС), приобретенные МГИ для выполнения подобных работ. На изображении (рис. 1, *b*) показана мощность сигнала, в поле которой хорошо различаются ветровые волны. Каждый пиксель изображения можно рассматривать как «виртуальную станцию», где регистрируется временной ряд характеристик сигнала. Набор «виртуальных станций», схематично показанный на рис. 1, *a*, обеспечивает получение подробных пространственно-временных полей исследуемых характеристик морской среды.

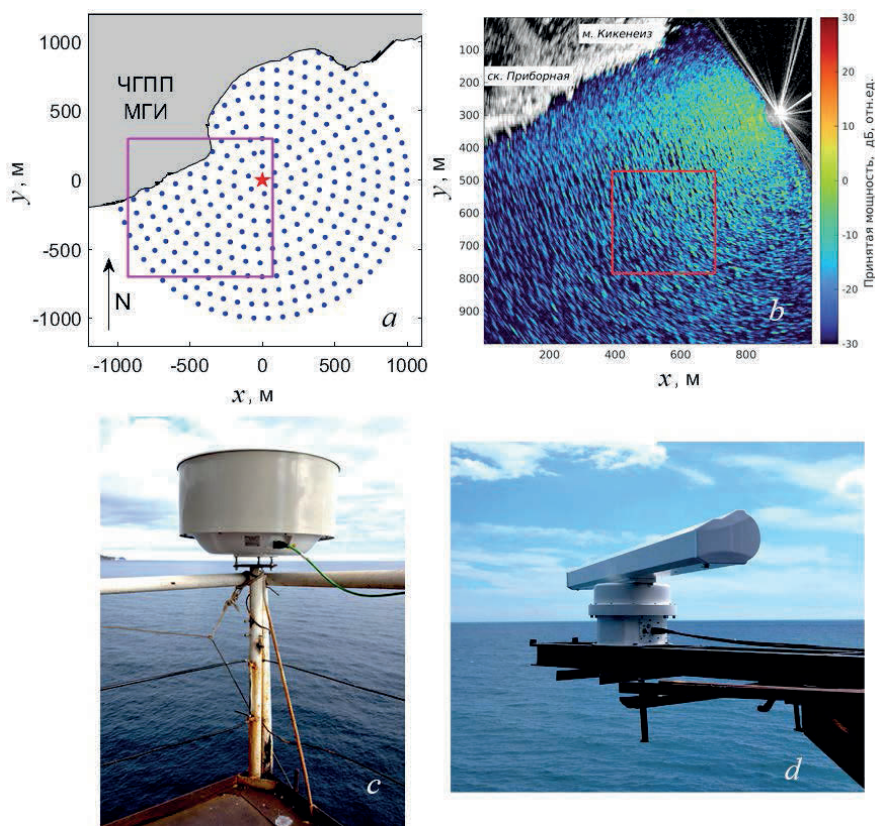


Рис. 1. Радиолокационный мониторинг с платформы в Кацивели: *a* – область мониторинга (звездочкой обозначено расположение платформы, точками – виртуальные станции); *b* – радиолокационное изображение выделенной на рис. 1, *a* прямоугольной области; *c* – РЛС MRS-3000; *d* – РЛС MRS-1011

Fig. 1. Radar monitoring from the Katsiveli platform: *a* – monitoring area (the star denotes the platform location, the dots are virtual stations); *b* – radar image of the rectangular area selected in Fig. 1, *a*; *c* – MRS-3000 radar; *d* – MRS-1011 radar

Радиолокационный мониторинг с платформы в Кацивели обеспечил бы экспериментальную базу для выполнения актуальных исследований взаимодействия океана и атмосферы, взаимодействия ветровых волн и течений, проведения подспутниковых экспериментов, отработки и валидации региональных моделей морской среды. В то же время развитые в последние десятилетия методы восстановления скорости ветра, спектров ветровых волн и скорости течения по спутниковым измерениям предоставляют теоретическую базу для осуществления проекта.

Радиолокационные измерения морской поверхности при малых углах скольжения, не превышающих 10° , характерные для береговых или судовых РЛС, имеют особенности формирования отраженного радиосигнала, которые определяются не резонансным брегговским рассеянием, а отражением от обрушивающихся гребней ветровых волн (см., например, работу [7] и цитируемую в ней литературу).

Для решения прикладных задач, в частности восстановления скорости ветра, используют построенные по данным РЛС геофизические модельные функции (ГМФ). В работе [8] для оценки скорости ветра по морским навигационным РЛС было предложено использовать ГМФ третьего порядка. При скоростях ветра ~ 4 и 22 м/с ошибки восстановления скорости составили ~ 0.8 и ~ 0.1 м/с соответственно. Эмпирическая ГМФ, учитывающая угол скольжения и азимут наблюдения, приведена в работе [5], где показано, что зависимость эффективной площади рассеяния от скорости ветра описывается степенной функцией с показателем 2.8.

Морские навигационные РЛС широко используются также для определения характеристик морской среды [9, 10]. Для оценки скорости поверхностного течения и глубины моря по деформации дисперсионной кривой предложена методика анализа последовательностей изображений индикатора кругового обзора РЛС [11], впоследствии усовершенствованная до коммерческого продукта [12]. В таком же ключе развиваются и другие способы восстановления мониторинга морской поверхности. Примером может служить система *WaMos* [13], объединяющая подсистемы наблюдения волн, ледовой обстановки, нефтяных разливов, а также ее отечественный аналог *SeaVision* [14]. Новым, но пока в должной мере не раскрывшим свой потенциал источником информации является доплеровская скорость рассеивателей, измерение которой стало сравнительно простым с внедрением твердотельных когерентных РЛС [15].

Цель данной статьи – обсудить использование морских навигационных радаров для мониторинга полей приводной скорости ветра, спектров ветровых волн и поверхностных течений с платформы в Кацивели. Ниже описано радиолокационное оборудование, установленное на платформе, представлена идеология получения оценок перечисленных полей и приведены предварительные результаты испытаний навигационных радаров в натуральных условиях осенью 2022 г.

2. Данные и методы

2.1. Оборудование и общее описание работ

Осенью 2022 г. на платформе в Качивели были установлены РЛС *MRS-1011* и *MRS-3000* (рис. 1). Обе станции работают на горизонтальных поляризациях излучения и приема, осуществляя круговой обзор акватории под скользящими углами к морской поверхности. Станция *MRS-1011* работает в *X*-диапазоне (длина электромагнитной волны 3 см), общепринятом для навигационных радаров. Станция *MRS-3000* работает в *Ka*-диапазоне (длина электромагнитной волны 8 мм), который в настоящее время рассматривается как перспективный для улучшения пространственного разрешения спутниковых радаров [16]. Сбор данных проводится на носители, расположенные на платформе, а управление работой и контроль ее правильности осуществляются в удаленном режиме через интернет.

При проведении работ с платформы непрерывно регистрировались сигналы с решетки струнных волнографов. Подробное описание использованной для этого аппаратуры и обработки ее сигналов приведено в разделах 2.3 и 3.4 монографии [6]. Скорость и направление ветра, температура и влажность воздуха и температура воды в верхнем метровом слое непрерывно регистрировались установленной на платформе метеостанцией *Davis Vantage Pro*.

2.2. Идеология восстановления скорости ветра

Скорость и направление приводного ветра почти для всего Мирового океана восстанавливаются по данным со спутниковых скаттерометров с помощью геофизических модельных функций, которые оценены экспериментально по массивам подспутниковых измерений с океанографических буев. Аналоги ГМФ для радара, работающего с платформы, можно получить тем же методом, накопив массив одновременных измерений сигнала радара и скорости ветра с помощью штатного оборудования, установленного на платформе. Однако, в отличие от спутниковых скаттерометров, навигационный радар работает под скользящими углами к морской поверхности. Это обуславливает специфику ГМФ, поскольку наблюдаемое радиолокационное рассеяние формируется лишь видимыми из точки расположения радара наиболее высокими гребнями волн [17]. При скоростях ветра выше примерно 5 м/с, когда радиолокационный сигнал от морской поверхности достаточно мощный для работы радара, такие гребни, как правило, соответствуют обрушивающимся волнам. Результаты исследований статистики обрушений волн, полученные в последние годы [18, 19], в том числе и с платформы в Качивели [1, 4, 6], позволяют предопределить форму ГМФ для радара, работающего на скользящих углах.

Вклад обрушений волн в удельную эффективную площадь рассеяния (УЭПР) морской поверхности представляется в виде

$$\sigma_{wb} \propto \int \sigma_{0wb} dq, \quad (1)$$

где σ_{0wb} – УЭПР зоны обрушений; dq – доля морской поверхности, покрытой обрушениями. Согласно О. Филлипсу [20] и многочисленным исследованиям, основанным на его подходе (см., например, [4, 18, 19]),

$dq \propto k^{-1} \Lambda(k) dk$, где $\Lambda(k) dk$ – длина обрушивающихся гребней на единице поверхности в интервале волновых чисел $(k, k + dk)$. Следуя [21], будем описывать длину гребней обрушающихся волн как

$$\Lambda(k, \varphi) = \frac{1}{2k} \left(\frac{B(k, \varphi)}{\alpha} \right)^{n+1}, \quad (2)$$

где $B(k, \varphi) = k^{-4} S(k, \varphi)$ – спектр насыщения ветрового волнения, связанный со спектром возвышений $S(k, \alpha; \varphi)$ и n – безразмерные параметры; φ – направление распространения волн. Из выражения (1) с учетом $B(k, \infty) \varphi (U^2/c^2)^{1/n}$ и формулы (2) получаем соотношение для УЭПР при скользящих углах

$$\sigma_{wb} \propto \int \sigma_{0wb} \left(\frac{U^2}{c^2} \right)^{\frac{n+1}{n}} dk d\varphi, \quad (3)$$

где c – фазовая скорость волны; U – скорость ветра. Мощность принимаемого РЛС сигнала описывается основной радиолокационной формулой

$$P = C \sigma_{wb} R^{-3}, \quad (4)$$

где C – параметр РЛС; R – расстояние до рассеивателя. Отсюда с учетом выражения (3) следует выражение общего вида для формулы (4), являющееся аналогом ГМФ:

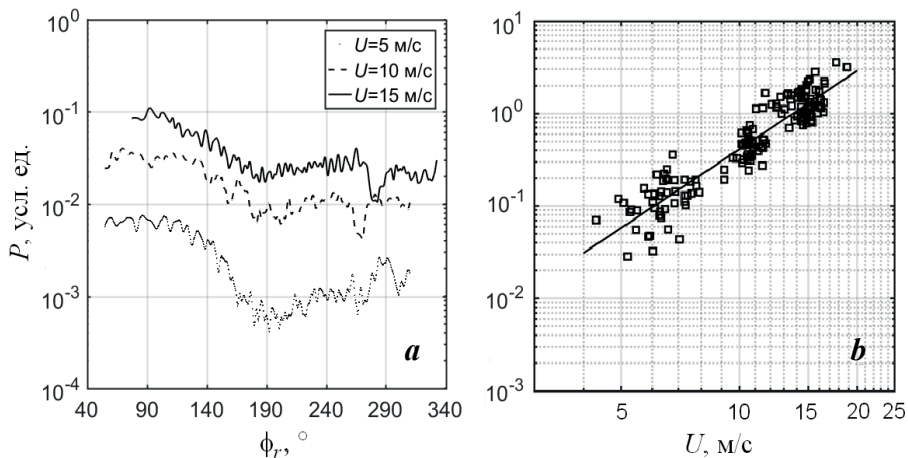
$$P = C(\varphi_r) U^m, \quad (5)$$

где φ_r – азимут радиолокационных наблюдений, отсчитываемый от направления ветра.

Константа m и функция $C(\varphi_r)$ в выражении (5) определяются экспериментально по массивам одновременных измерений скорости ветра и сигнала радара. Такой массив был накоплен при измерениях с платформы в Кацивели радаром с характеристиками, аналогичными станции MRS-1011, в рамках работ по теме госзадания МГИ РАН № 0827-2014-0010, представленных в статье [5]. Обобщение этих данных для дальности 200 м, выбранной в качестве примера, показано на рис. 2. Функции $C(\varphi_r)$ для различных скоростей ветра имеют максимальные значения при измерениях навстречу ветру, $\varphi_r = 0^\circ$ (рис. 2, *a*). Зависимость мощности сигнала от скорости ветра при $\varphi_r = 90^\circ$ представлена на рис. 2, *b*, где сплошной линией показана степенная зависимость $P U^m$ при $m = 2.8$. Используя выражение (5) и полученные зависимости мощности сигнала от азимута наблюдений, выполним оценку скорости ветра по следующей формуле:

$$U = (P/C(\varphi_{up}))^{1/m}, \quad (6)$$

где φ_{up} – направление радиолокационных (РЛ) измерений навстречу ветру.



Р и с . 2. Мощность сигнала РЛС в зависимости от азимута наблюдений (а) и скорости ветра (b)

F i g . 2. Radar signal power depending on the observation azimuth (a) and wind speed (b)

Как следует из формулы (6), значения U удовлетворительно описываются степенной функцией $U = (13.2 \pm 0.4) \cdot P^{0.30 \pm 0.02}$. Ошибка определения скорости ветра, полученная по данным, представленным на рис. 2, b, составляет $U = \pm 0.1U$. Таким образом, например, при $U = 15$ м/с точность восстановления скорости ветра составит ± 1.5 м/с.

2.3. Идеология восстановления спектров ветровых волн и скорости приповерхностного течения

Идеология оценки спектров ветровых волн и скорости приповерхностного течения по радиолокационным изображениям поверхности океана известна относительно давно [22]. Характеристики ветровых волн можно восстановить путем Фурье-преобразования фрагментов РЛ-изображения, как это следует из рис. 1, b, на котором волны отчетливо видны. Получаемый при этом радиолокационный спектр $S_R(k_x, k_y)$, где k_x, k_y – составляющие волнового вектора, связан со спектром возвышений морской поверхности $S(k_x, k_y)$, как

$$S_R(k_x, k_y) = M(U, k, \phi) S(k_x, k_y), \quad (7)$$

где $M(U, k, \phi)$ – модуляционная передаточная функция (МПФ); k – модуль волнового вектора, а ϕ – его направление, отсчитываемое от направления ветра [23]. Такой подход аналогичен восстановлению волновых спектров по изображениям океана, получаемым оптическими сканерами [1, 24]. Трехмерная функция $M(U, k, \phi)$ для случая радиолокации под скользящими углами обсуждалась в работах [14, 17, 23]. В принципе, ее вид можно получить экспериментально, выполняя одновременные оценки спектров волн с помощью радара и решетки струнных волнографов при известных скоростях ветра. При известной МПФ $M(U, k, \phi)$ двумерный спектр $S(k_x, k_y)$ можно восстанавливать в штатном режиме по формуле (7).

Однако этот подход требует исключительно продолжительных экспедиционных работ. Упрощенный подход заключается в замене МПФ константой M_0 для области спектрального пика ветровых волн. Тогда частотный спектр возвышений $S(f)$, где f – частота волн, измеряемая в Гц, можно найти из формулы

$$S_R(f) = M_0 S(f),$$

где $S_R(f) = \int S_R(k \cdot \cos(\phi), k \cdot \sin(\phi)) k (dk/df) d\phi$, а dk/df определяется из дисперсионного соотношения для поверхностных волн

$$2\pi f = \sqrt{gk \tanh(kH)} + k_x V_x + k_y V_y, \quad (8)$$

где g – ускорение свободного падения; H – глубина моря в точке наблюдения; V_x и V_y – составляющие скорости течения. В рамках упрощенного подхода для оценки спектров волн при измерениях с неподвижной платформы можно положить скорость течения равной нулю. Для случая измерений с платформы в Кацивели, когда длины ветровых волн не превышают удвоенной глубины, можно использовать приближение глубокой воды. Тогда дисперсионное соотношение (8) сводится к $2\pi f = \sqrt{gk}$ и в таком виде используется для пересчета $S_R(f, k_x, k_y)$. Упрощенный подход был недавно валидирован как по измерениям с волнографического буя, так и по расчетам с помощью волновой модели *WaveWatch-3* [14].

Идеология восстановления скорости приповерхностного течения по последовательности радиолокационных изображений [22] аналогична идеологии восстановления течений по изображениям оптического диапазона со спутников (см., например, [25]) и видеозаписям с беспилотного летательного аппарата [26]. Поскольку радар позволяет наблюдать изменчивость волнового поля в пространстве и времени, то путем трехмерного Фурье-преобразования последовательности радиолокационных изображений можно оценить радиолокационные пространственно-временные спектры $S_R(f, k_x, k_y)$. Так как ветровые волны подчиняются дисперсионному соотношению (8), параметры f, k_x, k_y спектра $S_R(f, k_x, k_y)$ также удовлетворяют уравнению (8). Имея большой набор точек (f, k_x, k_y) , находим из переопределенного уравнения (8) составляющие скорости течения. Этот подход при использовании видеозаписей вместо последовательностей радиолокационных изображений был недавно тщательно валидирован в лабораторных условиях [27]. При радиолокационном мониторинге с платформы в Кацивели этот подход дает радиолокационную оценку вектора скорости течения независимо от механизма проявления волн в радиолокационном сигнале.

Измерение фазы сигнала радара позволяет оценивать доплеровские спектры морской поверхности $S_D(f)$, формируемые движущимися рассеивателями [2, 3]. Центр тяжести доплеровского спектра, «доплеровский центрорид»

$$f_D = \int f S_D(f) df / \left(\int S_D(f) df \right), \quad (9)$$

содержит информацию о средней величине составляющей скорости рассеивателей вдоль луча радара V_D : $f_D = k_R V_D / \pi$, где k_R – волновое число электромагнитной волны [28]. Поле f_D , измеряемое со спутников, дает качественно

правильную картину основных океанских течений [28], что инициировало специальные проекты *SKIM* (Европейское космическое агентство) и *WaCM/DopplerScatt (NASA)* по разработке спутниковых миссий для доплеровских измерений течений [16]. Однако кроме течений существенный вклад в V_D дают уклоны и орбитальные скорости энергонесущих ветровых волн, обрушения волн, а при сильном шторме капельная фракция в воздухе искажает доплеровский сигнал [3, 16, 28, 29]. Исследования доплеровских сдвигов в рамках радиолокационного мониторинга с платформы в Качивели позволяют, с одной стороны, решать фундаментальные задачи актуальной тематики восстановления течений из космоса, с другой – будут давать альтернативные оценки скорости течения в дополнение к оценкам, полученным методом анализа дисперсионного соотношения.

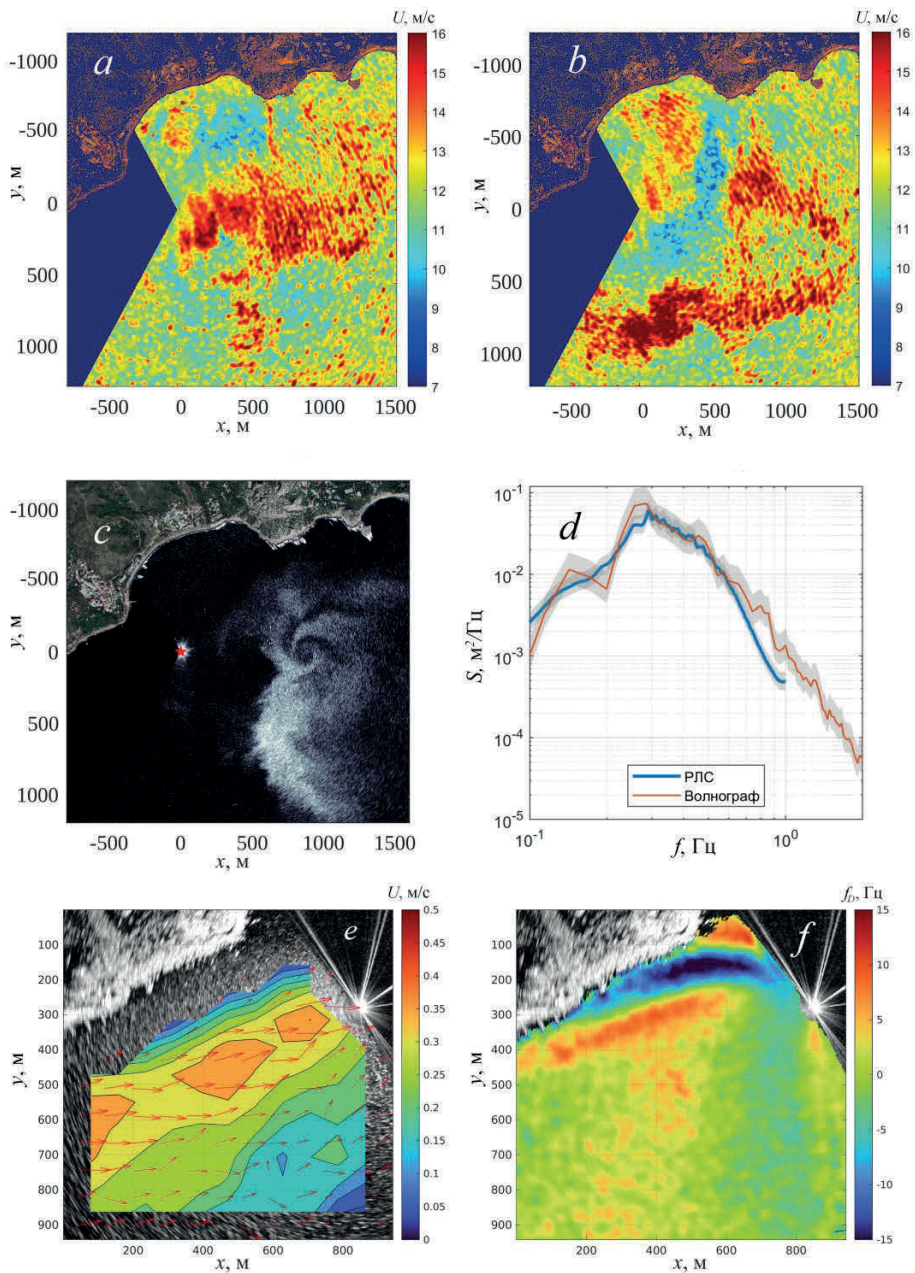
3. Результаты

Рис. 3 демонстрирует возможности радиолокационного мониторинга, подтвержденные в ходе испытаний РЛС. Рис. 3, *a, b* показывают пространственно-временную изменчивость восстановленных полей скорости ветра. В данном случае наблюдался кататический ветер («береговик») со средней скоростью 12 м/с. Области повышенной скорости ветра протяженностью более километра, ориентированные примерно параллельно береговой черте, переносились со скоростью ветра в сторону открытого моря. Рисунки показывают одну и ту же структуру со сдвигом по времени около минуты.

Рис. 3, *c* соответствует ситуации дождя в условиях слабого ветра. Сигнал радара при этом определяется объемным рассеянием на дождевых каплях, и приведенное поле показывает горизонтальное распределение капельной фракции в слое приводного воздуха толщиной порядка высоты установки радара (~ 10 м) [3]. В этом распределении явно прослеживается вихревая структура. РЛС позволяют наблюдать фронтальные и вихревые структуры с масштабами от сотни метров до километра, эволюционирующие в приводном слое атмосферы. Наблюдения таких структур с помощью линейки оптических датчиков описаны в работе [30].

На рис. 3, *d* приведен пример восстановленного частотного спектра волнения. Оценка спектра выполнена для фрагмента изображения, выделенного на рис. 1, *b* прямоугольником розового цвета. Хотя для расчета применен вышеописанный упрощенный метод, сравнение со спектром, оцененным по волнографической записи, показывает хорошее согласие в области энергонесущих волн (рис. 3, *d*).

Рис. 3, *e* демонстрирует пример восстановленного поля векторов скорости течения. В поле выделяется вдольбереговая струя со скоростью течения 30–35 см/с и направлением, совпадающим с направлением ветра и волн. Течение ослабевает в зоне ветровой тени возле берега и с мористой стороны. Рис. 3, *f* показывает одновременно зарегистрированное поле доплеровского центроида f_D (9). Несмотря на артефакты f_D в северной части, связанные с особенностями регистрации сигнала, оба поля имеют близкую пространственную структуру. Это можно рассматривать как подтверждение на качественном уровне оценки поля течений, выполненной на основе принципиально иных данных – с помощью дисперсионного анализа мощности сигнала радара.



Р и с . 3 . Полученные в результате радиолокационного мониторинга восстановленные поля скорости ветра (*a*, *b*), поле каплевой фракции (на качественном уровне) (*c*), оценки частотного спектра волн по сигналу радара и волнографическим измерениям (*d*), восстановленное поле векторов скорости течения (*e*), соответствующий полю течений (*e*) доплеровский сдвиг частоты (*f*)

Fig . 3 . Radar-derived recovered fields of wind speed (*a*, *b*), raindrop fraction field (qualitatively) (*c*), wave frequency spectrum estimated from radar signal and wave gauge measurements (*d*), recovered field of current velocity vectors (*e*), Doppler frequency shift (*f*) corresponding to the field of currents (*e*)

4. Заключение

Данная статья представляет проект оснащения океанологической платформы в Кацивели радиолокационной станцией на основе навигационного радара с целью существенного расширения исследовательских возможностей «натурной лаборатории» на Черноморском гидрофизическом подспутниковом полигоне. Работа станции позволит осуществлять мониторинг полей скорости ветра, спектров ветровых волн и вектора скорости течения в акватории радиусом 1 км с разрешением до 100 м. Изучение этих полей, очевидно, представляет самостоятельный интерес. Однако при проведении экспериментальных работ по тематике взаимодействия океана и атмосферы, взаимодействия ветровых волн и течений, а также при отработке и валидации спутниковых технологий и региональных моделей морской среды подробная информация о текущих полях скорости ветра и вектора скорости течения, о спектрах ветровых волн намного усилит надежность и обоснованность экспериментальных выводов.

В статье показано, что восстановление перечисленных полей по сигналу радара основано на уже известных методах, развитых в спутниковой и корабельной радиолокации, а также на результатах исследований обрушений ветровых волн, проведенных с платформы в Кацивели. С целью апробации восстановления полей осенью 2022 г. с платформы в Кацивели был выполнен специальный эксперимент с применением двух новых навигационных радиолокационных станций *MRS-1011* и *MRS-3000*, работающих на длинах электромагнитных волн 3 см и 8 мм. Описанные в статье подходы к оценке полей скорости ветра, спектров ветровых волн и вектора скорости течения были приложены к восстановлению перечисленных полей.

Предварительный анализ данных показал:

– Поле скорости ветра содержит распространяющиеся фронтальные и вихревые структуры с масштабами от сотни метров до километра, эволюционирующие в приводном слое атмосферы, которые наблюдались ранее другими методами.

– Восстановленные частотные спектры ветровых волн согласуются со спектрами, измеренными традиционным струнным волнографом.

– Поле течений содержит вдольбереговую струю с максимальными значениями скорости, достигающими 35 см/с, направление которой совпадает с направлением ветра и волн. Эта картина течений на качественном уровне подтверждается полем доплеровского сигнала, полученным с радара.

Результаты проведенных работ демонстрируют перспективы выполнения непрерывного радиолокационного мониторинга на Черноморском гидрофизическом подспутниковом полигоне и связанные с этим новые возможности «натурной лаборатории» в Кацивели.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Validation of the satellite method for measuring spectra of spatially inhomogeneous sea waves / V. Bondur [et al.] // Journal of Marine Science and Engineering. 2022. Vol. 10, iss. 10. 1510. doi:10.3390/jmse10101510

2. Retrieval of the statistical characteristics of wind waves from the width and shift of the Doppler spectrum of the backscattered microwave signal at low incidence angles / M. Panfilova [et al.] // *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 2020. Vol. 58, iss. 3. P. 2225–2231. doi:10.1109/TGRS.2019.2955546
3. Ka-Band doppler scatterometry: a strong wind case study / Y. Yurovsky [et al.] // *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14, iss. 6. 1348. doi:10.3390/rs14061348
4. Статистические характеристики обрушений и их связь с диссипацией энергии ветровых волн по данным натурных измерений / А. Е. Кориненко [и др.] // *Морской гидрофизический журнал*. 2020. Т. 36, № 5. С. 514–531. doi:10.22449/0233-7584-2020-5-514-531
5. *Малиновский В. В., Кориненко А. Е., Кудрявцев В. Н.* Эмпирическая модель радиолокационного рассеяния в диапазоне длин волн 3 см на морской поверхности при больших углах падения // *Известия высших учебных заведений. Радиофизика*. 2018. Т. 61, № 2. С. 110–121. EDN XSAOHB.
6. Мониторинг прибрежной зоны на Черноморском экспериментальном подспутниковом полигоне / Под ред. В. А. Иванова, В. А. Дулова. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2014. 526 с. EDN TZMZJT.
7. *Ермошкин А. В., Баханов В. В., Богатов Н. А.* Развитие эмпирико-теоретической модели рассеяния радиолокационных сигналов взволнованной водной поверхностью при скользящих углах наблюдения // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2015. Т. 12, № 4. С. 51–59. EDN UITZQL.
8. Real-Time ocean wind vector retrieval from marine radar image sequences acquired at grazing angle / R. Vicen-Bueno [et al.] // *Journal Atmospheric and Oceanic Technology*. 2013. Vol. 30, iss. 1. P. 127–139. doi:10.1175/JTECH-D-12-00027.1
9. Coastal oceanography applications of digital image data from marine radar / I. S. Robinson [et al.] // *Journal Atmospheric and Oceanic Technology*. 2000. Vol. 17, iss. 5. P. 721–735. doi:10.1175/1520-0426(2000)017<0721:COAODI>2.0.CO;2
10. *Huang W., Liu X., Gill E. W.* Ocean wind and wave measurements using X-band marine radar: a comprehensive review // *Remote Sensing*. 2017. Vol. 9, iss. 12. 1261. doi:10.3390/rs9121261
11. *Young I. R., Rosenthal W., Ziemer F.* A three-dimensional analysis of marine radar images for the determination of ocean wave directionality and surface currents // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1985. Vol. 90, iss. C1. P. 1049–1059. doi:10.1029/JC090iC01p01049
12. Determination of bathymetric and current maps by the method DiSC based on the analysis of nautical X-band radar image sequences of the sea surface (no-vember 2007) / C. M. Senet [et al.] // *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 2007. Vol. 46, iss. 8. P. 2267–2279. doi:10.1109/TGRS.2008.916474
13. *Hessner K. G., Nieto-Borge J. C., Bell P. S.* Nautical radar measurements in Europe: Applications of WaMoS II as a sensor for sea state, current and bathymetry // *Remote Sensing of the European Seas* / V. Barale, M. Gade (eds). Dordrecht, The Netherlands : Springer, 2008. P. 435–446. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6772-3_33
14. Wind waves in the North Atlantic from ship navigational radar: SeaVision development and its validation with the Spotter wave buoy and WaveWatch III / N. Tilinina [et al.] // *Earth System Science Data*. 2022. Vol. 14, iss. 8. P. 3615–3633. doi:10.5194/essd-14-3615-2022

15. О проведении измерений характеристик морской поверхности с использованием когерентного радара СВЧ диапазона / В. И. Веремьев [и др.] // Сборник научных статей по материалам IV Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы и перспективы развития радиотехнических и инфокоммуникационных систем» («Радиоинфоком-2019»), г. Москва, РТУ МИРЭА. Москва : МИРЭА – Российский технологический университет, 2019. С. 8–13.
16. Measuring currents, ice drift, and waves from space: the Sea Surface Kinematics Multiscale monitoring (SKIM) concept / F. Ardhuin [et al.] // *Ocean Science*. 2018. Vol. 14, iss. 3. P. 337–354. doi:10.5194/os-14-337-2018
17. Inversion of marine radar images for surface wave analysis / J. Nieto Borge [et al.] // *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*. 2003. Vol. 21, iss. 8. P. 1291–1300. doi:10.1175/1520-0426(2004)021<1291:IOMRIF>2.0.CO;2
18. *Kleiss J. M., Melville W. K.* Observations of wave breaking kinematics in fetch-limited seas // *Journal of Physical Oceanography*. 2010. Vol. 40, iss. 12. P. 2575–2604. doi:10.1175/2010JPO4383.1
19. *Sutherland P., Melville W. K.* Field measurements and scaling of ocean surface wave-breaking statistics // *Geophysical Research Letters*. 2013. Vol. 40, iss. 12. P. 3074–3079. doi:10.1002/grl.50584
20. *Phillips O. M.* Spectral and statistical properties of the equilibrium range in wind-generated gravity waves // *Journal of Fluid Mechanics*. 1985. Vol. 156. P. 505–531. doi:10.1017/S0022112085002221
21. A semiempirical model of the normalized radar cross-section of the sea surface. 1. Background model / V. Kudryavtsev [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2003. Vol. 108, iss. C3. 8054. doi:10.1029/2001JC001003
22. *Young I. R., Rosenthal W., Ziemer F.* A three-dimensional analysis of marine radar images for the determination of ocean wave directionality and surface currents // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 1985. Vol. 90, iss. C1. P. 1049–1059. doi:10.1029/JC090iC01p01049
23. *Plant W. J.* The modulation transfer function: concept and applications // *Radar Scattering from Modulated Wind Waves* / Eds. G. J. Komen and W. A. Oost. Dordrecht : Springer, 1989. P. 155–172. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2309-6_13
24. Sun glitter imagery of ocean surface waves. Part 1: Directional spectrum retrieval and validation / V. Kudryavtsev [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2017. Vol. 122, iss. 2. P. 1369–1383. doi:10.1002/2016JC012425
25. *Юровская М. В., Кудрявцев В. Н., Станичный С. В.* Восстановление кинематических характеристик поверхностного волнения и батиметрии по многоканальным оптическим снимкам комплекса «Геотон-Л1» на спутнике «Ресурс-П» // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2019. Т. 16, № 2. С. 218–226. doi:10.21046/2070-7401-2019-16-2-218-226
26. Submesoscale currents from UAV: An experiment over small-scale eddies in the coastal Black Sea / Y. Yurovsky [et al.] // *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14, iss. 14. 3364. doi:10.3390/rs14143364
27. An improved method for determining near-surface currents from wave dispersion measurements / B. Smeltzer [et al.] // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2014. Vol. 124, iss. 12. P. 8832–8851. doi:10.1029/2019JC015202
28. *Chapron B., Collard F., Ardhuin F.* Direct measurements of ocean surface velocity from space: Interpretation and validation // *Journal of Geophysical Research: Oceans*. 2005. Vol. 110, iss. C7. C07008. doi:10.1029/2004JC002809

29. Modulation of Ka-band doppler radar signals backscattered from the sea surface / Y. Yurovsky [et al.] // IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 2018. Vol. 56, iss. 5. P. 2931–2948. doi:10.1109/TGRS.2017.2787459
30. Мониторинг состояния поверхности моря по пространственно-временным оптическим изображениям / В. И. Титов [и др.] // Исследование Земли из космоса. 2014. № 5. С. 3–14. EDN SMMQUL. doi:10.7868/S0205961414050078

Поступила 15.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 08.06.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Юровский Юрий Юрьевич, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат физико-математических наук, **Scopus Author ID: 24377122700**, **ORCID ID: 0000-0002-9995-3965**, **SPIN-код: 8482-5777**, uyurovsky@gmail.com

Малиновский Владимир Васильевич, старший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0002-5799-454X**, **ResearcherID: F-8709-2014**, **SPIN-код: 9206-3020**, **Scopus Author ID: 23012976200**, vladimir.malinovsky@mhi-ras.ru

Кориненко Александр Евгеньевич, научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат физико-математических наук, **Scopus Author ID: 23492523000**, **ORCID ID: 0000-0001-7452-8703**, **SPIN-код: 7288-8023**, korinenko.alex@mhi-ras.ru

Глухов Лев Алексеевич младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2)

Дулов Владимир Александрович, главный научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0002-0038-7255**, **ResearcherID: F-8868-2014**, **SPIN-код: 8303-6244**, **Scopus Author ID: 6602725409**, dulov@mhi-ras.ru

Заявленный вклад авторов:

Юровский Юрий Юрьевич – разработка методик и проведение экспериментальных исследований, обработка, анализ и описание результатов исследования, подготовка текста статьи

Малиновский Владимир Васильевич – постановка проблемы, участие в обсуждении материалов статьи, подготовка текста статьи

Кориненко Александр Евгеньевич – разработка методик и проведение экспериментальных исследований, обработка и анализ результатов исследования, участие в обсуждении материалов статьи

Глухов Лев Алексеевич – обзор литературы по проблеме исследования, качественный анализ результатов и их интерпретация, обсуждение результатов работы

Дулов Владимир Александрович – общее научное руководство исследованием, постановка проблемы, анализ и описание результатов исследования, подготовка текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Динамика аккумулятивных берегов Юго-Западного Крыма

Ю. Н. Горячкин *, В. В. Долотов

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: yngor@mhi-ras.ru

Аннотация

В связи с проблемой развития рекреационной инфраструктуры города федерального значения Севастополя рассмотрена динамика аккумулятивных берегов вблизи устьев рек Качи и Бельбека. Цель статьи – определить количественные характеристики изменчивости береговой линии. В анализ был включен также пляж микрорайона Учкучевка, имеющий большое рекреационное значение. Использовались данные оцифровки береговых линий из космических снимков сервиса *Google Earth* для периода 2011–2021 гг. и материалы полевых наблюдений Морского гидрофизического института РАН. Установлено, что рассмотренные берега в последнее десятилетие находятся в динамическом равновесии. Значимых трендов изменений среднего положения береговой линии не обнаружено. Отмечено, что ранее береговая линия пляжей претерпела значительные изменения, связанные с антропогенной деятельностью (сокращение твердого стока, добыча песка, строительство берегозащитных сооружений). В каждом из рассмотренных пляжей выделены районы с максимальными и минимальными изменениями береговой линии за последнее десятилетие, приводятся количественные характеристики. Рассмотрена межгодовая изменчивость среднего по длине пляжей положения береговой линии. Показано, что внутригодовые изменения положения береговой линии могут превышать межгодовые. Во избежание ложных выводов рекомендуется при анализе спутниковых данных использовать не только снимки, полученные в крайние даты, а всю совокупность имеющихся изображений. Приводятся данные о динамике аккумулятивных берегов других причерноморских стран в сходных природных условиях.

Ключевые слова: береговая линия, космические снимки, устья рек, пляж, антропогенное воздействие, Черное море

Благодарности: работа выполнена в рамках темы государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ FNNN-2021-0005.

Для цитирования: Горячкин Ю. Н., Долотов В. В. Динамика аккумулятивных берегов Юго-Западного Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 55–70. EDN SAIMZC.

© Горячкин Ю. Н., Долотов В. В., 2023



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

Dynamics of Accumulative Shores of South-Western Crimea

Yu. N. Goryachkin *, V. V. Dolotov

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: yngor@mhi-ras.ru

Abstract

In connection with the problem of developing the recreational infrastructure of the federal city of Sevastopol, the paper considers the dynamics of accumulative banks near the mouths of the Kacha and Belbek Rivers. The purpose of the article is to determine the quantitative characteristics of the coastline variability. The analysis also included the beach of the Uchkuevka microdistrict, which is of great recreational importance. We used data from the digitization of coastlines of space images from the Google Earth service for 2011–2021 and materials of field observations of Marine Hydrophysical Institute of the Russian Academy of Sciences. It is established that the considered coasts have been in a dynamic equilibrium in the last decade. Significant trends in changes in the average position of the coastline were not found. It is noted that earlier the coastline of the beaches underwent significant changes associated with anthropogenic activities (reduction of solid runoff, sand mining, construction of coastal protection structures). In each of the considered beaches, areas are identified with the maximum and minimum range of changes in the coastline over the past decade, and quantitative characteristics are given. The interannual variability of the coastline position averaged over beach length is considered. It is shown that intra-annual changes in the coastline position can exceed interannual ones in magnitude. To avoid false conclusions, when analyzing satellite data it is recommended not to use the images obtained on the first and last dates of observations, but the entire set of available images. The paper provides data on the dynamics of accumulative shores in other Black Sea countries in similar natural conditions.

Keywords: coastline, space images, river mouths, beaches, anthropogenic impact

Acknowledgments: The work was carried out under state assignment no. FNNN-2021-0005.

For citation: Goryachkin, Yu.N. and Dolotov, V.V., 2023. Dynamics of Accumulative Shores of South-Western Crimea. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 55–70.

Введение

В настоящее время на различных административных уровнях рассматриваются проекты развития рекреационной инфраструктуры города федерального значения Севастополя. Протяженность его береговой линии составляет около 170 км (для сравнения: береговая линия Румынии – 225 км, Болгарии – 300 км). Наиболее населенный и протяженный участок региона (около 73 км) – собственно севастопольские бухты с немногочисленными пляжами – мало пригоден для развития рекреации, поскольку плотно застроен и увеличение пляжной территории здесь практически невозможно. При этом к настоящему времени вследствие антропогенной деятельности здесь сохранилось только 0.3 погонных км или 10 % от ранее существовавших наиболее ценных песчаных пляжей [1].

Южное побережье от м. Херсонес до м. Святого Николая (около 72 км) представляет собой гористую местность с немногочисленными прислоненными валунно-галечными пляжами, опасными из-за обвалов и оползней. Рекреационный потенциал находящейся на этом участке побережья бухты Ласпи почти исчерпан. Поэтому не удивительно, что внимание администрации и инвесторов обращено на северную часть региона – побережье от м. Тюбек до м. Коса Северная (около 26 км). Однако и здесь большая часть побережья, хотя и имеет относительно широкие пляжи, вместе с тем является обвало- и оползнеопасной, тут неоднократно фиксировались несчастные случаи. Тем существеннее значение, которое приобретают аккумулятивные пляжи полного профиля, расположенные в долинном понижении приустьевых участков рек Качи и Бельбека. Еще один пляж неполного профиля расположен у микрорайона Учкюевка. Все три пляжа занимают 20 % побережья и имеют большое рекреационное значение ввиду хорошей транспортной доступности (рис. 1).

Антропогенное воздействие на береговую зону Крыма и Севастополя в последнее время возрастает. Освоение берегов, к сожалению, зачастую сопровождается негативными последствиями (вплоть до утраты пляжей). Как



Рис. 1. Пляжи северной части Севастопольского региона: 1 – близ с. Орловка; 2 – в микрорайоне Любимовка; 3 – в микрорайоне Учкюевка

Fig. 1. Beaches in the northern Sevastopol area: 1 – near the village of Orlovka; 2 – in the microdistrict of Lyubimovka; 3 – in the microdistrict of Uchkuevka

правило, они возникают вследствие недостатка знаний о динамике береговой зоны, которые необходимы при определении влияния реализации различных хозяйственных проектов на изменение состояния берегов, обосновании схем берегозащиты и при решении ряда других задач. Это особенно актуально, поскольку администрацией Севастополя подписано соглашение о строительстве крупного рекреационного кластера стоимостью 15 млрд. рублей в районе пляжа вблизи устья р. Бельбек.

Ранее в литературе в основном рассматривалась динамика песчаного пляжа в устье р. Бельбек [2–4]. Так, в работе [2] на основании анализа натуральных наблюдений в 2007 и 2009 гг. было показано, что наиболее значительная межгодовая изменчивость положения береговой линии характерна для северного и центрального участков, где размах смещения достигал 20 м. На южном участке было отмечено некоторое выдвигание линии уреза воды в сторону моря. В [3] сравнивались космические

снимки 1966 г. и первого десятилетия XXI в. Отмечено, что за этот период береговая линия на южном участке выдвинулась в сторону моря приблизительно на 20–40 м. В [4] на основе анализа космических снимков за 2009–2014 гг. отмечалось, что пляж в районе устья р. Бельбек в целом отступал со средней скоростью 1.4 м/год. В южной части наблюдалась аккумуляция, при этом пляж выдвинулся в среднем на 10 м. В центральной и северной частях пляж отступил в среднем на 15 м. Там же отмечено, что типичные значения межгодовых колебаний составляли около 12 м, минимальные – 5 м, максимальные – до 30 м, наибольшим изменениям был подвержен центральный участок. В работе, посвященной состоянию морских берегов Севастополя на основе сопоставления топографической карты 1955 г. и космического снимка 2014 г., делается вывод, что «аккумулятивный берег в долине Качи отступает со скоростью до 5 м в год!» [5, с. 241].

К настоящему времени накоплен значительный массив космических снимков, позволяющий провести более обоснованный анализ изменений положения береговой линии во времени. Цель данной работы – определить на основе космических снимков количественные характеристики межгодовой изменчивости береговой линии аккумулятивных берегов, прилежащих к устьям рек Качи и Бельбека. Кроме этого, в анализ был включен пляж микрорайона Учкучевка, который находится в пределах абразионно-оползневого берега и имеет большое рекреационное значение.

Материалы и методы исследования

В работе использовались данные оцифровки береговых линий на космических снимках сервиса *Google Earth* для периода 2011–2021 гг. и спутниковый снимок США, сделанный в 1966 г. для *United States Geological Survey (USGS)*. При наличии нескольких снимков за год выбирался снимок с максимальной детализацией. Почти все снимки (9 из 11) относились к теплomu периоду года.

После создания соответствующих снимкам цифровых массивов и загрузки их в ГИС визуально отмечалось искажение линейных структур, обусловленное погрешностями, порожденными в процессе генерирования непрерывных снимков. Последние состоят из тайловых массивов различного разрешения, являющихся основой технологии создания картографических сервисов^{1), 2)} [6, 7]. Используемый в работе сервис *Google Maps* позволяет выполнять векторную прорисовку интересующих объектов с достаточно высокой точностью. Этому способствовали дополнительно еще два фактора: незначительная абсолютная высота большинства объектов в прибрежной зоне и расположение линий уреза воды в горизонтальной плоскости. Для дополнительной коррекции искажений выполнялась привязка оцифрованных линий к неподвижным объектам, в качестве которых чаще всего выбирались угловые точки бетонных бун.

¹⁾ Лабутина И. А., Балдина Е. А. Использование данных дистанционного зондирования для мониторинга экосистем ООПТ. Москва, 2011. 88 с.

²⁾ Малышева Н. В. Автоматизированное дешифрование аэрокосмических изображений лесных насаждений. Москва : Изд-во Московского государственного университета леса, 2012. 151 с.

Для дальнейшего анализа использовались основные расчетные алгоритмы, описанные в модуле *DSAS*³⁾. Модуль выполняет построение серии линий поперечных сечений пляжа от условной линии, принятой за базовую через заданное расстояние. С учетом протяженности пляжей и желаемой детализации поперечные сечения для всех трех пляжей проводились через 20 м. В дальнейшем расстояния от базовой линии до линий уреза воды для каждого сечения сводились в электронную таблицу, средствами которой вычислялись максимальные отклонения (положительные значения размаха, независимые от даты) и расстояния между двумя линиями, соответствующими крайним датам (результатирующие смещения). Графики смещения береговой линии построены на двуправленной оси абсцисс, при этом направление влево соответствует выдвиганию берега в сторону моря, т. е. в западном направлении. Кроме спутниковых данных, нами использовались материалы полевых наблюдений Морского гидрофизического института РАН.

Результаты и обсуждение

Аккумулятивный берег в районе устья р. Качи. Протяженность пляжа в этом районе около 1.4 км, с южной стороны имеются два участка с перпендикулярными берегу каменными набросками. С учетом этого для расчетов длина принималась равной 1.2 км.

Ширина пляжа, сложенного хорошо сортированным среднезернистым песком с мелкой галькой, в настоящее время составляет от 30 до 50 м. Тыловую границу пляжа на ряде участков выделить сложно, поскольку здесь расположены волноотбойная стенка (построена в 2009 г.), искусственный вал и некоторые другие объекты. Устьевая зона сформирована аллювием с преобладанием глин и песков. Геологическое строение свидетельствует о том, что на этом месте ранее располагался лиман, заполненный впоследствии аллювием⁴⁾.

Естественный гидрологический режим р. Качи сильно изменен. На реке сооружены два крупных водохранилища – Бахчисарайское (6.9 млн. м³, построено в 1934 г.) и Загорское (27.8 млн. м³, 1975 г.), что наряду с отбором воды на хозяйственные нужды привело к значительному сокращению твердого стока реки. В настоящее время сток реки даже в период интенсивных атмосферных осадков незначителен (рис. 2).

При заполнении прудов, расположенных в приустьевом участке, в отдельные периоды сток близок к нулю. Место впадения реки в море изменяется только в пределах полосы пляжа в обе стороны, в основном до 100 м, в более редких случаях – до 250 м от среднего положения. Иногда устье не соприкасается непосредственно с морем, а образует небольшую лагуну, параллельную береговой линии и отчлененную волноприбойным валом, через который вода фильтруется в море.

³⁾ URL: <https://www.usgs.gov/centers/whcms/science/digital-shoreline-analysis-system-dsas> (date of access: 07.09.2023).

⁴⁾ *Зенкович В. П.* Морфология и динамика советских берегов Черного моря. Москва : Изд-во АН СССР, 1958. Т. 1. 187 с.

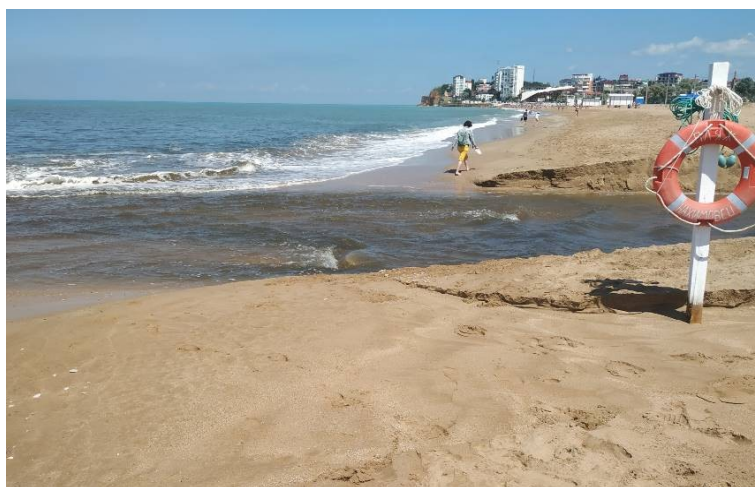


Рис. 2. Вид на устье р. Качи с юга в период сильного паводка 19 июня 2021 г.

Fig. 2. View of the Kacha River mouth during a strong freshet, 19 June 2021

Для определения динамики береговой линии использовались 62 поперечных сечения пляжа (рис. 3). Анализ показал, что наибольший максимальный размах смещения положения береговой линии характерен для участка к северу от устья р. Качи, где он достигает 26 м при среднем значении 20 м. Только в северной части, примыкающей к клифу на протяжении 200 м, среднее значение смещения уменьшается до 13 м при максимальном 16 м.

На участке южнее устья р. Качи максимальный размах смещения уменьшается до 16 м, а средний до 13 м. Если брать изменения между крайними датами (2011–2021 гг.), то обнаруживается другая картина. За указанный период половина участка к северу от устья выдвинулась в сторону моря на расстояние до 10 м (в среднем на 6 м), а другая половина, примыкающая к устью, отступила до 15 м (в среднем на те же 6 м). Другими словами, на этом участке изменилась конфигурация берега. Участок же южнее устья в целом, за небольшим исключением, выдвинулся в сторону моря в среднем на расстояние до 5 м при максимуме 11 м.

Из анализа видно, что максимальный размах смещения существенно больше почти по всей протяженности пляжа, чем значения смещения за рассматриваемый период. Это говорит о том, что при анализе тенденций изменения береговой линии нужно учитывать межгодовую изменчивость. Несомненно, что необходимо также учитывать и сезонную изменчивость, однако имеющееся в настоящее время количество снимков в течение года не позволяет это сделать. В нашей работе до некоторой степени эта проблема снимается использованием снимков, сделанных в теплый период года, когда изменчивость береговой линии минимальна.

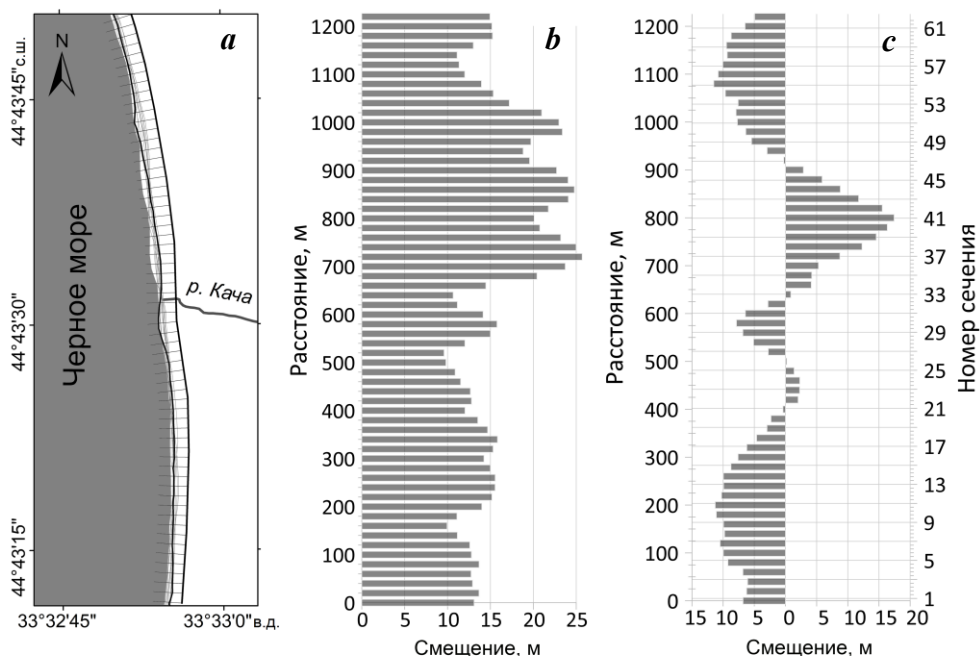


Рис. 3. Схема сечений на пляже вблизи устья р. Качи (а); размах смещений береговой линии за весь период (b); итоговые смещения береговой линии между крайними датами (с)

Fig. 3. Map of transects on the beach near the Kacha River mouth (a); coastline displacement span for the whole period (b); resulting coastline displacements between the first and last dates of observations (c)

На рис. 4 приведена межгодовая изменчивость береговой линии, рассчитанная по всей длине пляжа. Из него видно, что на фоне небольшого отрицательного тренда (отступления берега на 0.38 м/год) наблюдаются колебания с размахом до 10 м, особенно выраженные с 2017 г. Сравнение береговых линий 1966 г. и 2021 г. показало, что в северной части пляжа суммарное отступление составило 15–20 м, а в южной – до 40 м. Факт отступления можно связать со значительным сокращением поступления твердых наносов р. Качи, вызванным вводом в эксплуатацию Загорского водохранилища. Необходимо также отметить: в работе [5] показано, что на месте ранее выровненного берега сейчас образовалась вогнутость береговой линии, совпадающая с пляжем в устье р. Качи. Действительно, такая тенденция прослеживается, однако автор относит это к периоду после 1985 г., из чего делает неверный вывод, что пляж отступает скоростью 5 м/год. Нет сомнений, что ранее пляж испытал значительное отступление, вызванное, во-первых, добычей песка, которая проводилась на расстоянии около 200 м от берега рефулерами в течение 1950-х гг. (месторождение «Севастопольский»), а во-вторых, из-за сокращения твердого стока в результате зарегулирования реки. Однако имеющиеся данные не позволяют количественно оценить отступление береговой линии из-за этих факторов.

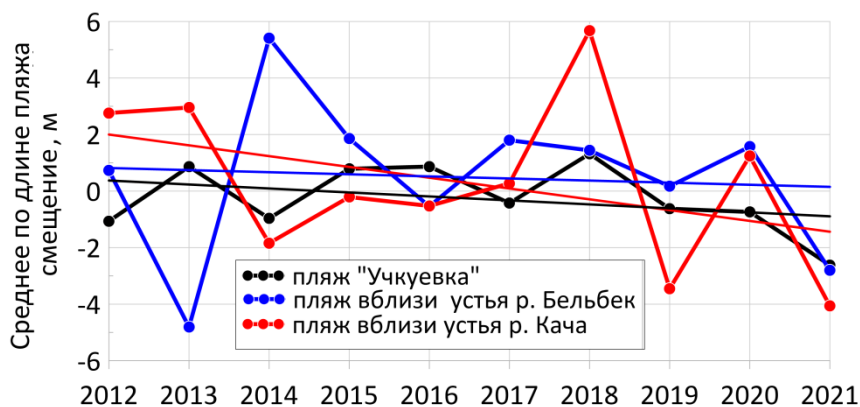


Рис. 4. Межгодовая изменчивость среднего по длине пляжей положения береговой линии. Прямые линии – линейные тренды

Fig. 4. Interannual variability of the coastline position averaged over beach length. The straight lines are linear trends

Строительство поперечной каменной наброски в южной части пляжа значительно повлияло на его динамику. По нашим наблюдениям, при южных и юго-западных штормах, когда движение донных наносов направлено к северу, здесь наблюдаются явления низового размыва. Несколько таких случаев зафиксировано и на спутниковых снимках. Отступление берега в районе каменной наброски может достигать 10–20 м. При этом затяжные штормы могут угрожать целостности прибрежных строений, так как расстояние до них от уреза сокращается до 10 м, что явно недостаточно для эффективно-го гашения волновой энергии.

Аккумулятивный берег в районе устья р. Бельбек. Пляж полного профиля микрорайона Любимовка, незадернованная часть которого имеет ширину до 70–80 м при протяженности 1.1 км, расположен в устье р. Бельбек. Он сложен преимущественно песчаным материалом, а непосредственно вблизи уреза воды – гравийно-галечным. Примыкающий к нему с юга участок бывшего абразионного обвально-оползневой берега в конце 1970-х гг. был террасирован. Тогда же там было построено берегозащитное сооружение, состоящее из набережной, подпорной стены и системы из шести бун, что привело к частичной блокировке вдольберегового потока наносов. К северу от пляжа полного профиля расположен прислоненный к глинистому клифу и такой же по вещественному составу пляж шириной 25–40 м. Оба пляжа относятся к одной литодинамической ячейке. Северной ее границей является южная граница Большого Любимовского оползня [8], южной – северная буна вышеупомянутой системы из шести бун. Так же, как и на р. Каче, ранее на месте пойменной долины существовал лиман, впоследствии перекрытый сверху аллювием⁴⁾.

Бельбек – самая полноводная река Крыма. К настоящему времени после окончания строительства в 1964 г. трех водохранилищ общим объемом более 12 млн. м³ зарегулировано всего 20 % ее стока. Поступление аллювия в течение года крайне неравномерно. Формирование бюджета пляжеобразующего

материала и соответствующие изменения в динамике береговой линии в наибольшей степени определяются перераспределением объемов наносов во вдольбереговом направлении и поступлением аллювия с твердым стоком р. Бельбек. Другой источник поступления материала – береговая и донная абразия. Вклад последней в бюджет наносов из-за отсутствия наблюдений остается дискуссионным вопросом. Особенностью этого района побережья является существование направленного с севера на юг результирующего за год потока наносов.

После сильных штормов в прибойной зоне образуется волноприбойный вал, запирающий устье, при этом речные воды поступают в море, фильтруясь через этот вал. По нашим наблюдениям, для его образования необходимы два основных условия: сильный и продолжительный фронтальный западный шторм и слабое течение реки. При юго-западных штормах устье обычно отклоняется вправо, и в этом случае течение реки направлено параллельно берегу на расстоянии до 200 м. При северо-западных штормах устье ранее аналогичным образом отклонялось влево. В критических случаях с помощью бульдозеров прорывали искусственное русло реки.

В 2010 г. южнее устья для защиты пляжа была построена буна из каменной наброски, ступенчатым сооружением укреплен левый берег устья. Угол наклона буны в сторону моря составляет около 3° и равен естественному уклону пляжа. Пляж покрыл буну сверху песком и стабилизировался в течение первых трех лет после строительства. После окончания работ устье реки стало смещаться только вправо, к северу. В настоящее время верхняя часть буны обнажается только после сильного и продолжительного шторма с быстрым затуханием до первого шторма с медленным затуханием. В период катастрофического паводка в июне 2021 г. сильным течением реки отмыло только небольшую часть сооружения, которая затем в течение нескольких дней опять покрылась песком.

Анализ изменения береговой линии показывает, что формирование пляжа на значительной площади центрального участка пляжа ранее происходило в результате меандрирования устья р. Бельбек в обоих направлениях от устья. После строительства берегозащитного сооружения, которое исключило поворот устья реки в южном направлении, влияние этого фактора на конфигурацию береговой линии в северной части резко возросло. В результате паводков неоднократно наблюдался прорыв реки вдоль берега параллельно береговому валу в северном направлении на расстояние до 400 м, образование основных и вторичных валов. Это сопровождалось разрушением береговых построек, подмывом клифа и другими негативными последствиями. В период очень сильных паводков на протяжении до 200 м пляж может сильно размываться, однако после уменьшения стока довольно быстро восстанавливается (рис. 5).

Для определения динамики береговой линии использовались 105 поперечных сечений пляжа (рис. 6). Из рисунка видно, что наибольший размах смещения береговой линии характерен для короткого участка к северу от устья р. Бельбек протяженностью 260 м. Здесь максимальная величина составляет 30 м при среднем значении 20 м. К северу от этого участка на протяжении 900 м до северной границы пляжа максимальные значения составляют 13 м при среднем 8 м. К югу от устья реки значения несколько выше: максимальные



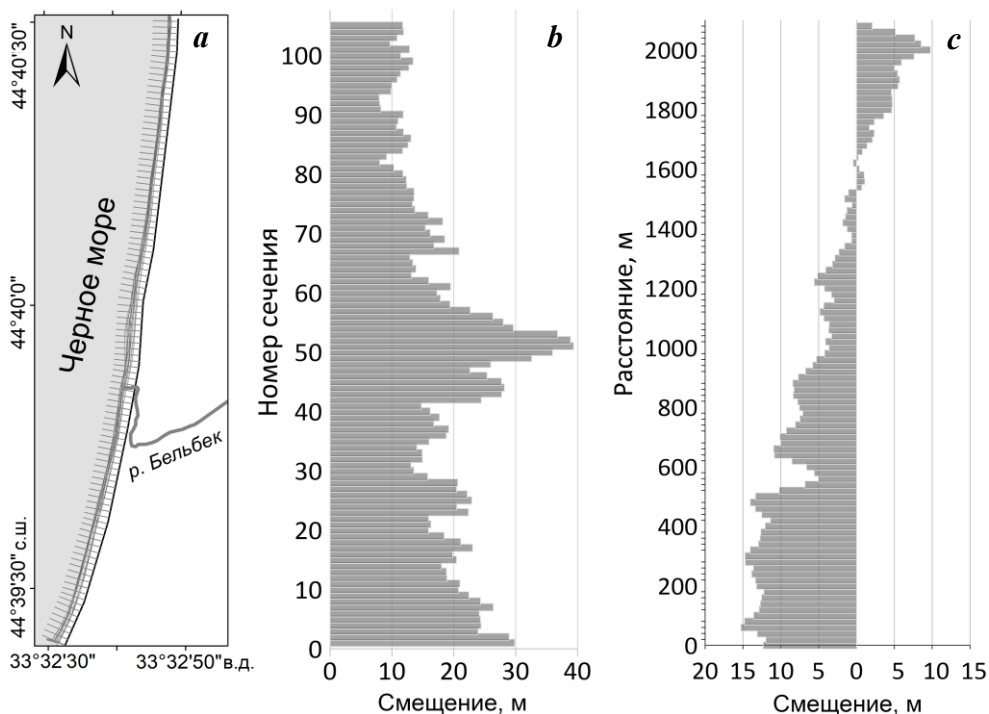
Рис. 5. Вид на устье р. Бельбек с юга в период сильного паводка 19 июня 2021 г.

Fig. 5. View of the Belbek River from south during a strong freshet, 19 June 2021

до 23 м, а средние по этому участку 14 м. Необходимо отметить, что наиболее высокие значения размаха смещения выделяются в узкой зоне протяженностью 60 м, примыкающей к буне на южной границе пляжа, у которой происходит, в зависимости от направления вдольберегового движения наносов, попеременно размыв или аккумуляция пляжного материала.

Изменения между крайними датами (2011–2021 гг.) относительно невелики. К северу от устья р. Бельбек пляж в этот период оставался относительно стабильным, с небольшими смещениями в пределах $\pm 5 \dots 8$ м. В южной же части по всей длине наблюдалось выдвигание берега на расстояние в среднем до 10 м. График межгодовой изменчивости среднего по длине положения береговой линии показывает статистически незначимый тренд (-0.07 м/год) на фоне межгодовых колебаний до 9 м (2013–2014 гг.). Можно отметить, что после этого периода межгодовые изменения были крайне малы – $1 \dots 4$ м (рис. 4). Ранее проведенные нами тахеометрические измерения показали, что внутригодовые изменения достигали 20 м [2].

Если брать период 1966–2021 гг., то в целом за 55 лет зафиксировано выдвигание береговой линии в южной части пляжа, величина которого в среднем составила 30 м, или 0.5 м/год. В северной части, где расположен клиф, наблюдалось отступление уреза на 10–20 м с увеличением к северу, или в среднем 0.3 м/год. Вместе с тем большая часть изменений произошла между 1966 и 2005 гг. [3]. Вероятнее всего, этот период еще меньше, однако имеющиеся данные не позволяют сделать более обоснованный вывод. Мы связываем эти изменения со строительством набережной длиной 600 м и шести бун длиной 65 м каждая на южной границе пляжа, которое было начато в 1982 г. и завершено в 1989 г. Как известно, поперечные гидротехнические сооружения способствуют накоплению пляжевого материала или размыву.



Р и с . 6 . Схема сечений на пляже вблизи устья р. Бельбек (а); размах смещений береговой линии за весь период (b); итоговые смещения береговой линии между крайними датами (с)

F i g . 6 . Map of transects on the beach near the Belbek River mouth (а); coastline displacement span for the whole period (b); resulting coastline displacements between the first and last dates of observations (с)

Наши наблюдения показали, что накопление здесь выражается не только в выдвигании берега, но и в увеличении вертикальной мощности пляжа, при этом избыточный материал даже перебрасывается через гребень бун.

В заключение отметим, что в 2021 г. в районе с. Верхнесадовое на р. Бельбек был построен водозабор. Первый год эксплуатации показал, что в бетонном ложе русла реки по длине сооружения очень быстро накапливаются наносы. Это требует периодической очистки, в результате чего поступление наносов в пляжную зону будет уменьшаться.

Пляж Учкуевка. Границами пляжа микрорайона Учкуевка на севере можно считать безымянный мыс к югу от отмеченного выше берегозащитного сооружения из набережной и шести бун, на юге – другой безымянный мыс. Пляж имеет длину 1.2 км, ширина его от 20 до 50 м при типичной около 30 м. Пляж прислоненный, сложен хорошо сортированным песком с включениями мелкой гальки, в тылу пляжа набережная и разнообразные объекты, необходимые для его эксплуатации. Пляж является одним из основных рекреационных объектов г. Севастополя. Питание пляжа ранее осуществлялось за счет перемещения материала из устья р. Бельбек в южном направлении и продуктов разрушения существовавшего здесь до террасирования клифа. После сооружения набережной и бун к северу от пляжа этого источника не стало.

К сожалению, отсутствие хорошо выраженных ориентиров на снимках 1941 г. и 1966 г. не позволяет выполнить приемлемую по точности геопривязку, однако качественный анализ свидетельствует, по-видимому, об относительно небольшой многолетней изменчивости как площади, так и конфигурации пляжа за 80 лет (рис. 7). Можно отметить даже небольшое увеличение ширины пляжа в 1966 г. по сравнению с 1941 г.

Для определения динамики береговой линии использовались 60 поперечных сечений пляжа (рис. 8). Из рисунка видно, что в целом на большей длине размах многолетних смещений береговой линии относительно невелик и лежит в пределах 6–13 м при среднем значении 9 м. Только на небольшом участке в северной части протяженностью 140 м он возрастает до 15–20 м. Изменения между крайними датами (2011–2021 гг.) относительно невелики. В южной половине пляжа они почти нулевые, а в северной – в среднем 7 м при максимуме 10 м. Межгодовые изменения среднего положения береговой линии крайне малы (рис. 3), они не превышают 1–2 м, линейный тренд статистически не значим (-0.1 м/год).

Вместе с тем, как показывают наши наблюдения, внутригодовые изменения могут быть более значительными. Так, в результате действия шторма редкой повторяемости (главным образом из-за его аномальной продолжительности) 18–19 октября 2013 г. в северной части пляжа на протяжении 360 м пляжные накопления были частично смыты (рис. 9).



Рис. 7. Район пляжа микрорайона Учкюевка – аэрофото 1941 г. (а), спутниковые снимки 1966 г. (b) и 2021 г. (с)

Fig. 7. The beach area of the microdistrict of Uchkuevka – aerial photo dated 1941 (a), satellite images dated 1966 (b) and 2021 (c)

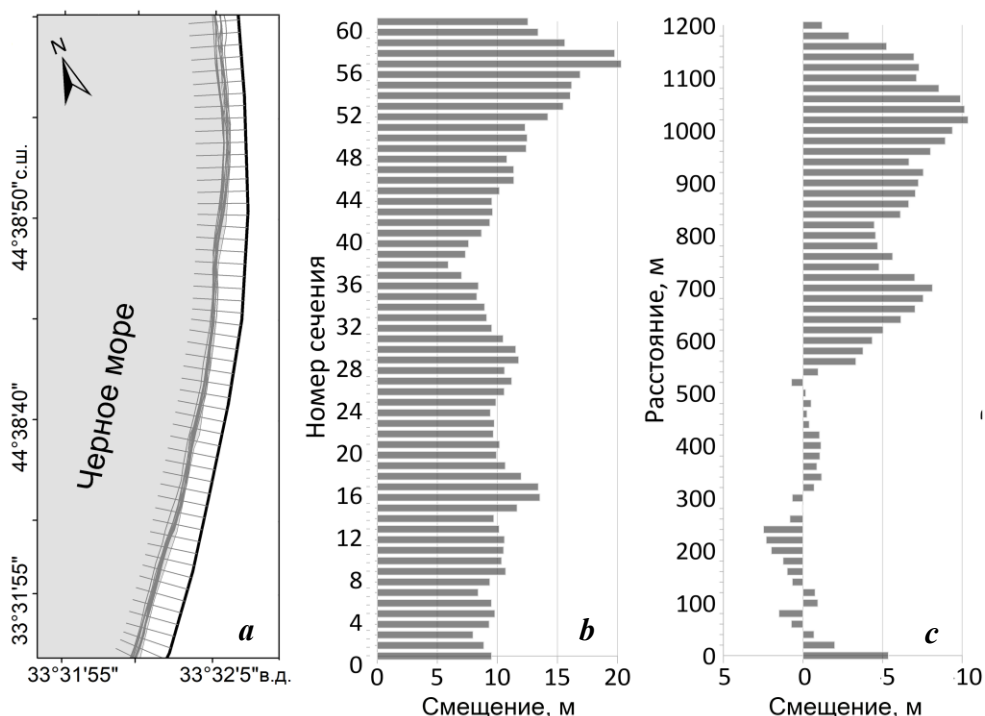


Рис. 8. Схема сечений на пляже Учкюевка (а); размах смещений береговой линии за весь период (b); итоговые смещения береговой линии между крайними датами (с)

Fig. 8. Map of transects on the beach near Uchkuevka Beach (a); coastline displacement span for the whole period (b); resulting coastline displacements between the first and last dates of observations (c)

В тыловой части пляжа образовался выраженный береговой уступ, возле уреза обнажились валуны, причем значительная часть материала была перемещена к югу. Объем песка и гравия, перемещенного к югу и вынесенного на глубину с одного погонного метра пляжа и подводного склона, оценивался нами в пределах от 20 до 35 м³. Общий объем уменьшения пляжа в северной части составил около 10 тыс. м³. Ширина пляжа в северной части уменьшилась на 5–10 м, на такую же примерно величину выдвинулся берег в южной части вплоть до безымянного мыса. На южной половине на участке берега протяженностью 550 м объем пляжного материала увеличился на 5–6 тыс. м³, а около половины смытого в северной половине материала ушло на глубину. К апрелю – маю 2014 г. положение уреза почти восстановилось, однако вплоть до 2017 г. в северной части отмечалась нестабильность. Периодически берег отступал или выдвигался на 10–15 м, позже стал более устойчивым, однако прежний профиль пляжа не восстановился. Характерно, что, поскольку это событие зафиксировано в промежуток между снимками, оно никак не проявилось на графике межгодовой изменчивости средней ширины пляжей (см. рис. 3). Интересно сравнить динамику рассмотренных выше пляжей с динамикой аккумулятивных берегов в сходных природных условиях других причерноморских стран.



Р и с . 9 . Северная часть пляжа Учкюевка 18 октября 2010 г. (а), 2 ноября 2013 г. (б)

Fig. 9. The northern Uchkuevka beach on 18 October 2010 (a), 2 November 2013 (b)

В настоящее время из общей длины береговой линии дельты Дуная более половины подвержено размыву, на 30 % отмечается аккумуляция, 15 % находятся в динамическом равновесии и относительно стабильны, типичные скорости размыва до 5–25 м/год [9]. Такое соотношение румынские ученые связывают со строительством плотин для гидроэнергетических целей, сооружением различных насыпей, спрямлением русла и другими гидротехническими работами в нижнем течении Дуная, в результате чего годовой сток наносов сократился вдвое [10, 11]. Проблемным является знаменитый пляж Мамай в Румынии. Имевший еще в 1960-х гг. ширину 100 м, к 1985 г. он уменьшился до 50 м. В последующие 15 лет пляж продолжал уменьшаться со средней скоростью 2.25 м/год. Причина – гидротехническое строительство, из-за которого был заблокирован вдольбереговой перенос наносов [12]. В 1980-х гг. в Варненском заливе (Болгария) была построена прибрежная дамба и система непроницаемых бетонных бун, из-за заносимости фарватеров регулярно проводилось дноуглубление. Кроме этого, в последние десятилетия практиковалось строительство зданий непосредственно на пляжах. Вся эта деятельность привела к нарушению естественных динамических процессов, а береговая линия Варненского залива была необратимо изменена. Так, до вмешательства человека пляж Аспарухово постоянно рос из-за разгрузки здесь двух встречных потоков наносов, а в настоящее время длина его уменьшилась на 800 м. В результате нарушения естественного питания прилегающих песчаных пляжей отдельные пляжи или исчезли, или существенно сократились [13–15].

Заключение

На основании вышеизложенного можно сделать следующие основные выводы.

1. Аккумулятивные берега в долинных понижениях рек Качи и Бельбека также, как и пляж Учкюевка, в последнее десятилетие (2011–2021 гг.) находятся в динамическом равновесии. Значимых трендов изменений среднего положения береговой линии для периода 2011–2021 гг. не обнаружено. Ранее пляжи испытали значительные изменения береговой линии, связанные с антропогенной деятельностью (сокращение твердого стока, добыча песка, строительство берегозащитных сооружений).

2. Наибольший максимальный размах смещения береговой линии в период 2011–2021 гг. характерен для участка к северу от устья р. Качи – 26 м при среднем значении 20 м. На участке южнее устья р. Качи максимальный размах смещения уменьшается до 16 м, а средний до 13 м.

3. Наибольший размах смещения положения береговой линии в период 2011–2021 гг. характерен для участка протяженностью 260 м к северу от устья р. Бельбек – 30 м при среднем значении 20 м. К северу от этого участка, на протяжении 900 м до северной границы пляжа, максимальные значения составляют 13 м при среднем 8 м. К югу от устья реки максимальные значения 23 м, а средние 14 м. Наиболее высокие значения размаха смещения выделяются в узкой зоне протяженностью 60 м, примыкающей к буне на южной границе пляжа, у которой наблюдается, в зависимости от направления вдоль берегового движения наносов, попеременно размыв или аккумуляция.

4. На большей длине пляжа Учкучевка в период 2011–2021 гг. размах многолетних смещений береговой линии относительно невелик и лежит в пределах 6–13 м при среднем значении 9 м. Только на небольшом участке в северной части протяженностью 140 м он возрастает до 15–20 м.

5. Максимальная межгодовая изменчивость среднего по длине положения береговой линии достигает 10 м для пляжей в устьях рек Качи и Бельбека, до 2 м для пляжа Учкучевка.

6. Внутригодовые изменения положения береговой линии по величине могут превышать межгодовые. При анализе спутниковых данных для определения динамики береговых линий необходимо использовать не только снимки, полученные в крайние даты, а всю совокупность имеющихся изображений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ефремова Т. В., Горячкин Ю. Н.* Морфодинамика севастопольских бухт под воздействием антропогенной деятельности // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 1. С. 31–47. EDN THAAMX. doi:10.29039/2413-5577-2023-1-31-47
2. *Удовик В. Ф., Долотов В. В.* Современное состояние и тенденции динамики береговой зоны в районе пляжа пос. Любимовка // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2009. Вып. 20. С. 92–99. EDN XCIVOL.
3. *Долотов В. В., Попова А. В.* Оценка долгопериодной динамики пляжа пос. Любимовка // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2014. Вып. 28. С. 31–41. EDN VBFSNV.
4. *Долотов В. В., Горячкин Ю. Н., Долотов А. В.* Статистический анализ изменений береговой линии пляжа поселка Любимовка // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2017. № 1. С. 40–47.
5. *Луговой Н. Н.* Современное состояние морских берегов Севастополя // Теория и методы современной геоморфологии : Материалы XXXV Пленума Геоморфологической комиссии РАН. Т. 1. Симферополь, 2016. С. 241–245.
6. *Земсков В. Ф., Заичко В. А., Зайченко Ю. В.* Оценка геометрической точности космических снимков, получаемых системами дистанционного зондирования Земли в различных диапазонах электромагнитного спектра // Известия вузов. Приборостроение. 2018. Т. 61, № 7. С. 576–583. doi:10.17586/0021-3454-2018-61-7-576-583

7. О точности создания ортофотопланов по снимкам QuickBird / В. Н. Андров [и др.] // Геопрофи. 2005. № 6. С. 21–24.
8. Горячкин Ю. Н., Федоров А. П. Оползни Севастопольского региона. Часть 1. Северная сторона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2018. № 1. С. 4–12.
9. Danube Delta Coastline Evolution (1856–2010) / A. Vespremeanu-Stroe [et al.] // Landform Dynamics and Evolution in Romania. Cham : Springer, 2017. P. 551–564. https://doi.org/10.1007/978-3-319-32589-7_23
10. Stanica A., Dan S., Ungureanu V. G. Coastal changes at the Sulina mouth of the Danube River as a result of human activities // Marine Pollution Bulletin. 2007. Vol. 55, iss. 10–12. P. 555–563. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.015>
11. Ungureanu Gh., Stanica A. Impact of human activities on the evolution of the Romanian Black Sea beaches // Lakes & Reservoirs: Research and Management. 2000. Vol. 5, iss. 2. P. 111–115. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2000.00105.x>
12. Beach Erosion and Coastal Protection Plan along the Southern Romanian Black Seashore / K. Kuroki [et al.] // Coastal Engineering: proceedings of the 30th International Conference, San Diego, California, USA, 3–8 September 2006. World Scientific Publishing Co Pte Ltd., 2007. Vol. 5. P. 3788–3799. https://doi.org/10.1142/9789812709554_0318
13. Longshore sediment transport at Golden Sands (Bulgaria) / H. Nikolov [et al.] // Oceanologia. 2006. Vol. 48, iss. 3. P. 413–432.
14. Дачев В. Ж. Генезис и эволюция на центральный пляж на град Варна // Трудове на Института по океанология. 2003. Т. 4. С. 74–82.
15. Ефремова Т. В., Горячкин Ю. Н. Антропогенное воздействие на литодинамику береговой зоны южного и западного побережий Черного моря (обзор) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2021. № 2. С. 5–29. [doi:10.22449/2413-5577-2021-2-5-29](https://doi.org/10.22449/2413-5577-2021-2-5-29)

Поступила 1.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 2023 г.;
принята к публикации 2023 г.; опубликована 2023 г.

Об авторах:

Горячкин Юрий Николаевич, главный научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-2807-201X**, **ResearcherID: I-3062-2015**, yngor@mhi-ras.ru

Долотов Вячеслав Валентинович, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат химических наук, **ORCID ID: 0000-0002-1485-2883**, **ResearcherID: E-5570-2016**, dolotov_v_v@mhi-ras.ru

Заявленный вклад авторов:

Горячкин Юрий Николаевич – постановка проблемы, обработка и анализ данных, подготовка текста статьи

Долотов Вячеслав Валентинович – обработка и анализ данных, подготовка текста статьи и иллюстративного материала

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Подходы к формированию экологического каркаса западного побережья Севастополя

Т. В. Панкеева¹*, Н. В. Миронова¹, А. В. Пархоменко²

¹ ФГБУН ФИЦ Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

² Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

* e-mail: tatyapankeeva@yandex.ru

Аннотация

Впервые предложена схема экологического каркаса для западного побережья Севастополя. Экологический каркас представляет собой сеть природоохранных территорий и объектов разного статуса, состоящих из площадных, линейных и точечных элементов. Работы по изучению ландшафтной структуры дна и гидробиологическая съемка прибрежной зоны проведены в летний период 2020 г. На основе полученных сведений составлена карта подводных ландшафтов исследуемой акватории. В ландшафтной структуре выделено шесть подводных ландшафтов с доминированием ключевых видов макрофитов: *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa*. Для каждого подводного ландшафта описан фитоценоз, рассчитаны количественные и качественные показатели макрофитобентоса (видовой состав макрофитов, наличие охраняемых краснокнижных видов водорослей, запас фитомассы макроводорослей и входящих в ее состав доминирующих видов). На основе ландшафтного подхода с учетом показателей растительной компоненты подводных ландшафтов выделены пространственно-функциональные природоохранные элементы (ключевые, транзитные, буферные и восстановительные). Выявлено, что на изучаемом побережье к ключевым акваториям относятся подводные ландшафты с «цистозировым» фитоценозом, к транзитным – с «цистозирово-филлофоровым», к восстановительным – с филлофоровым. Все элементы экологического каркаса имеют разные режимы охраны и относятся к разным типам природопользования. Полученные результаты и предложенный подход могут быть использованы для формирования экологического каркаса морских акваторий Севастополя и Республики Крым.

Ключевые слова: подводные ландшафты, макрофитобентос, охраняемые акватории, ландшафтный подход, Черное море

Благодарности: исследование выполнено в рамках государственного задания Института биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН (№ гос. регистрации 121030300149-0) и ФГБУН ФИЦ МГИ (№ гос. регистрации FNNN-2021-0005). Выражаем благодарность сотрудникам отдела биотехнологий фиторесурсов к. б. н., с. н. с. И. К. Евстигнеевой и м. н. с. И. Н. Танковской за определение видового состава водорослей и совместную работу по обработке собранного материала;

© Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Пархоменко А. В., 2023



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

дайверу И. Ю. Тамойкину за помощь в отборе проб макрофитобентоса и видеосъемку подводных ландшафтов.

Для цитирования: Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Пархоменко А. В. Подходы к формированию экологического каркаса западного побережья Севастополя // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 71–85. EDN YHYNCD.

Approaches to Formation of the Ecological Framework of the Western Coast of Sevastopol

T. V. Pankeeva^{1*}, N. V. Mironova¹, A. V. Parkhomenko²

¹ Kovalevsky Institute of Marine Biological Research of RAS, Sevastopol, Russia

² Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

* e-mail: tatyapankeeva@yandex.ru

Abstract

For the first time, the paper proposes an outline of an ecological framework for the western coast of Sevastopol. An ecological framework is a network of protected areas and objects of different status represented by areal, linear and point elements. The studying of the bottom landscape structure and hydro-botanical survey of the coastal zone were carried out in summer 2020. Based on the obtained data, a map of underwater landscapes in the study water area was made. Six underwater landscapes dominated by key macrophyte species were identified in the landscape structure: *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, and *Phyllophora crispa*. For each underwater landscape, the phytocenosis is described, and quantitative and qualitative indicators of macrophytobenthos are calculated (species composition of macrophytes, presence of protected red-listed algae species, phytomass stock of macroalgae and its dominant species). Based on the landscape approach, spatial and functional conservation elements (key, transit, buffer and restorative) were identified taking into account the indicators of the vegetation component of underwater landscapes. It was revealed that for the coastal area under study the key water areas include underwater landscapes with “*Cystoseira*” phytocenosis, the transit ones include landscapes with “*Cystoseira*” – *Phyllophora* phytocenosis, and restorative ones include landscapes with *Phyllophora* phytocenosis. All elements of the ecological framework have different protection regimes and are of different types of nature management. The obtained results and proposed approach can be used to form an ecological framework of the marine areas of Sevastopol and the Republic of Crimea.

Keywords: underwater landscapes, macrophytobenthos, protected water areas, landscape approach, Black Sea.

Acknowledgments: This work was carried out under state assignment of A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of the Russian Academy of Sciences (no. 121030300149-0) and Marine Hydrophysical Institute of RAS no. FNNN-2021-0005. The authors are grateful to I. K. Evstigneeva and I. N. Tankovskaya for the determination of the species composition of algae and joint work on the processing of the collected material; diver I. Yu. Tamoikin for their help in sampling macrophytobenthos and taking photos and videos of underwater landscapes.

For citation: Pankeeva, T.V., Mironova, N.V. and Parkhomenko, A.V., 2023. Approaches to Formation of the Ecological Framework of the Western Coast of Sevastopol. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 71–85.

Введение

Важную роль в сохранении биологического и ландшафтного разнообразия играют особо охраняемые природные территории (ООПТ). Одной из признанных форм территориальной охраны природы является создание экологических сетей. В настоящее время достаточно полно разработана концепция экологических сетей для сухопутных территорий [1]. Модели региональных экологических сетей предложены для целого ряда субъектов Российской Федерации [2, 3]. Однако отсутствие единой законодательной базы, общепринятых методик и подходов затрудняет создание региональных и национальных экологических сетей, особенно для территорий с антропогенно-преобразованными ландшафтами. В последние годы активно разрабатываются подходы^{1), 2)} к формированию морских экологических сетей – преимущественно в регионах, где созданы морские резерваты [4, 5]. Тем не менее остаются недостаточно проработанными «критерии выделения и оптимальные площади основных структурных элементов, и особенно – вопросы их связанности в функционально целостную систему» [1, с. 134].

Для Автономной Республики Крым и г. Севастополя в 2008 г. был разработан проект региональной экологической сети. Кроме этого, в научной литературе представлены и другие схемы экологических сетей для Крыма [6, 7].

В прибрежной акватории Крымского полуострова выделено 13 приморских элементов экосети (8 экоцентров и 5 экокоридоров). ООПТ г. Севастополя, в состав которых входят морские охраняемые акватории (МОА), находятся в границах Гераклеийского и Айя-Сарычского приморских экоцентров, а также Каламитского приморского экокоридора³⁾. Большинство МОА крымского побережья изолированы, имеют незначительную площадь и обладают низким охранным статусом, что не позволяет в полном объеме выполнять природоохранные задачи. Исследования, проводимые на объектах МОА Крыма, показывают, что в настоящее время наблюдается деградация донных природных комплексов, связанная с усилением антропогенной нагрузки [8].

В связи с этим элементы экологической сети Крыма, в том числе и г. Севастополя, нуждаются в разработке экологического каркаса устойчивости, состоящего из взаимосвязанных пространственно-функциональных природоохранных элементов (ключевых, транзитных, буферных и восстановительных) [9]. В работах ряда авторов освещено применение этого подхода для формирования экологических сетей и их элементов в наземных ландшафтах [10, 11]. При ландшафтном подходе внимание акцентируется на «ландшафтном разнообразии, средообразующих функциях геосистем, вещественно-энергетических потоках в ландшафте» [1, с. 133]. Использование ландшафтного

¹⁾ Kelleher G., Recchia C. Lessons from marine protected areas around the world // Parks. 1998. Vol. 8, iss. 2. P. 1–4. URL: https://parksjournal.com/wp-content/uploads/2017/06/parks_8_2.pdf (date of access: 12.09.2023).

²⁾ Salm R. V., Clark J. R., Sirila E. Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers. Washington DC : IUCN, 2000. 371 p. URL: http://seaknowledgebank.net/sites/default/files/marine-and-coastal-protected-areas-a-guide-for-planners-and-managers_0.pdf (date of access: 12.09.2023)

³⁾ Разработка схемы региональной экологической сети Автономной Республики Крым : отчет о НИР [Электронный ресурс] / Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского. Симферополь, 2008. 321 с. URL: <http://www.arhus.crimea.ua> (дата обращения: 10.04.2023).

подхода для морских экологических сетей вызывает определенные методологические трудности, обусловленные слабой разработанностью теоретических основ подводного ландшафтоведения [9, 12].

Одним из важнейших компонентов подводных ландшафтов является донная растительность, которая считается индикатором морфологических комплексов горизонтального расчленения ландшафтной структуры. Известно, что макрофитобентос является основным продукционным звеном черноморского шельфа и играет ведущую роль в стабилизации и саморегулировании прибрежных экосистем. Исходя из того, что макрофиты активно реагируют на изменения окружающей среды, их количественные и качественные показатели можно использовать как критерии выделения элементов экологической сети [8, 13].

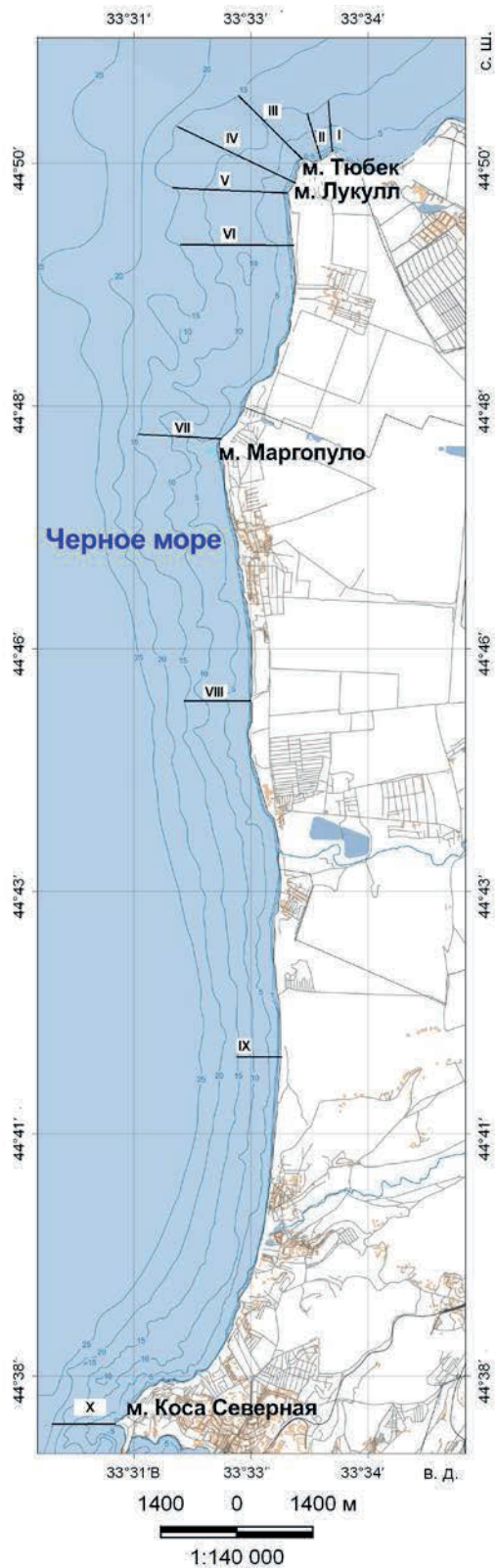
В качестве модельного региона выбрана прибрежная зона западной части г. Севастополя, которая отличается биологическим и ландшафтным разнообразием. В настоящее время эта зона активно разрабатывается – здесь осуществляются проекты по развитию инфраструктуры в береговой зоне. В связи с этим актуальна разработка рекомендаций по сохранению подводных ландшафтов побережья.

Цель статьи – разработать схему экологического каркаса западного побережья г. Севастополя.

Материалы и методы исследования

Протяженность береговой линии западного побережья Севастополя (м. Коса Северная – м. Тюбек) составляет около 26 км. Прибрежная акватория характеризуется небольшими глубинами и уклонами дна. На бенче развиты песчаные и галечные донные отложения, сменяемые глыбовым навалом [14]. Акватория расположена в границах Каламитского приморского экоридора экологического каркаса Крымского полуострова. ООПТ представлена памятником природы «Прибрежный аквальный комплекс (ПАК) у мыса Лукулл», протяженность его береговой линии достигает 3448.6 м, ширина акватории – 300 м. Общая площадь памятника природы составляет 128.5 га, из которых площадь территории – 15.1 га, акватории – 113.4 га.

Работы по изучению ландшафтной структуры дна прибрежной зоны проводили на основе общих положений программы подводных ландшафтных исследований в летний период 2020 г. [15]. Подводные ландшафтные работы выполняли с маломерных судов с применением легководолазного снаряжения. При изучении структуры ландшафтов побережья использовали метод ландшафтного профилирования с описанием разрезов и ключевых участков [16]. Составлены ландшафтные профили для 10 разрезов (рис. 1). Ландшафтное профилирование позволило выделить подводные ландшафты и установить их границы. Для создания ландшафтной карты использовали программный пакет *QGIS 2.18.25* и электронную основу навигационной карты. Сопряженный анализ батиграфии, карт литологического состава и сведеный водолазной съемки позволил провести экстраполяцию участков дна со сходными параметрами для выделения границ подводных ландшафтов. Результаты обобщения исследований ландшафтной структуры западного побережья г. Севастополя отражены на ландшафтной карте.



Р и с . 1 . Карта-схема расположения ландшафтных и гидробиотических разрезов в прибрежной зоне от м. Коса Северная до м. Тюбек (римскими цифрами обозначены профили)

Fig. 1. Schematic map of the location of landscape and hydrobotanical profiles in the coastal zone Cape Kosa Severnaya – Cape Tubek (Roman numerals stand for profiles)

Изучение донной растительности проводили по общепринятой методике⁴⁾. Для исследования состава и структуры макрофитобентоса использовали материалы гидробиотанической съемки, проведенной на тех же разрезах. Отбор проб осуществляли на глубинах 0.5; 1; 3; 5; 10 и 15 м, где закладывали по четыре учетные площадки размером 25 × 25 см. Идентификацию водорослей проводили с учетом последних номенклатурных изменений⁵⁾. Ресурсы макроводорослей (т, сырая масса), запас фитомассы макрофитов и входящих в ее состав ключевых видов водорослей (т·га⁻¹, сырая масса) рассчитаны по методике, модифицированной для морских исследований [8]. Определение площади акватории осуществляли с помощью программы *QGIS*.

Критериями выделения элементов экологической сети выбраны количественные и качественные показатели макрофитобентоса (видовой состав макрофитов, наличие охраняемых краснокнижных видов водорослей, запас фитомассы макроводорослей и входящих в ее состав ключевых видов, доля *Ericaria crinita* (Duby) Molinari & Guiry = *Cystoseira crinita* и *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze = *Cystoseira barbata* в общих запасах макрофитов), характеризующие растительную компоненту подводных ландшафтов. При работе над статьей использовали аннотированные списки водорослей, зарегистрированных в районе западного побережья и памятника природы «ПАК у мыса Лукулл», приведенные в статьях И. К. Евстигнеевой и И. Н. Танковской [17, 18].

На основе картографирования подводных ландшафтов, качественных и продукционных характеристик макрофитобентоса предложено функционально-площадное распределение основных элементов экологической сети (ключевые природоохранные акватории (заповедные ядра), буферные защитные, транзитные и восстановительные акватории).

Результаты и обсуждение

В ландшафтной структуре прибрежной зоны выделено шесть подводных ландшафтов с участием доминирующих видов макрофитов: эрикарии косматой (*Ericaria crinita*), гонголарии бородатой (*Gongolaria barbata*) и филлофоры курчавой (*Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon) (рис. 2). Разработанная ландшафтная карта побережья является картографической основой для выделения акваторий, формирующих элементы экологического каркаса.

Для каждого ландшафтного контура были рассчитаны количественные и качественные показатели макрофитобентоса, представленные в таблице.

На основе ландшафтного подхода с учетом значений растительной компоненты подводных ландшафтов составлена картосхема и выделены элементы экологического каркаса западного побережья Севастополя (рис. 3).

Подводные ландшафты, расположенные в границах памятника природы «ПАК у мыса Лукулл» относятся к **ключевым природоохранным акваториям (заповедные ядра) (КПА)** (рис. 3). В ландшафтной структуре этой

⁴⁾ Калугина-Гутник А. А. Исследование донной растительности Черного моря с применением легководолазной техники // Морские подводные исследования. Москва : Наука, 1969. С. 105–113.

⁵⁾ URL: <http://www.algaebase.org> (date of access: 12.09.2023).

Рис. 2. Карта-схема ландшафтной структуры западного побережья (мыс Коса Северная – мыс Тюбек): 1 – глыбово-валунный бенч с преобладанием эрикарии косматой и гонголарии бородастой; 2 – подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминируют эрикария косматая и гонголария бородастая; 3 – подводный склон, сложенный песчаными отложениями с мелкими знаками ряби (рифели), лишенный донной растительности (на отдельных глыбах доминируют виды эрикарии косматой и гонголарии бородастой или падины павлиньей и диктиоты ленточной); 4 – подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминирует гонголария бородастая, и с чередованием галечно-гравийных с битой ракушкой донных отложений, где преобладает филлофора курчавая; 5 – слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-песчаными отложениями с битой ракушкой, где доминирует филлофора курчавая; 6 – слабонаклонная равнина, сложенная песчаными отложениями, где донная растительность отсутствует

Fig. 2. Schematic map of the landscape structure of the coastal zone (Cape Kosa Severnaya – Cape Tubek): 1 – boulder benches with dominance of *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 2 – upper shoreface consisting of psephitic sediments predominated by *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata*; 3 – upper shoreface consisting of sandy sediments with small ripple marks (riffles), devoid of bottom vegetation (species of *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* or *Padina pavonica* and *Dictyota fasciola* dominate on some clumps); 4 – upper shoreface consisting of psephitic deposits predominated by *Gongolaria barbata* with mosaic alternation of pebble and gravel deposits and shell fragments predominated by *Phyllophora crispa*; 5 – gently dipping accumulation plain formed by psammitic deposits with inclusion of shell fragments predominated by *Phyllophora crispa*; 6 – gently dipping accumulation plain formed by sandy sediments, with no bottom vegetation



охраняемой акватории преобладают ландшафты подводного склона с доминированием видов «цистозиры» (эрикария косматая и гонголария бородатая), где на глубинах 0.5–5 м зарегистрирован фитоценоз *Ericaria crinita*+*Gongolaria barbata*.

На подводном склоне на глубине 0.5–1 м зарегистрирован **глыбово-валунный бенч с преобладанием эрикарии косматой и гонголарии бородатой (1)** (рис. 2). Растительная компонента этого ландшафта характеризуется высоким видовым разнообразием (таблица) – здесь зарегистрировано пять видов водорослей, занесенных в Красную книгу Российской Федерации, Республики Крым и г. Севастополя (*Stilophora tenella* (Esper) P.C. Silva, *Laurencia coronopus* J. Ag, *Osmundea hybrida* (A. P. de Candolle), *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata*). Здесь отмечен наибольший запас фитомассы макрофитов и входящих в их состав доминирующих видов «цистозиры» (*Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata*) (таблица). Доля этих водорослей в общих запасах макрофитобентоса максимальная (86 %) (таблица).

Подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где господствуют эрикария косматая и гонголария бородатая (2), расположенный на глубинах 1–5 м, отличается наибольшим видовым разнообразием, по сравнению с другими исследуемыми ландшафтами западного побережья (таблица). Количество краснокнижных видов макрофитов достигает шести (кроме вышеперечисленных видов, за исключением *Osmundea hybrida*, были обнаружены *Phyllophora crispa* и *Osmundea pinnatifida* (Hudson) Stackhouse). Запас фитомассы макрофитов, а также *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* незначительно ниже, чем на глубинах 0.5–1 м (таблица).

Согласно сведениям о составе и структуре макрофитобентоса, собранного вдоль западного побережья г. Севастополя по аналогичной методике А. А. Калугиной-Гутник и Н. М. Куликовой [19] в 1964 г., мы рассчитали запас фитомассы «цистозиры» на этом выделенном ландшафте. Так, сравнительный анализ показал, что на глубинах 1–5 м запас фитомассы *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* составлял $40.7 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$, что примерно в полтора ниже, чем в 2020 г. Однако общеизвестно, что в настоящее время вдоль берегов Крыма повсеместно отмечается значительное уплотнение зарослей «цистозиры» в верхней и средней сублиторальной зоне, тогда как в нижней регистрируется деградация и трансформация донной растительности [8]. Таким образом, последние 56 лет сохранность акватории, относящейся к КПА, остается достаточно высокой.

На остальной части прибрежной акватории исследуемого региона подводные ландшафты с доминированием «цистозиры», в связи их с природоохранной ценностью, целесообразно рассматривать как **восстановительные акватории (ВА)**. В дальнейшем в этой части прибрежной зоны предполагается снизить влияние антропогенного воздействия, а в определенных случаях необходимо принятие особых мер по восстановлению биотопов и ландшафтов в целом.

Для **подводного склона, сложенного песчаными отложениями с мелкими знаками ряби (рифели), лишённого донной растительности, где на отдельных глыбах доминируют виды эрикарии косматой и гонголарии бородатой или падины павлиньей и диктиоты ленточной (3)**, на глубинах

1–5 м характерны фитоценозы *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* или *Padina pavonica* + *Dictyota fasciola*. На этом ландшафте также отмечено высокое видовое разнообразие и наличие краснокнижных видов (таблица). Запас фитомассы макрофитов, *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata*, существенно ниже (таблица). Однако этот выделенный подводный ландшафт отличается интенсивным обменом вещественными потоками за счет перемещения мелкообломочного глинисто-песчаного материала вдольбереговыми течениями.

Видовой состав и продукционные показатели макрофитобентоса в подводных ландшафтах западного побережья г. Севастополя

Species composition and productivity of macrophytobenthos in the underwater landscapes of the western coast of Sevastopol

Видовой состав водорослей / Species composition of algae					Количество охраняемых видов водорослей, занесенных в Красную книгу / Number of protected algae species listed in Red Book of			Запас фитомассы, т·га ⁻¹ / Total biomass of, t·ha ⁻¹		
Подводный ландшафт / Underwater landscape	Общее количество / Total number	Зеленые / Green	Бурые / Brown	Красные / Red	Севастополя ⁶⁾ / Sevastopol	Республики Крым ⁷⁾ / Republic of Crimea	Российской Федерации ⁸⁾ / Russian Federation	макрофитов / macrophytes	<i>Ericaria crinita</i> + <i>Gongolaria barbata</i>	<i>Phyllophora crispa</i>
1	40	12	7	21	1	4	1	78.8	67.8	0
2	49	8	8	29	2	6	2	69.1	49.1	0.1
3	40	9	8	23	1	5	0	17.1	13.1	0
4	43	8	8	27	2	6	1	40.2	20.1	2.4
5	30	6	7	17	1	3	1	39.4	13.0	3.1

Примечание: нумерация и описание подводных ландшафтов соответствует сведениям, представленным в тексте и на рис. 2. Сведения по видовому составу водорослей по глубинам [17, 18].

Note: the numbering and description of underwater landscapes correspond to the information presented in the text and in Fig. 2. Information on the algal species composition by depth is given in [17, 18].

⁶⁾ Красная книга города Севастополя. Калининград ; Севастополь : Издательский Дом «РОСТ-ДОАФК», 2018. 432 с.

⁷⁾ Красная книга Республики Крым : животные. Симферополь : АРИАЛ, 2015. 440 с.

⁸⁾ Красная книга Российской Федерации (растения и грибы). Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2008. 885 с.

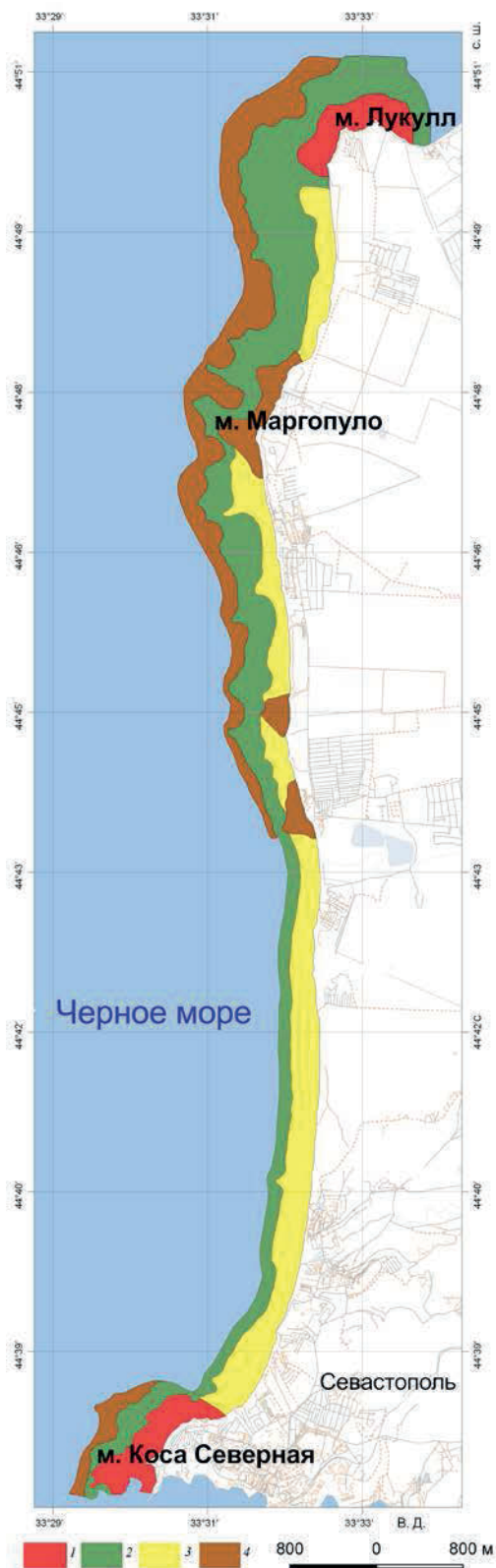


Рис. 3. Элементы экологического каркаса западного побережья г. Севастополя: 1 – ключевые природоохранные акватории; 2 – буферные акватории; 3 – транзитные акватории; 4 – восстановительные акватории

Fig. 3. Elements of the ecological framework of the Sevastopol western coast: 1 – key environmental water areas; 2 – buffer water areas; 3 – transit water areas; 4 – restorative water areas

Кроме того, этот ландшафт осуществляет необходимую связь между подводными ландшафтами КПА и ВА и обеспечивает возможность распространения, миграции и генетического обмена видами гидробионтов. Таким образом, этот подводный ландшафт соответствует **транзитной акватории (ТА)** исследуемого побережья, при этом на морских охраняемых акваториях его необходимо включать в состав КПА.

Характерно, что в границах Каламитского экокориора отсутствует достаточное количество природных ядер, что является одной из предпосылок создания памятника природы «ПАК у мыса Коса Северная». Ранее полученные результаты исследований на этом участке побережья указывают на высокое флористическое и ландшафтное разнообразие в интервале глубин 0.5–10 м [20]. В составе альгофлоры встречаются виды макрофитов, занесенные в списки Красной книги Российской Федерации, Республики Крым и Севастополя (*Phyllophora crispa*, *Stilophora tenella*, *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, *Laurencia coronopus*, *Nereia filiformis* (J. Ag.) Zanard.). Коренные фитоценозы этих подводных ландшафтов характеризуются высокой степенью сохранности, что позволяет рекомендовать акваторию у м. Коса Северная как перспективную для заповедания и включить ее в состав КПА.

Роль **буферной акватории (БА)** выполняет *подводный склон, сложенный грубообломочными отложениями, где доминирует гонголария бородастая, мозаично чередующимися с галечно-гравийными с битой ракушей отложениями, на которых преобладает филлофора курчавая (4)* (глубина 5–10 м). Описаны фитоценозы *Gongolaria barbata* и *Phyllophora crispa*. Этот подводный ландшафт занимает периферийные части КПА, ВА и ТА, в связи с чем выполняет защитную функцию акваторий и обеспечивает оптимальное функционирование охраняемых видов. Своеобразие данного подводного ландшафта заключается в том, что он представляет собой переходную полосу, где на одной глубине встречаются одновременно несколько многолетних фитоценозов, распределение которых обусловлено особенностями литологии дна. На этих глубинах происходит постепенное изменение состава донной растительности вдоль градиента освещенности. Запасы фитомассы макрофитов и «цистозирь» сокращаются, однако этот показатель возрастает у филлофоры курчавой (таблица). Вклад *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* в общих запасах макрофитов не превышает 50 %.

В этом районе в 1964 г. в диапазоне глубин 5–10 м запас фитомассы *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* был равен $24.8 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$, а *Phyllophora crispa* – $2.6 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ [18]. Эти значения лишь незначительно выше, чем сопоставимые показатели в 2020 г. (таблица), что подтверждает относительно неизменное состояние донной растительности в районе исследования в этом интервале глубин.

На глубине более 10 м зарегистрирована *слабонаклонная равнина, сложенная гравийно-песчаными отложениями с битой ракушей, где доминирует филлофора курчавая (5)*. Для этого подводного ландшафта отмечен максимальный запас филлофоры курчавой (таблица). Доля видов «цистозирь» составляет менее 33 % (общих запасов макрофитов). Более полувека назад на глубинах 10–15 м запас фитомассы *Phyllophora crispa* достигал $9.7 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$, что втрое выше значения, зарегистрированного в 2020 г. [19]. Резкое сниже-

ние запаса фитомассы филлофоры курчавой свидетельствует о необходимости сохранения этого ландшафта. Поскольку этот вид охраняется на международном, государственном и региональном уровне⁹⁾, подводные ландшафты с филлофоровым фитоценозом необходимо отнести к **ВА**.

Полученные результаты исследований свидетельствуют, что в настоящее время в прибрежной акватории западного побережья г. Севастополя подводные ландшафты и их растительная компонента отличаются высокой степенью сохранности. Это подтверждается в статье И. К. Евстигнеевой и И. Н. Танковской [21]. Согласно работе этих авторов, результаты фитоиндикации вдоль западного побережья Севастополя показывают повсеместное доминирование олигосапробных видов макрофитов, многочисленность мезосапробных и малую долю участия полисапробных, что соответствует соотношению сапробиологических группировок на чистых участках моря. Учитывая высокое биологическое и ландшафтное разнообразие изучаемого региона, целесообразно разработать экологический каркас прибрежной зоны, который позволит выделить участки акватории с разными режимами природопользования.

Таким образом, при выделении основных структурных элементов экологического каркаса западного побережья г. Севастополя впервые использовали биоцентрический и ландшафтный подходы. Как показали исследования, оба подхода к формированию экологического каркаса прибрежной зоны являются взаимодополняющими и отражают разные аспекты его организации. Характерно, что при биоцентрическом подходе особое внимание уделяется сохранению живых организмов (видовое разнообразие гидробионтов, наличие редких и исчезающих видов и т. п.). Так, в работе С. Е. Садогурского с коллегами [22] отмечено, что качественные и количественные показатели прибрежно-морской биоты наиболее высоки на участках, где отмечены заросли макрофитов. Следует отметить, что некоторые показатели макрофитобентоса, приведенные авторами в статье, соответствуют критериям комплексной оценки экологического состояния морских природных комплексов, лежащим в основе охраны морской среды в Европейском союзе¹⁰⁾. Ландшафтный подход позволяет выделить основные каркасообразующие подводные ландшафты, а также определить их взаиморасположение, обеспечивающие экологическое равновесие в прибрежной зоне. При этом применение двух подходов для формирования экологических сетей морских акваторий требует дальнейшей проработки и проведения дополнительных полевых исследований.

Выводы

1. Впервые для западного побережья Севастополя разработан экологический каркас и выделены его функциональные элементы. Показано, что для его формирования целесообразно использовать взаимодополняющие подходы: ландшафтный и биоцентрический.

⁹⁾ European Red List of Habitats. Part 1 : Marine Habitats / J. Rodwell [et al.]. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2016. 52 p. <https://doi.org/10.2779/032638>

¹⁰⁾ Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008. Marine Strategy Framework Directive. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32008L0056> (date of access: 12.09.2023).

2. Выполнено картографирование прибрежной зоны изучаемого региона, выделены шесть подводных ландшафтов, составлена картосхема ландшафтной структуры. Показано, что ландшафтная карта является картографической основой экологического каркаса.

3. Рассчитаны количественные и качественные показатели макрофитобентоса, которые использованы в качестве критериев для обоснования элементов экологического каркаса.

4. Установлено, что для исследуемого побережья к КПА относятся подводные ландшафты с «цистозировым» фитоценозом, к ТА – с «цистозирово»-филлофоровым, к ВА – с филлофоровым. Все элементы эокаркаса имеют разные режимы природопользования.

5. Полученные результаты и предложенный подход могут быть использованы для формирования экологического каркаса морских акваторий г. Севастополя и Республики Крым.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Теория и методология ландшафтного планирования / Под ред. К. Н. Дьяконова и А. В. Хорошева. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2019. 444 с.
2. *Мирзаханова З. Г., Остроухов А. В.* Экологический каркас территории (на примере Ванинского района Хабаровского края) // Известия Российской академии наук. Серия географическая. 2006. № 5. С. 73–81. EDN HVWUSV.
3. *Михно В. Б., Кучин А. В.* К вопросу создания ландшафтно-экологического каркаса Задонского района Липецкой области // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. 2005. № 2. С. 19–28. EDN KAJVZJ.
4. *Мокиевский В. О.* Морские резерваты – теоретические предпосылки к созданию и функционированию // Биология моря. 2009. Т. 35, № 6. С. 450–460. EDN OVYSEN.
5. *Иванов А. Н.* Проблемы организации морских резерватов в России // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2003. № 4. С. 22–27.
6. *Прыгунова И. Л.* Экологический каркас Крыма // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 2005. № 5. С. 29–33. EDN HSFYUP.
7. Перспективы создания единой природоохранной сети Крыма / Под ред. А. В. Бокова. Симферополь : Крымучпедгиз, 2002. 192 с.
8. *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. doi:10.1134/S1062359021100320
9. *Митина Н. Н., Чуприна Е. В.* Подводные ландшафты Черного и Азовского морей: структура, гидроэкология, охрана. Москва : ФГУП «Типография» Россельхозакадемии, 2012. 320 с.
10. *Иванов А. Н.* Ландшафтно-экологический подход к организации региональных систем охраняемых природных территорий // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 1998. № 3. С. 16–21.
11. *Герасимов А. П.* Использование ландшафтного подхода при планировании экологических каркасов регионов // Географический вестник. 2006. № 1. С. 14–17. EDN OPVKOZ.
12. *Малютин А. Н.* Сохранение биоразнообразия: о размерах морских и прибрежных охраняемых районов // Вестник ДВО РАН. 2015. № 1. С. 14–20. EDN TTVFWN.

13. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Ковардаков С. А. Количественные показатели макрофитобентоса как критерии обоснования природоохранной ценности акваторий (регион Севастополя) // Проблемы региональной экологии. 2017. № 1. С. 28–33. EDN YUFGQX.
14. Природные условия и антропогенное изменение береговой зоны в районе пос. Кача / Ю. Н. Горячкин [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 4. С. 5–21. EDN PFJDUE. doi:10.22449/2413-5577-2020-4-5-21
15. Петров К. М. Подводные ландшафты: теория, методы исследования. Ленинград : Наука, 1989. 124 с.
16. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Ландшафтная структура западного побережья города Севастополя // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2021. Т. 7, № 2. С. 276–291. EDN HETGNQ. doi:10.37279/2309-7663-2021-7-2-272-287
17. Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Разнообразие и изменчивость фитобентоса Западного побережья Крымского полуострова // Российский журнал прикладной экологии. 2022. № 2. С. 20–32. EDN MFANNT. doi:10.24852/2411-7374.2022.2.20.32
18. Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Бентосные водоросли памятника природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Лукулл» и их пространственное распределение // Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН. 2022. Т. 7, № 2. С. 35–52. EDN RZEKVM. doi:10.21072/eco.2022.22.03
19. Калугина-Гутник А. А., Куликова Н. М. Донная растительность у западного побережья Крыма // Биология моря. Киев : Наукова думка, 1974. Вып. 32. С. 111–132.
20. Панкеева Т. В., Миронова Н. В. Многолетняя динамика подводных ландшафтов прибрежной зоны мыс Коса Северная – мыс Толстый (Севастополь) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 2. С. 70–85. EDN HINHRC. doi:10.22449/2413-5577-2022-2-70-85
21. Евстигнеева И. К., Танковская И. Н. Экологическая структура сообщества макроводорослей на западе Крыма // Трансформация экосистем. 2023. Т. 6, № 1. С. 108–120. doi:10.23859/estr-550529
22. Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А. Некоторые аспекты формирования территориально-аквальных компонентов региональной и локальных экологических сетей в Крыму // Природа Восточного Крыма. Оценка биоразнообразия и разработка проекта локальной экологической сети / Под ред. С. П. Иванова. Киев, 2013. С. 79–85.

Поступила 28.04.2023 г.; одобрена после рецензирования 05.06.2023 г.;
принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Панкеева Татьяна Викторовна, старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-8933-6103**, **ResearcherID: 4920-0290**, *tatyanapankeeva@yandex.ru*

Миронова Наталия Всеволодовна, старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-7110-7081**, **ResearcherID: Y-1780-2018**, *dr.nataliya.mironova@yandex.ru*

Пархоменко Анастасия Владимировна, аспирантка 2-го курса аспирантуры, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), **ORCID ID: 0000-0002-2378-7067**, **ResearcherID: 5090-2023**, *avparkhomenko52@gmail.com*

Заявленный вклад авторов:

Панкеева Татьяна Викторовна – постановка проблемы, подбор, систематизация и анализ литературных источников, организация ландшафтных исследований, анализ и описание результатов исследования, подготовка текста статьи, картографических материалов и списка литературы

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

Пархоменко Анастасия Владимировна – выполнен картографический материал, подготовка текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Влияние внутригодовой динамики компонентов экосистемы на экологический риск: модельные оценки

Н. В. Соловьева

*Институт океанологии имени П. П. Ширшова РАН, Москва, Россия
e-mail: soloceanic@yandex.ru*

Аннотация

Предложена модель оценки экологического риска с учетом внутригодовой динамики основных компонентов экосистемы. На основе модельных расчетов даны оценки экологического риска при вариациях внутригодового состояния низкопродуктивных экосистем арктического шельфа и действии техногенных стрессоров. Проведенные расчеты позволили получить модельные оценки внутригодовой динамики экологического риска и допустимого воздействия на экосистемы со стороны стрессоров в условиях освоения ресурсов арктического шельфа. Полученные предварительные результаты расчетов позволили выделить области повышенного риска и учесть различную степень требований к исключению ошибок 1-го и 2-го рода, обусловленных спецификой задач экологической безопасности. Важным практическим результатом разработки методики оценок риска является выявление временных интервалов воздействий, при которых опасная ситуация скрыта внешним благополучием (ошибка 2-го рода). Проведенные модельные исследования открывают возможность перераспределять экономические затраты на безопасность в течение года так, чтобы снизить риски в опасные периоды разработки морских ресурсов и исключить перерасход средств в относительно безопасное время. Другими словами, можно снизить эколого-экономические противоречия в управлении риском.

Ключевые слова: модель экологического риска, вероятность допустимых воздействий, арктический шельф, экосистема, математическое моделирование, биомасса фитопланктона, антропогенное воздействие

Благодарности: работа подготовлена в рамках государственного задания № 0128-2021-0004. Автор выражает благодарность руководителям лабораторий Института океанологии им. П. П. Ширшова РАН, в частности доктору биологических наук В. А. Силкину, за обсуждение направлений моделирования экологического риска, академику Российской академии наук М. В. Флинту за организацию экспедиционных работ в морях Арктики и доктору географических наук Е. Е. Совге (МГИ РАН) за помощь и поддержку работы при представлении в журнал «Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря».

© Соловьева Н. В., 2023



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: Соловьева Н. В. Влияние внутригодовой динамики компонентов экосистемы на экологический риск: модельные оценки // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 86–97. EDN JKDPNP.

Effect of Intra-Annual Dynamics of Ecosystem Components on Ecological Risk: Model Assessments

N. V. Solovjova

*P.P. Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
e-mail: soloceanic@yandex.ru*

Abstract

The article proposes a model for assessing ecological risk taking into account the intra-annual dynamics of the main components of the ecosystem. Based on model calculations, ecological risk assessments are given for variations in the intra-annual state of low-productive ecosystems of the Arctic shelf and the effect of technogenic stressors. The proposed approach combines ecological risk models and observational data. The calculations made it possible to obtain model estimates of the intra-annual dynamics of ecological risk and permissible impacts on ecosystems from stressors in the conditions of development of Arctic shelf resources. The obtained preliminary results of calculations allowed us to identify areas of increased risk and take into account the different degree of requirements for the exclusion of type 1 and 2 errors, due to the specifics of ecological safety tasks. An important practical result of the development of the risk assessment methodology is the identification of time intervals of impacts at which a dangerous situation is hidden by external well-being (type 2 error). The conducted modelling studies allow reallocating safety expenditures throughout the year so as to reduce risks during hazardous periods of offshore resource development and exclude cost overruns during relatively safe times. In other words, it is possible to resolve environmental and economic contradictions in risk management.

Keywords: ecological risk model, probability of acceptable impacts, Arctic shelf, ecosystem, mathematical modelling, phytoplankton biomass, anthropogenic impact

Acknowledgements: This work was prepared under state assignment no. 0128-2021-0004. The author expresses gratitude to the heads of the laboratories of P. P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, in particular to V. A. Silkin, Dr. Sci. (Biol.), for discussing the directions of modeling environmental risk, M. V. Flint, Academician of the Russian Academy of Sciences, for organizing expedition work in the Arctic seas, and E. E. Sovga, Dr. Sci. (Geogr.) (MHI RAS), for assistance and support with submission of the work to *Environmental Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea* journal.

For citation: Solovjova, N.V., 2023. Effect of Intra-Annual Dynamics of Ecosystem Components on Ecological Risk: Model Assessments. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 86–97.

Введение

Актуальность оценок экологического риска как интегральных характеристик состояния морских экосистем определяется не только широким диапазоном и скоростью изменения параметров, но и наличием процессов различного генезиса в океанологически контрастных акваториях.

Интенсивное освоение морских ресурсов обуславливает наложение техногенных стрессоров на естественные процессы различного происхождения: гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические, геологические. При этом возникает необходимость в интегральной количественной оценке состояния морских экосистем в этих условиях. Получить достоверную оценку рисков, оставаясь в рамках отдельной дисциплины, не представляется возможным. Само понятие экологического риска, являясь интегральной характеристикой состояния экосистемы, требует междисциплинарных подходов. При этом могут возникать противоречия в сопряжении требований каждой из дисциплин в отдельности. Так, на практике освоения ресурсов шельфа экономические и экологические требования имеют различную направленность.

При принятии хозяйственных решений, как правило, ориентируются на экономические показатели, что отразилось на основной принятой форме оценок экологического риска, которая сводится к оценке произведения *вероятность события* × *ущерб*. В этом случае приоритет отдается экономической составляющей [1] и ведет к уменьшению важности оценки экологической составляющей в проектах освоения ресурсов шельфа.

Для шельфа Арктики задача расчета динамики экологического риска особенно актуальна в связи с нарастающими климатическими изменениями и перспективой разработки минеральных и биологических ресурсов региона. В этом смысле понимание динамики морских экосистем в контексте глобальных изменений [2] позволяет рассчитывать риски [1–7]. Существующие подходы к оценкам экологического риска могут учитывать сочетание стрессоров различной природы и многообразие реакций морских экосистем на внешнее воздействие [4]. Для морских экосистем Арктики известны методы оценки риска *ERA* [4] в сочетании с динамической объектно-ориентированной байесовской сетью *DOOBN* [8] и *DBN* [9]. Для оценок риска от разливов нефти в Арктике были разработаны модели с учетом токсичности биотрансформации [10].

Анализ существующего положения с оценками риска показывает, что для повышения эффективности и востребованности методов наиболее предпочтительным способом является комбинирование различных подходов. Оценка экологического риска с использованием системных моделей на различных уровнях организации экосистем является эволюционным шагом в поддержании экологической безопасности. При этом недостаточно учитывать кумулятивный эффект стрессоров только в статичных условиях. Необходимо сочетать динамику стрессоров с динамикой функционирования экосистемы. Для того чтобы продвинуться в этом направлении, в настоящей статье предлагается подход, основанный на синтезе вероятностных моделей риска и данных натурных наблюдений.

Цель проведенных исследований – получить модельные оценки влияния внутригодовой динамики компонентов экосистемы (в частности, фитопланктона) на динамику экологического риска в условиях действия техногенных стрессоров. Для моделирования были использованы данные наблюдений за биомассой фитопланктона в низкопродуктивных экосистемах арктического шельфа.

Материалы и методы

Для модельных исследований внутригодовых вариаций риска в низкопродуктивных экосистемах шельфа Арктики были использованы данные наблюдений за сезонными вариациями биомассы фитопланктона в морях Карском, Лаптевых, Восточно-Сибирском и основной акватории Чукотского моря [11–21]. Низкая продуктивность экосистем в этих акваториях обусловлена сильной плотностной стратификацией из-за интенсивного распределения поверхностного 5–12-метрового слоя воды за счет речного стока в краевые арктические моря [12, 13]. Сезонная конвекция на шельфе Арктики большей частью не преодолевает устойчивость плотностной стратификации [21], и процесс обогащения фотического слоя биогенными элементами не происходит [12, 13]. Этот естественный барьер не ослабляют современные климатические изменения – увеличение безледного периода и прогрев поверхностного слоя воды [13, 21]. Такие особенности определяют низкий уровень продуктивности и влияют на экологический риск при действии стрессоров в условиях разработки ресурсов шельфа.

Под экологическим риском будем понимать вероятность гибели биосистемы (в частности, популяции) в условиях антропогенного воздействия в течение фиксированного времени действия стрессоров. Воздействие стрессоров техногенного характера, их множественных сочетаний отражается на естественной внутригодовой динамике экосистем с периодами всплеск и спадов биомасс компонент экосистемы.

Критерий экологической безопасности на основе риска имеет вид [22] $K = \{y \leq y_p\}$, где y – экологический риск; y_p – допустимый риск.

При $y \leq y_p$ принимается решение об экологической безопасности, при $y > y_p$ – об экологической опасности [22]. Точное значение экологического риска y не может быть получено в принципе. Возможно получить только верхнюю \bar{y} и нижнюю \underline{y} оценки риска ($\underline{y} \leq y \leq \bar{y}$). Величина допустимого экологического риска лежит в интервале между более высокой \bar{y} и более низкой \underline{y} оценками. Для критерия экологической безопасности будем пользоваться верхними оценками $\bar{K} = \{\bar{y} \leq y_p\}$.

Будем учитывать L стрессоров ($i = \overline{1, L}$), оказывающих негативное воздействие на экосистему, функционирующую в естественных условиях. Допустим, что стрессоры могут принимать k состояний ($k = \overline{1, K}$). К таким состояниям относятся, например, штатный режим работы и аварийные события в функционировании технических средств, влияющих на экосистему. В соответствии с неравенствами Буля $\max_i y_i = y_l \leq y \leq y_h = \sum_{i=1}^L y_i$, где y_i – риск от i -го стрессора [23, 24]. Компоненты экосистемы (биомассы популяций организмов) могут испытывать подъемы и спады в течение года: M – количество периодов подъем – спад в течение года ($m = \overline{1, M}$). Данные наблюдений дают максимальные значения биомассы популяции на подъемах N_{\max} и спадах $N_{\text{ст}}$. Будем учитывать наложение воздействий техногенных стрессоров на естественную динамику экосистемы, например моделируя воздействие технической системы освоения ресурсов, находящейся в k -м состоянии,

на агрегированную компоненту экосистемы (фитопланктон) при сезонных вариациях ее биомассы.

В общем случае для внутригодичного риска в зависимости от времени имеем соотношения [5–7, 23, 24]

$$y_k(t) \leq \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{km} y_{km} = \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M (p_{am} y_{am} + p'_{am} y'_{am})_k = \sum_{k=1}^K q_k y_a(t),$$

$$y_a(t) \leq \frac{1 - \overline{E}v(t)/N_{\max}}{(1 - N_{cr}/N_{\max})^2}, \quad (1)$$

$$p_{am} = \frac{t_m}{t}, \quad p'_{am} = \frac{t'_m}{t}, \quad \sum_{m=1}^M (t_m + t'_m) = t,$$

$$\sum_{m=1}^M (p_{am} + p'_{am}) = 1, \quad \sum_{k=1}^K q_k = 1,$$

где y_i – риск от отдельного i -го воздействия со стороны стрессоров (технического объекта); q_k – вероятность k -го состояния технического объекта; p_{mk} – условная вероятность m -го состояния экосистемы при k -м состоянии технической системы; y_{imk} – условный риск от отдельного i -го фактора воздействия при k -м состоянии технического объекта и m -м состоянии экосистемы; $\overline{E}v(t)$ – математическое ожидание значения биомассы популяции; $y_k(t)$ – внутригодичный риск биосистемы при k -м состоянии технического объекта; p_{am} – вероятность пребывания биосистемы в m -м внутригодичном состоянии подъема биомассы; y_{am} – риск при подъеме биомассы; y'_{am} – риск при спаде биомассы; \overline{y}_a – экологический риск в течение года; y_{km} – вероятность риска биосистемы при k -м состоянии технического объекта и m -м состоянии биосистемы; t_m – продолжительность подъема биомассы; t'_m – продолжительность спада биомассы. Формула (1) использована для нормального распределения случайной величины.

Модель внутригодичных вариаций риска (1) позволяет перейти к оценкам динамики допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров на экосистему. Такая иерархия действий отражает приоритет экологической составляющей при освоении ресурсов морских акваторий [21]. Для случая зависимости допустимой вероятности воздействия от времени $Q(t)$ уравнения экоскрининга [23, 24] были расширены до вида [7]

$$Q(t) = \begin{cases} 1 & \text{для } y_k(t) \leq y_d, \\ \frac{y_d}{y_k(t)} & \text{для } y_d < y_k(t) < 1, \\ y_d & \text{для } y_k(t) = 1, \end{cases} \quad (2)$$

где $Q(t)$ – предельно допустимая вероятность антропогенного воздействия на экосистему; $y_k(t)$ определяется уравнениями (1); y_d – предельно допустимый риск для экосистемы при различных требованиях к сохранению качества среды.

Вероятность состояния технических систем (авария, штатный режим эксплуатации, степень и режимы воздействия), учитываемая в проекте технической эксплуатации, также является входными данными для модели риска.

Для расчетов были использованы ориентировочные допустимые риски воздействия стрессоров на морские экосистемы (таблица).

Согласно данным [25], интервал значений вероятности допустимого экологического риска при различных видах и этапах технологической деятельности на шельфе составляет от 10^{-7} до 10^{-1} . Для расчета $Q(t)$ выбраны значения y_d , соответствующие повышенным ($y_d = 10^{-5}$), средним ($y_d = 10^{-4}$) и незначительным ($y_d = 10^{-3}$) требованиям к качеству экосистемы. Вероятность q_k пребывания технической системы в k -м состоянии (полагаем $k = 3$) выбиралась из диапазона от 10^{-3} до 10^{-1} (таблица). Были выбраны значения вероятности низкой частоты события $q_1 = 10^{-3}$, средней $q_2 = 10^{-2}$ и высокой $q_3 = 10^{-1}$ (таблица).

Предложенный метод учитывает агрегированные компоненты экосистемы. Работоспособность метода подтверждается результатами расчета риска для агрегированной компоненты начального звена трофической цепи – фитопланктона.

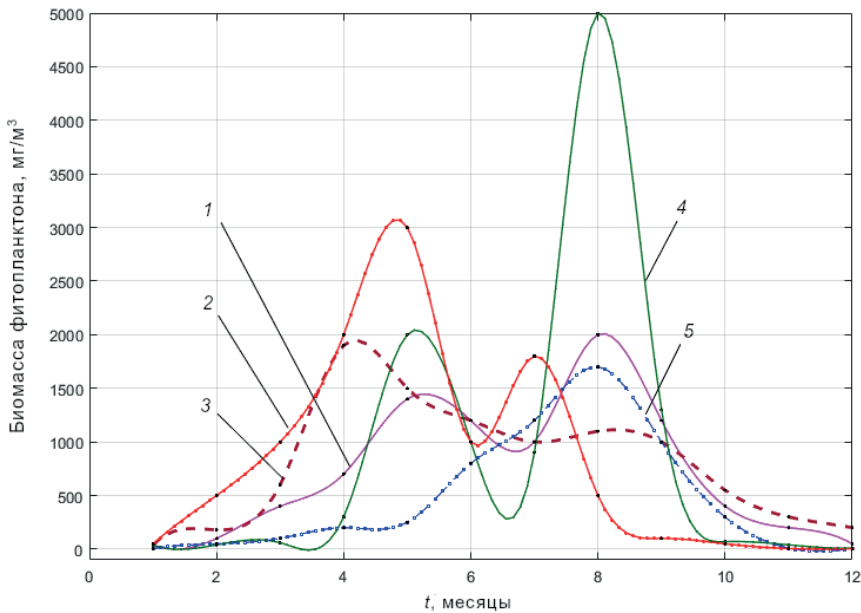
Допустимые риски воздействий стрессоров на морские экосистемы на основных этапах освоения нефтегазовых ресурсов [25]

Acceptable risks of stressors on marine ecosystems at the main stages of oil and gas resources development [25]

Вид антропогенного воздействия на экосистемы / Type of anthropogenic impact on ecosystems	Масштаб воздействия / Impact scale		Ориентировочный допустимый риск / Estimated permissible risk
	пространственный / Spatial	временной / Temporal	
Сейсмическая разведка / Seismic exploration	Местный / Local	Временный / Temporary	10^{-1}
Бурение разведочных скважин / Exploratory well drilling	Локальный / Topical	Кратковременный / Short-term	10^{-7}
Промысловые работы с одиночных платформ / Field operations from single platforms	Местный / Local	Временный / Temporary	10^{-5}
Промысловые региональные работы / Regional field work	Региональный / Regional	Долговременный / Long-term	10^{-2}
Строительство платформ, трубопроводов и др. / Construction of platforms, pipelines, etc.	Локальный / Topical	Временный / Temporary	10^{-5} – 10^{-7}
Эксплуатация трубопроводов в безаварийном режиме / Operation of pipelines in accident-free mode	Региональный / Regional	Долговременный / Long-term	10^{-5}
Танкерные перевозки в безаварийном режиме / Tanker shipping in accident-free mode	Субрегиональный / Sub-regional	Временный / Temporary	10^{-7}

Обобщение метода на случай всех основных компонентов экосистемы выявит наиболее уязвимое звено трофической цепи, которое и будет определять риск для всей экосистемы. Обобщенные на случай J популяций соотношения (1)–(2) модели позволяют определять допустимые значения вероятности воздействия стрессоров по отношению к j -й популяции экосистемы. Если существование всех J популяций нам одинаково важно, тогда к надежности технических систем, воздействующих на экосистему, необходимо предъявлять требование допустимой годовой вероятности аварии $Q(t)$, удовлетворяющей условию $Q(t) = \min_j Q(t)_j$ [22, 23].

Данные наблюдений биомассы фитопланктона используются в качестве входных для модели риска. Обобщая данные наблюдений за сезонным ходом биомассы фитопланктона в морях Карском, Белом, Лаптевых, Восточно-Сибирском и Чукотском [11–20], мы выбрали значения N_{\max} , N_{cr} , p_{am} , p'_{am} , $\overline{Ev}(t)$ в качестве входных параметров модели риска. Для получения входных данных модели риска могут быть использованы также результаты экосистемного моделирования [26, 27]. Но при слабой изученности сезонной динамики биомасс основных компонент экосистем шельфа Арктики, особенно в связи



Р и с . 1 . Годовой ход биомассы фитопланктона по обобщенным данным наблюдений замерзающих акваторий (1) [28]; Баренцева, Белого и Чукотского морей (2) [29]; незамерзающих акваторий (3) [30]; прибрежной части Карского моря (4) [30]; Карского, Лаптевых, Восточно-Сибирского морей (5) [11–20]

F i g . 1 . The annual course of phytoplankton biomass according to generalized observations of freezing waters (1) [28]; the Barents, White and Chukchi Seas (2) [29]; non-freezing waters (3) [30]; the coastal part of the Kara Sea (4) [30]; the Kara, Laptev, East Siberian Seas (5) [11–20]

с новыми климатическими изменениями, экосистемное моделирование пока затруднено. Динамика биомассы фитопланктона в высокопродуктивных экосистемах с двумя максимумами (Баренцево, Берингово, Чукотское (каньон Барроу) [12, 13], Белое моря, эстуарные и склоновые фронтальные зоны) и низкопродуктивных (основная акватория морей Карского и Чукотского, Лаптевых, Восточно-Сибирского [11–20]) сильно различаются (рис. 1). Отсутствие весеннего цветения фитопланктона в значительной части низкопродуктивных районов (Карское море), установленное в экспедиционных наблюдениях [11–20], обусловлено устойчивой плотностной стратификацией. На основе приведенных выше экспедиционных наблюдений выбраны следующие значения для низкопродуктивной экосистемы: $N_{\max} = 1.7 \cdot 10^3$ мг/м³, $N_{cr} = 10$ мг/м³, $p_{am} = t_m/t = 1/6$ и $\overline{Ev}(t)$ (кривая 5 на рис. 1) в качестве входных значений в модель риска (1).

Результаты расчетов

Расчет по модели (1)–(2) показал, что внутригодовые вариации экологического риска y_k (рис. 2, *a*) лежат в пределах значений от 0 до 0.8. Рассчитанные значения допустимой вероятности воздействия $Q(t)$ от 0 до 0.2 соответствуют указанным вероятностям воздействия стрессоров (рис. 2, *b*). Это характерно в течение почти всего года за исключением пика биомассы фитопланктона (рис. 2). Только на пике биомассы фитопланктона для низкопродуктивной экосистемы (рис. 2, *b*) можно допустить вероятность воздействия от 80 до 100 %.

Проведенные расчеты подтверждают начальное предположение о влиянии внутригодовой динамики компонентов экосистемы на внутригодовую динамику риска. Подтверждение такого влияния влечет за собой корректировку статичных матричных методов оценок риска.

Полученные результаты позволили рассчитать зависимость допустимой вероятности воздействия на экосистему от экологического риска $Q(y_k)$ при значениях $q_k = 10^{-5}–10^{-1}$ и $y_d = 10^{-5}–10^{-3}$ (рис. 3). Расчет выявил области повышенной опасности и относительной безопасности (рис. 3) при различных сочетаниях воздействий и требуемого качества среды.

Весомым практическим достижением проведенных исследований можно считать открывающуюся возможность выявлять ошибки 1-го и 2-го рода. Особенность экологических задач при наличии ошибок 1-го и 2-го рода связана с различной тяжестью последствий в случае их сохранения. Понятия ошибок взяты из статистической теории и ошибка 1-го рода означает принятие безопасной ситуации за опасную, а ошибка 2-го рода соответствует тому, что опасная ситуация скрыта внешним благополучием [21–23]. В случае ошибки 1-го рода излишняя перестраховка, связанная с ложной тревогой, не так опасна, хотя влечет за собой необоснованные затраты, как ошибка 2-го рода. Модельные расчеты (рис. 3) выявили такие области. Перебор всех возможных на практике сочетаний воздействий и требований к качеству среды позволит определить области указанных ошибок. В свою очередь это позволит перераспределять затраты на экологическую безопасность в течение года с целью минимизировать расходы. Другими словами, достигается согласование экологических и экономических требований к безопасному освоению

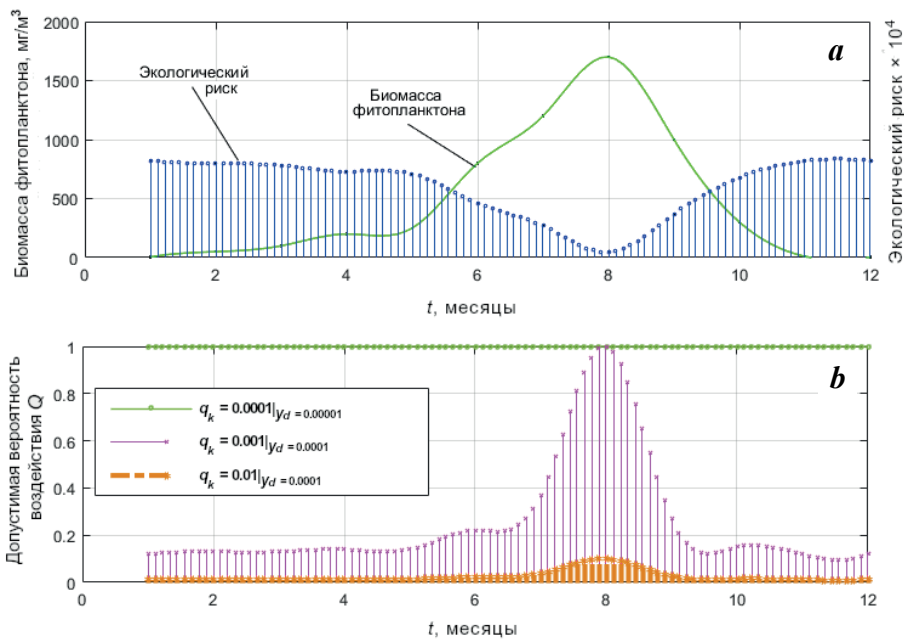
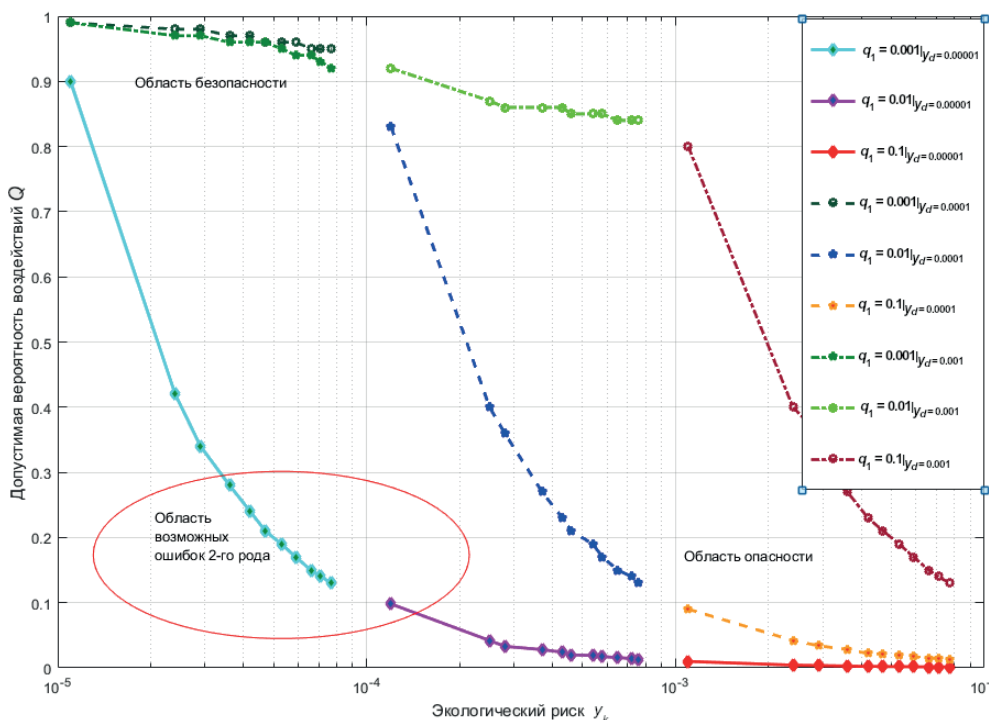


Рис. 2. Обобщенный годовой ход биомассы фитопланктона в низкопродуктивных экосистемах Арктики по данным наблюдений [11–20] и рассчитанные по модели внутригодовые вариации значений экологического риска (a) и годовой ход допустимой вероятности воздействий $Q(t)$ со стороны стрессоров в интервале значений $q_k = 10^{-5} - 10^{-2}$; $y_d = 10^{-4} - 10^{-3}$ (b)

Fig. 2. Generalized annual course of phytoplankton biomass in low-productive ecosystems of the Arctic according to observations [11–20] and model intra-annual variations of ecological risk values (a) and the annual course of the permissible probability of impacts $Q(t)$ from stressors in the range of values $q_k = 10^{-5} - 10^{-2}$; $y_d = 10^{-4} - 10^{-3}$ (b)

ресурсов шельфа. Повышение точности оценок экологического риска требует привлечения больших объемов данных о процессах различной природы: физической, химической, биологической, геологической, техногенной. В нашем случае часть используемых данных о компонентах экосистем, о стрессорах техногенного и естественного происхождения относится к параметрам, быстро меняющимся в водном слое. Эта часть данных удовлетворяет требованиям 3V, характерным для *BigData* [31], что позволит в перспективе связать предложенный подход оценок риска с технологиями *BigData*. Синтез моделирования и технологий *BigData* обусловлен необходимостью быстрого перебора всех возможных сочетаний стрессоров различной природы с большим количеством параметров и наложением воздействий на пространственно-временную естественную динамику экосистемы в режиме реального времени [31]. В этом смысле большое значение имеют данные дистанционного зондирования, позволяющие получить информацию об океанологических параметрах морской среды, включая гидробиологические параметры, в частности значения концентрации хлорофилла a [25, 26].



Р и с . 3 . Расчет зависимости допустимой вероятности воздействия на экосистему от экологического риска $Q(y_k)$ при значениях $q_k = 10^{-5} - 10^{-1}$ и $y_d = 10^{-5} - 10^{-3}$

Fig . 3 . Calculation of the dependence of the permissible probability of impact on the ecosystem on the environmental risk $Q(y_k)$ at values $q_k = 10^{-5} - 10^{-1}$ and $y_d = 10^{-5} - 10^{-3}$

Выводы

В настоящей работе влияние сезонной динамики компонентов экосистемы на внутригодовые вариации экологического риска подтверждено модельными расчетами. Полученные результаты являются одним из этапов создания количественного метода расчета риска с учетом не только параметров стрессоров, но и внутригодовых вариаций состояния экосистемы в естественных условиях функционирования. Важным результатом исследований стали расчеты зависимости допустимой вероятности воздействия на экосистему от экологического риска $Q(y_k)$, позволяющие выявлять области ошибок 1-го и 2-го рода.

Уточнение оценки экологического риска требует расширения данных о стрессорах техногенного происхождения. Влияние различных режимов технологических процессов, степени, частоты и времени воздействий технических систем и хозяйственной деятельности человека в акватории шельфа должны учитываться в динамике как техногенных процессов, так и самой экосистемы. Расширение спектра и содержания входных данных модели риска позволит приблизить предложенный метод к технологиям *BigData*.

Представленные в настоящей статье предварительные расчеты внутригодовых вариаций риска, проведенные по предложенной методике с целью выявления опасных ситуаций, показали работоспособность подхода и возможность распространения расчетов на морские экосистемы различных акваторий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ecological network analysis metrics: The need for an entire ecosystem approach in management and policy / B. D. Fath [et al.] // *Ocean and Coastal Management*. 2019. Vol. 174. P. 1–14. doi:10.1016/j.ocecoaman.2019.03.007
2. *Elliott M., Borja A., Cormier R.* Activity-footprints, pressures-footprints and effects-footprints – Walking the pathway to determining and managing human impacts in the sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 155. 111201. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111201
3. *Elliott M., Cutts N.D., Trono A.* A typology of marine and estuarine hazards and risks as vectors of change: A review for vulnerable coasts and their management // *Ocean and Coastal Management*. 2014. Vol. 93. P. 88–99. doi:10.1016/j.ocecoaman.2014.03.014
4. *Chen S., Chen B., Fath B. D.* Ecological risk assessment on the system scale: A review of state-of-the-art models future perspectives // *Ecological Modelling*. 2013. Vol. 250. P. 25–33. doi:10.1016/j.ecolmodel.2012.10.015
5. *Solovjova N. V.* Ecological risk modelling in developing resources of ecosystems characterized by varying vulnerability levels // *Ecological Modelling*. 2019. Vol. 406. P. 60–72. doi:10.1016/j.ecolmodel.2019.05.015
6. *Solovjova N. V.* Risk assessment simulation for shelf ecosystems based on the ecoscreening and dynamic methods synthesis // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2020. Vol. 243. 106881. doi:10.1016/j.ecss.2020.106881
7. *Solovjova N. V.* Ecological risk simulation assessment in marine ecosystems of the Arctic shelf // *Marine Pollution Bulletin*. 2021. Vol. 169. 112577. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112577
8. *Sajid Z., Khan F., Veitch B.* Dynamic ecological risk modelling of hydrocarbon release scenarios in Arctic waters // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 153. 111001. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111001
9. An ecological risk assessment model for Arctic oil spills from a subsea pipeline / *E. Arzaghi [et al.]* // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 135. P. 1117–1127. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.08.030
10. *Fahd F., Veitch B., Khan F.* Arctic marine fish “biotransformation toxicity” model for ecological risk assessment // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 142. P. 408–418. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.03.039
11. Interannual variability of *Emiliania huxleyi* blooms in the Barents Sea: In situ data 2014–2018 / *V. Silkin [et al.]* // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 158. 111392. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111392
12. *Flint M. V., Poyarkov S. G., Rimsky-Korsakov N. A.* Ecosystems of the Russian Arctic-2015 (63rd Cruise of the research vessel Akademik Mstislav Keldysh) // *Oceanology*. 2016. Vol. 56. P. 459–461. doi:10.1134/S0001437016030061
13. *Flint M. V., Poyarkov S. G., Rimsky-Korsakov N. A.* Ecosystems of the Siberian Arctic Seas-2017 (Cruise 69 of the R/V Akademik Mstislav Keldysh) // *Oceanology*. 2018. Vol. 58. P. 315–318. doi:10.1134/S0001437018020042
14. Phytoplankton in the northwestern Kara Sea / *I. N. Sukhanova [et al.]* // *Oceanology*. 2015. Vol. 55. P. 547–560. <https://doi.org/10.1134/S0001437015040141>
15. Phytoplankton of the western Arctic in the spring and summer of 2002: Structure and seasonal changes / *I. N. Sukhanova [et al.]* // *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*. 2009. Vol. 56, iss. 17. P. 1223–1236. doi:10.1016/j.dsr2.2008.12.030
16. *Matishov G. G., Dzhenyuk S. L., Moiseev D. V.* Climate and large marine ecosystems of the Arctic // *Herald of the Russian Academy of Sciences*. 2017. Vol. 87. P. 30–39. doi:10.1134/S1019331617010087

17. *Makarevich P. R., Oleinik A. A.* Structure of the annual cycle of phytoplankton community evolution in the Ob-Yenisei shoal of the Kara Sea // *Doklady Earth Sciences*. 2009. Vol. 426. P. 669–671. doi:10.1134/S1028334X09040357
18. *Mosharov S. A., Demidov A. B., Simakova U. V.* Peculiarities of the primary production process in the Kara Sea at the end of the vegetation season // *Oceanology*. 2016. Vol. 56. P. 84–94. <https://doi.org/10.1134/S0001437016010100>
19. Modelling Kara Sea phytoplankton primary production: development and skill assessment of regional algorithms / A. B. Demidov [et al.] // *Journal of Sea Research*. 2017. Vol. 125. P. 1–17. doi:10.1016/j.seares.2017.05.004
20. *Demidov A. B., Mosharov S. A., Makkaveev P. N.* Patterns of the Kara Sea primary production in autumn: Biotic and abiotic forcing of subsurface layer // *Journal of Marine Systems*. 2014. Vol. 132. P. 130–149. doi:10.1016/j.jmarsys.2014.01.014
21. *Флейшман Б. С.* Основы системологии. Москва : Изд-во Радио и связь, 1982. 368 с.
22. *Fleishman B. S.* Contribution to the theory of adaptation with application to ecology // *Ecological Modelling*. 1984. Vol. 26, iss. 1–2. P. 21–31. doi:10.1016/0304-3800(84)90090-5
23. *Fleishman B. S.* Hyperbolic law of reliability and its logarithmic effects in ecology // *Ecological Modelling*. 1991. Vol. 55, iss. 1–2. P. 75–88. doi:10.1016/0304-3800(91)90066-A
24. *Патин С. А.* Нефть и экология континентального шельфа: в 2-х т. Т. 1 : Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия. Москва : Изд-во ВНИРО, 2017. 326 с.
25. *Беляев В. И.* Моделирование морских систем. Киев : Наукова Думка, 1987. 201 с.
26. *Беляев В. И., Кондуфорова Н. В.* Математическое моделирование экологических систем шельфа. Киев : Наукова Думка, 1990. 240 с.
27. *Флинт М. В.* Биоресурсы Арктических морей России: изменения под воздействием климата и факторов антропогенной природы, экосистемные основы охраны // *Научно-технические проблемы освоения Арктики*. Москва : Наука, 2015. С. 55–71.
28. *Дружкова Е. И., Макаревич П. Р.* Годовой цикл нанофитопланктона прибрежных вод Баренцева моря // *Известия РАН. Серия биологическая*. 2008. № 4. С. 497–506. EDN ISJYGT.
29. Фитопланктон Белого моря / Л. В. Ильяш [и др.] // *Система Белого моря*. Москва : Научный мир, 2012. Т. II : Водная толща и взаимодействующие с ней атмосфера, криосфера, речной сток и биосфера. С. 605–639.
30. *Макаревич П. Р., Ларионов В. В.* Годовой цикл развития планктонного фитоценоза Обь-Енисейского мелководья Карского моря // *Биология моря*. 2011. Т. 37, № 1. С. 3–8. EDN OTTCIN.
31. *Гвишиани А. Д., Лобковский Л. И., Соловьева Н. В.* Перспективы синтеза моделей экологического риска и технологий больших данных для морских экосистем // *Физика Земли*. 2022. № 4. С. 101–112. EDN QIZYAJ. doi:10.31857/S0002333722040044

Поступила 29.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 07.06.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторе:

Соловьева Наталья Владимировна, главный научный сотрудник, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН (117997, Россия, Москва, Нахимовский пр., 36), доктор физико-математических наук, **ORCID ID: 0000-0002-4268-7790**, **ResearcherID: AAZ-2398-2020**, **Scopus Author ID 6507375823**, soloceanic@yandex.ru

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Экспериментальное изучение воздействия ультразвука на микроперифитон искусственных субстратов с целью защиты от биопомех систем технического водоснабжения атомных электростанций

Е. Л. Неврова¹*, А. Н. Петров¹, Н. А. Мороз², А. Б. Касьянов²

¹ ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН», Севастополь, Россия

² АО «Всероссийский научно-исследовательский институт по эксплуатации атомных электростанций», Москва, Россия

* e-mail: el_nevrova@mail.ru

Аннотация

При эксплуатации атомных электростанций в элементах системы технического водоснабжения формируются биопомехи, приводящие к нарушению эксплуатации оборудования, недовыработке электроэнергии и экономическим потерям. Одним из методов предотвращения биообрастания на погружных поверхностях является воздействие ультразвука. С целью изучения особенностей развития биообрастания в водоводах атомной электростанции оценено воздействие ультразвукового устройства на формирование таксоценоза бентосных диатомовых водорослей (Bacillariophyta) – первичного звена сукцессии сообщества микрообрастания. Микроперифитон, состоящий из диатомовых, бактерий и простейших, образует биопленку на поверхностях и способствует активному развитию сообщества макрообрастания, приводя к дальнейшему снижению эффективности атомных электростанций. В условиях лаборатории и морской акватории проведены длительные эксперименты по исследованию влияния работы ультразвукового устройства при разной мощности и продолжительности излучения на развитие перифитона на образцах субстрата из стали и бетона. Выявлено, что повышение интенсивности работы ультразвукового устройства оказывает выраженное влияние на микрообрастания субстратов, снижая плотность поселения и видовое богатство диатомовых. По итогам исследования рекомендовано расширение экспериментов с использованием полнофункционального ультразвукового устройства более высокой мощности при эксплуатации атомной электростанции.

Ключевые слова: биообрастание, ультразвуковые методы защиты, технологическое оборудование АЭС, бентосные диатомовые, Bacillariophyta

Благодарности: исследование проведено в отделе экологии бентоса ФИЦ ИнБЮМ РАН по госзаданию № 121030100028-0 (тема: «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана»), а также в рамках инициативных

© Неврова Е. Л., Петров А. Н., Мороз Н. А., Касьянов А. Б., 2023



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

работ АО «ВНИИАЭС». Авторы благодарны вед. инж. ИнБЮМ С. А. Трофимову, Ю. И. Литвину, инж. 1 кат. АО «ВНИИАЭС» С. Л. Тарасюку за помощь при проведении экспериментов, а также начальнику лаборатории микроскопии ИнБЮМ В. Н. Лишаеву – за помощь при фотографировании на СЭМ.

Для цитирования: Экспериментальное изучение воздействия ультразвука на микроперифитон искусственных субстратов с целью защиты от биопомех систем технического водоснабжения атомных электростанций / Е. Л. Неврова [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 98–113. EDN JCUYKV.

Experimental Study of Ultrasound Effect on Microperiphyton of Artificial Substrates for Fouling Protection of Technical Water Supply Circuit of Nuclear Power Plants

E. L. Nevrova^{1*}, A. N. Petrov¹, N. A. Moroz², A. B. Kasyanov²

*¹A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS,
Sevastopol, Russia*

*²All-Russian Research Institute for Nuclear Power Plants Operation JSC,
Moscow, Russia*

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

Abstract

During exploitation of nuclear power plants, biofouling forms in the elements of the technical water supply circuit, which results in equipment malfunction, underproduction of electricity, and economic losses. One of the methods to prevent biofouling on immersed surfaces is ultrasound exposure. To study the peculiarities of biofouling development in water pipelines of a nuclear power plant, the impact of an ultrasonic device on the formation of benthic diatom algae (Bacillariophyta) – the primary stage in the succession of the microfouling community – was assessed. Microperiphyton consisting of diatoms, bacteria, and protozoa, forms biofilm on surfaces and promotes active development of macrofouling community leading to further reduction of efficiency of nuclear power plants. Long-term experiments were carried out in the laboratory and nearshore marine area to study the influence of ultrasonic device at different power and duration of exposure on periphyton development on steel and concrete samples. It was found that increasing the intensity of the ultrasonic device has a pronounced effect on microfouling of substrates reducing the abundance and species richness of diatoms. Based on the results, it was recommended to extend the experiments using a full-function ultrasonic device of higher power during exploitation of a nuclear power plant.

Keywords: biofouling, ultrasonic protection methods, nuclear power plant process equipment, benthic diatom, Bacillariophyta

Acknowledgments: The work was carried out in the Benthic Ecology Department of the Federal Research Center of IBSS under state assignment no. 121030100028-0 (“Regularities of formation and anthropogenic transformation of biodiversity and bioresources of the Azov-Black Sea basin and other regions of the World Ocean”) and under initiative works of VNI AES JSC. The authors are grateful to leading engineers of IBSS S. A. Trofimov and Yu. I. Litvin and to engineer of VNI AES JSC S. L. Tarasyuk for carrying out the experiments, as well as to head of Laboratory of Microscopy of IBSS V. N. Lishaev for SEM microphotographing.

For citation: Nevrova, E.L., Petrov, A.N., Moroz, N.A. and Kasyanov, A.B., 2023. Experimental Study of Ultrasound Effect on Microperiphyton of Artificial Substrates for Fouling Protection of Technical Water Supply Circuit of Nuclear Power Plants. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 98–113.

Введение

В последние десятилетия наблюдается тенденция к перемещению тепловых и атомных электростанций (ТЭС, АЭС) на морские побережья для забора больших объемов воды, необходимых для систем технического водоснабжения (СТВ). При этом возникают различные проблемы, связанные с развитием организмов-обрастателей в водоводах. Условно эти проблемы относятся к трем типам [1]: физическое обрастание трубопроводов и вызванные им эксплуатационные биопомехи; механическое повреждение и гибель гидробионтов (планктона и личинок различных видов бентоса, икринок и молоди рыб) после прохождения через системы водоснабжения [2]; воздействие на прибрежные водные экосистемы отработанных вод (в том числе термальных) [2, 3]. Таким образом, морское обрастание представляет собой и экологическое, и антропогенно-технологическое явление, которое необходимо учитывать при разработке концепции борьбы с биопомехами [1, 4].

Образованию и развитию сообществ обрастания (микро- и макрофиты, моллюски, усоногие раки, трубчатые полихеты, асцидии и др.) на СТВ АЭС способствует бактериально-водорослевая биопленка – начальный этап сукцессии перифитона на поверхностях оборудования, контактирующего с водой. При интенсивном развитии популяций видов-обрастателей в водоемах-охладителях и водоемах подпитки АЭС возникают комплексные нарушения эксплуатации СТВ, активизируется коррозия, уменьшается рабочее сечение трубопроводов и теплообменников, отказывают технологические системы (в том числе системы безопасности), что приводит к снижению эффективности работы энергоблоков АЭС и экономическим потерям [5–7]. В последние годы суммарный ущерб от биообрастания на АЭС и ТЭС превысил 11 млрд. руб.

Меры борьбы с биообрастанием подразделяют на физические, химические и биологические либо комплексные [1, 5, 8]. Физические методы включают очистку СТВ с помощью сжатого воздуха, повышения температуры воды в трубопроводах, катодной защиты, генерации электрополя, ультрафиолетового (УФ) либо ультразвукового (УЗ) излучения [1, 4, 8]. Методы УЗ борьбы с обрастанием включают облучение оборудования, что вызывает эффект кавитации в тканях гидробионтов, снижает их способность к оседанию на субстрат и последующему росту [1, 6]. Известно, что почти полную гибель личинок двусторчатого моллюска дрейссены вызывает непрерывное УЗ воздействие мощностью 100–800 Вт, напряжением 438 В и частотой 17–22 кГц в течение нескольких суток, при этом процент гибели резко возрастает с увеличением частоты и силы звукового давления [5, 6, 9, 10]. Недостатком данного метода является большой расход электроэнергии.

Мониторинг развития биопомех, превентивное воздействие и минимизация их влияния на работу СТВ АЭС относятся к наиболее актуальным задачам в АО «Концерн Росэнергоатом» [6]. По результатам выполнения АО «ВНИИАЭС» аванпроекта по теме «Разработка технологии борьбы с биологическим обрастанием технологического оборудования систем оборотного водо-

снабжения на АЭС (АП-19/246)» установлено, что разработанное ультразвуковое устройство (УЗУ) является эффективным инструментом по борьбе с биопомехами и его применение позволяет комплексно осуществлять превентивную защиту оборудования от обрастания и избегать останки СТВ, вывода в ремонт и чистки [1, 6]. Испытания в лаборатории ООС Ростовской АЭС показали, что опытный образец УЗУ разрушает друзы дрейссены (*Dreissena polymorpha* L.), прочно прикрепленные к погруженным в воду элементам СТВ [6].

В 2021–2022 гг. совместно с отделом экологии бентоса ФИЦ ИнБЮМ протестировано воздействие модернизированного УЗУ на формирование обрастания на искусственных субстратах. Лабораторный этап эксперимента проведен в условиях имитации морской среды, полевой этап – в морской акватории радиобиологического корпуса (РБК) ИнБЮМ.

Выбор бентосных диатомовых водорослей (Bacillariophyta) в качестве тест-объектов обусловлен их значимостью в водных экосистемах как первичного трофического звена, массовым распространением и преобладанием в микрофитобентосе по численности, биомассе и видовому богатству [11]. Вследствие высокой чувствительности к внешним факторам диатомовые служат индикаторами при оценке качества водной среды, а также при проверке эффективности работы противообрастающих устройств и биоцидных лакокрасочных покрытий [11–13]. Микрообрастание, состоящее из бактерий, диатомовых и простейших, образует первичную биопленку на подводных поверхностях, в том числе на СТВ [7, 12], что способствует активному развитию сообщества макрообрастания и приводит к дальнейшему снижению эффективности эксплуатации АЭС [7, 14].

Цель работы – на основе изучения структуры таксоцены бентосных диатомовых в ходе долговременных лабораторных и полевых экспериментов оценить эффективность УЗУ с разными режимами излучения для защиты от микрообрастания гидротехнических сооружений. Задачи: 1) выявить различия в показателях обилия и видового богатства бентосных диатомовых при формировании микрофитоперифитона на пластинах из бетона и стали; 2) оценить динамику интенсивности обрастания диатомовыми различными субстратов в контроле и при разных режимах работы УЗУ.

Материал и методы

В ходе первого этапа в лабораторных условиях, имитирующих морскую среду, использованы опытные образцы субстрата: металлические пластины размером 5.5 × 6.5 см из нержавеющей стали марки А-3 и бетонные пластины размером 10 × 18 см из цемента марки М-500. Образцы закреплены на держателях и размещены в 40-литровых контейнерах – контрольном (КК) и экспериментальном (ЭК), по 13 шт. стальных и бетонных пластин в каждом (рис. 1, а, б). Контейнеры заполняли нефилтрованной морской водой, отобранной из б. Севастопольской. Полную смену воды в контейнерах проводили с интервалом двое суток, продолжительность каждой серии экспериментов – четыре недели. В процессе эксперимента на образцы из стали и бетона последовательно оседали компоненты перифитона: бактерии → диатомовые → личинки зообентоса. ЭК подвергали воздействию ультразвука, генерируемого кассетой из пяти высокочастотных излучателей с постоянной мощностью



Рис. 1. Длительный эксперимент в лабораторных условиях: *a* – КК с пластинами из бетона и стали; *b* – ЭК с УЗУ и такими же пластинами; *c* – приборы для регулирования временного и мощностного режима работы УЗУ (*сверху*) и устройство для охлаждения и термостатирования HAILEA (*снизу*)

Fig. 1. Long-term laboratory experiment: *a* – control container (CC) with concrete and stainless steel plates; *b* – test container (TC) with the ultrasonic device (USD) and similar plates; *c* – devices for setting the time and power modes of USD operation (*top*) and HAILEA device for water cooling and temperature control (*bottom*)

500 Вт, частотой 27.1–27.3 кГц и силой тока 3 А. Периодичность озвучивания составляла три раза в неделю по 4 ч (рис. 1, *c*). Расстояние от излучателей до поверхности воды в ЭК составляло 10 см, КК был изолирован от УЗУ листами пенопласта, оргстекла и плотной резины толщиной 1.5 см. Для исключения нагрева морской воды в ЭК при работе УЗУ использован прибор HAILEA, термостатирующий воду в обоих контейнерах до 19.0 ± 0.5 °C (рис. 1, *c*). В лаборатории поддерживали постоянные условия освещения (8/16 ч) и вентиляции, необходимые для жизнедеятельности организмов. Эксперимент продолжали четыре месяца (с сентября по декабрь 2021 г.).

Ежемесячно из каждого контейнера изымали по два образца бетонных и стальных пластин, микрофитоперифитон с их поверхности соскабливали на участке 5.5×6.5 см и смывали фильтрованной морской водой. Объем каждого смыва доводили до 100 мл, подсчет клеток осуществляли под световым микроскопом Carl Zeiss Axiostar+ при увеличении $\times 400$. Таксономическую идентификацию проводили по микрофотографиям постоянных препаратов, изготовленных по [11] и полученных с помощью сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) Hitachi SU3500.

Для оценки количественного развития микроперифитона клетки диатомовых просчитывали в камере Горяева в двух повторностях, затем результаты пересчитывали на 1 м^2 поверхности субстрата [11]:

$$N = \frac{(a \cdot V)}{(S \cdot 10^{-4} \cdot 7 \cdot 10^{-3})},$$

где a – число клеток в объеме 0.007 мм^3 ; V – определенный объем пробы, 100 мм^3 ; S – площадь поверхности пробы, в нашем эксперименте равная 35.75 см^2 .

Для второго (полевого) этапа исследований были изготовлены контрольный (КС) и экспериментальный (ЭС) стенды с закрепленными на них пластинами из стали и бетона. В течение пяти месяцев (с апреля по сентябрь 2022 г.) стенды экспонированы на глубине 0.5–0.7 м на дне защищенной от волн морской акватории у РБК ИнБЮМ (рис. 2). УЗУ размещено над ЭС на плавучей

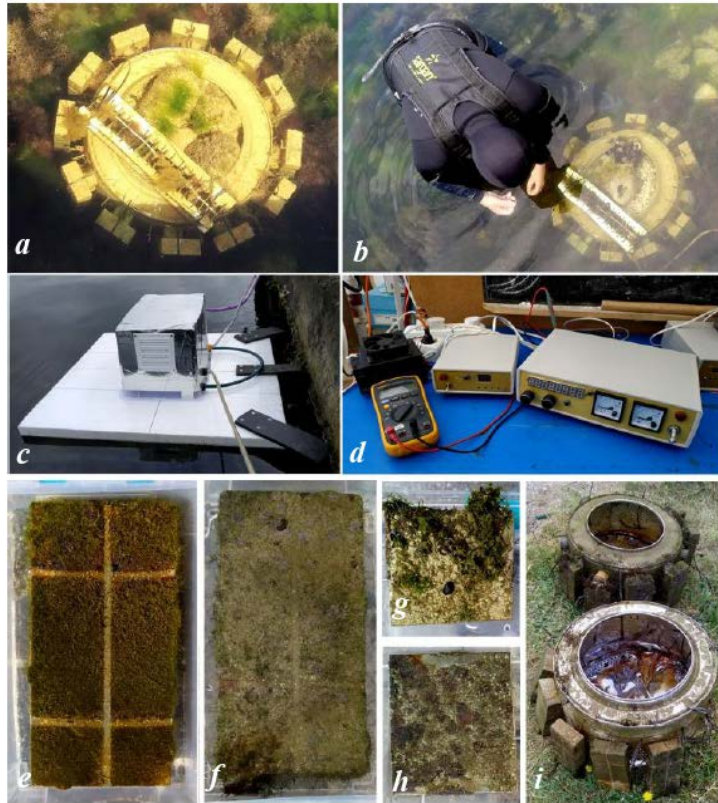


Рис. 2. Полевой эксперимент: *a* – общий вид КС с пластинами из бетона и стали; *b* – отбор образцов легководолазом; *c* – общий вид УЗУ, размещенного над ЭС; *d* – приборы для обеспечения временного и мощностного режима работы УЗУ; образцы бетона после 5-месячной экспозиции: *e* – контроль; *f* – после воздействия УЗ; образцы стали после 5-месячной экспозиции: *g* – контроль; *h* – после воздействия УЗ; *i* – общий вид КС (*сверху*) и ЭС (*снизу*) после 5-месячной экспозиции в море

Fig. 2. Long-term experiment in the water area: *a* – general view of the control stand (CS) with concrete and steel plates; *b* – sampling by a diver; *c* – USD installed above the test stand (TS); *d* – devices for setting and maintaining the time and power modes of USD operation; concrete plates after 5-month exposure: *e* – control; *f* – after exposure to USD; steel plates after 5-month exposure: *g* – control; *h* – after exposure to USD; *i* – control (*top*) and test (*bottom*) stands after 5-month exposure to sea water

платформе и защищено специальным чехлом от воздействия волн, атмосферных осадков и солнечного излучения (рис. 2, *c*). Расстояние от излучателей до поверхности воды составляло 20 см. Контрольный стенд (КС) установлен в акватории на расстоянии 30 м от ЭС за бетонным блоком, который экранировал КС от возможного воздействия УЗУ. В течение эксперимента температура воды в акватории сезонно возрастала от 10 до 25.0 ± 0.5 °С. Ежемесячно с обоих стендов снимали по две пластины каждого типа субстрата и в лаборатории определяли численность и видовое богатство диатомовых по указанной выше методике [11].

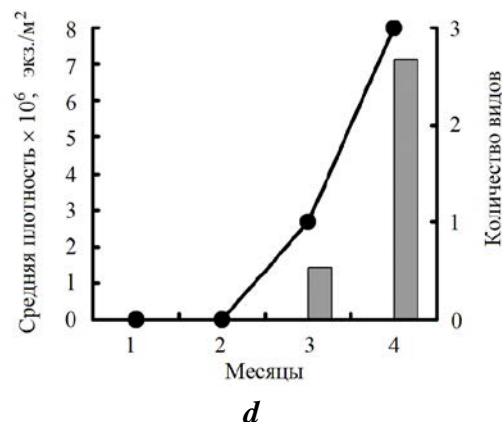
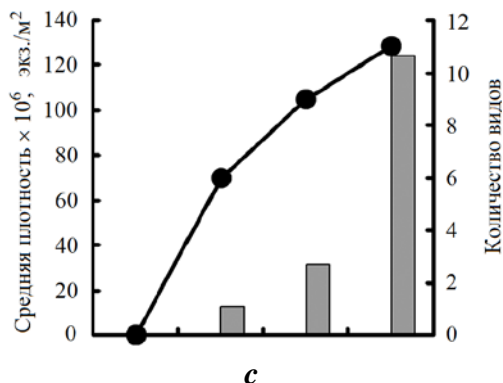
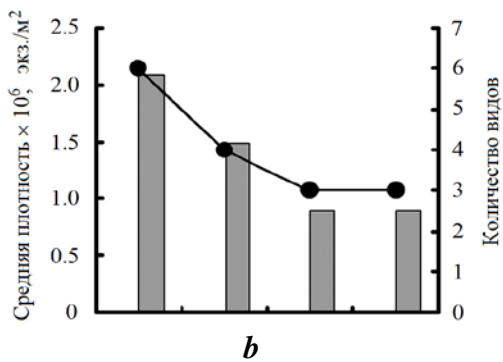
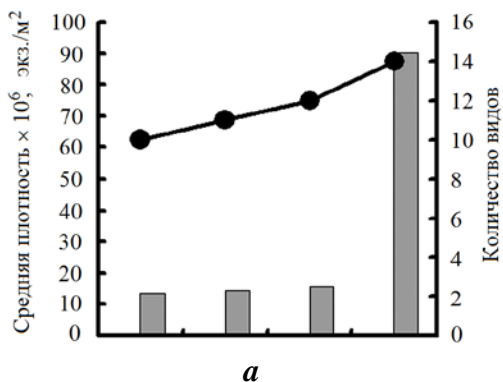
В течение первых месяцев экспозиции на ЭС воздействовало УЗУ со следующими параметрами: мощность 500 Вт, частота 27.5 ± 5 % кГц, сила тока 3 А, периодичность работы три раза в неделю по 4 ч в день. С июля 2022 г. продолжительность воздействия УЗУ на ЭС увеличена до 8 ч в день с периодичностью пять раз в неделю (рис. 2, *d*). Эксперимент закончен 21.09.2022 вследствие начала сезона осенних штормов.

Результаты и обсуждение

Лабораторный этап. По итогам первого этапа эксперимента отмечено разное состояние морской воды в контейнерах. В ЭК пластины из бетона и стали оставались визуально чистыми, вода была прозрачной в течение всего времени наблюдения. Вода в КК уже через две недели (несмотря на постоянную смену через каждые двое суток) была замутненной, вероятно, из-за метаболитов, выделяемых организмами обрастания и полисахаридов диатомовых. В течение эксперимента показатели плотности поселения и видового богатства диатомовых в КК как на бетонных, так и на стальных пластинах значительно превышали эти показатели в ЭК (рис. 3). Через четыре месяца средняя плотность поселения диатомовых на бетоне в КК составила $90.327 \cdot 10^6$ экз./м², количество видов – 14 (рис. 3, *a*), в ЭК – $0.893 \cdot 10^6$ экз./м² и 3 вида (рис. 3, *b*) соответственно. Отметим, что в первый месяц экспозиции на стальных пластинах в КК и ЭК не было отмечено клеток диатомовых, что может быть вызвано гладкостью стальной поверхности, не способствующей оседанию и первичному прикреплению диатомовых и личинок организмов микрозооперифитона. Через четыре месяца в КК средняя численность диатомовых на стальных пластинах составила $124.28 \cdot 10^6$ экз./м², количество видов – 11 (рис. 3, *c*), а в ЭК – только $7.14 \cdot 10^6$ экз./м² и 3 вида (рис. 3, *d*) соответственно.

По результатам лабораторного эксперимента сделан вывод, что даже при относительно малой мощности ультразвукового облучения, работа УЗУ обеспечивает превентивную защиту субстратов из бетона и металла от оседания на них основных компонентов фитоперифитона. Кроме того, УЗ воздействие способствует механическому очищению пластин от поверхностных загрязнений и метаболитов гидробионтов.

Полевой этап. В течение полевого этапа эксперимента в морской акватории при формировании обрастания на образцы субстрата из металла и бетона последовательно оседали фито- и зоокомпоненты перифитона: бактерии, диатомовые, проростки макрофитов (из отделов Chlorophyta, Ochrophyta, Rhodophyta), личинки моллюсков, полихет, усоногих раков. Отмечена



Р и с . 3. Лабораторный эксперимент: показатели бентосных диатомовых в контроле и под воздействием УЗУ на бетоне (*a* – КК; *b* – ЭК) и стали (*c* – КК; *d* – ЭК). Столбики – плотность поселения, кружки – видовое богатство диатомовых

Fig. 3. Laboratory experiment: values of benthic diatoms in the control and exposed to the USD on concrete (*a* – CC; *b* – TC) and steel plates (*c* – CC; *d* – TC). The bars are abundance and the circles are species richness of diatoms

вариабельность параметров развития микрофитоперифитона на обоих типах субстратов и стендов, обусловленная рядом причин, среди которых можно назвать как изменения гидрологической обстановки в море, так и активацию развития таксоцена диатомовых – ответную стресс-реакцию на воздействие УЗУ в начальный период эксперимента.

Результаты первого месяца эксперимента в море показали, что действие УЗУ мощностью 500 Вт, частотой излучения 27.5 ± 5 % кГц и силой тока 3 А при продолжительности работы по четыре часа три раза в неделю существенно стимулировало формирование микрофитоперифитона на образцах бетона и стали на экспериментальном стенде (ЭС) (рис. 4).

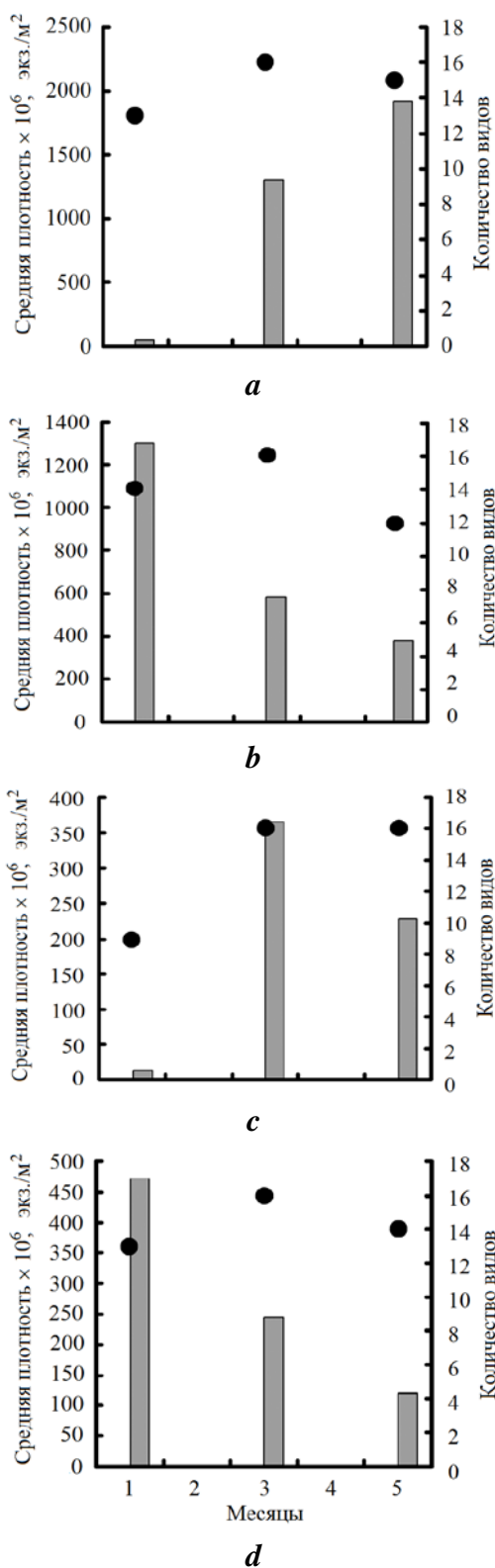
В первый месяц экспозиции в обрастании бетонных и стальных пластин КС отмечена наименьшая плотность поселения диатомовых ($45.5 \cdot 10^6$ и $14 \cdot 10^6$ экз./м² соответственно). Напротив, на ЭС показатели обилия диатомовых превышали эти показатели на КС в десятки раз: $1302 \cdot 10^6$ экз./м² – на бетонных образцах и $472 \cdot 10^6$ экз./м² – на стальных.

Рис. 4. Натурный эксперимент: показатели бентосных диатомовых в контроле и под воздействием УЗУ на бетоне (*a* – КК; *b* – ЭК) и стали (*c* – КК; *d* – ЭК). Столбики – плотность поселения, кружки – видовое богатство диатомовых

Fig. 4. Field experiment: values of benthic diatoms in the control and exposed to the USD on concrete (*a* – CS; *b* – TS) and steel (*c* – CS; *d* – TS). The bars are abundance and the circles are species richness of diatoms

На ЭС в первый месяц также отмечено наибольшее видовое богатство Bacillariophyta – 14 видов на бетоне (рис. 4, *b*) и 13 на стали (рис. 4, *d*). По-видимому, излучение УЗУ с указанными параметрами в этот период эксперимента не только не подавляет развитие микроперифитона, но и вызывает стимулирующий эффект, что ранее отмечалось в подобных исследованиях и другими авторами [1, 10]. С учетом результатов первого месяца далее интенсивность УЗУ была увеличена: с июля продолжительность излучения составила 8 ч в день, периодичность – 5 раз в неделю. Параметры мощности, частоты излучения и силы тока оставлены неизменными. После трехмесячной экспозиции на КС плотность поселения диатомовых на бетоне составила $1305 \cdot 10^6$ экз./м², в то время как на ЭС она уменьшилась более чем в два раза – до $585 \cdot 10^6$ экз./м² (рис. 4, *a, b*). На стали на КС насчитано $365.5 \cdot 10^6$ экз./м², а на ЭС – $244.5 \cdot 10^6$ экз./м² (рис. 4, *c, d*). Видовое богатство диатомовых на КС и ЭС было сходным: по 16 видов на обоих типах субстратов.

После пяти месяцев экспозиции на ЭС плотность поселения диатомовых существенно уменьшилась

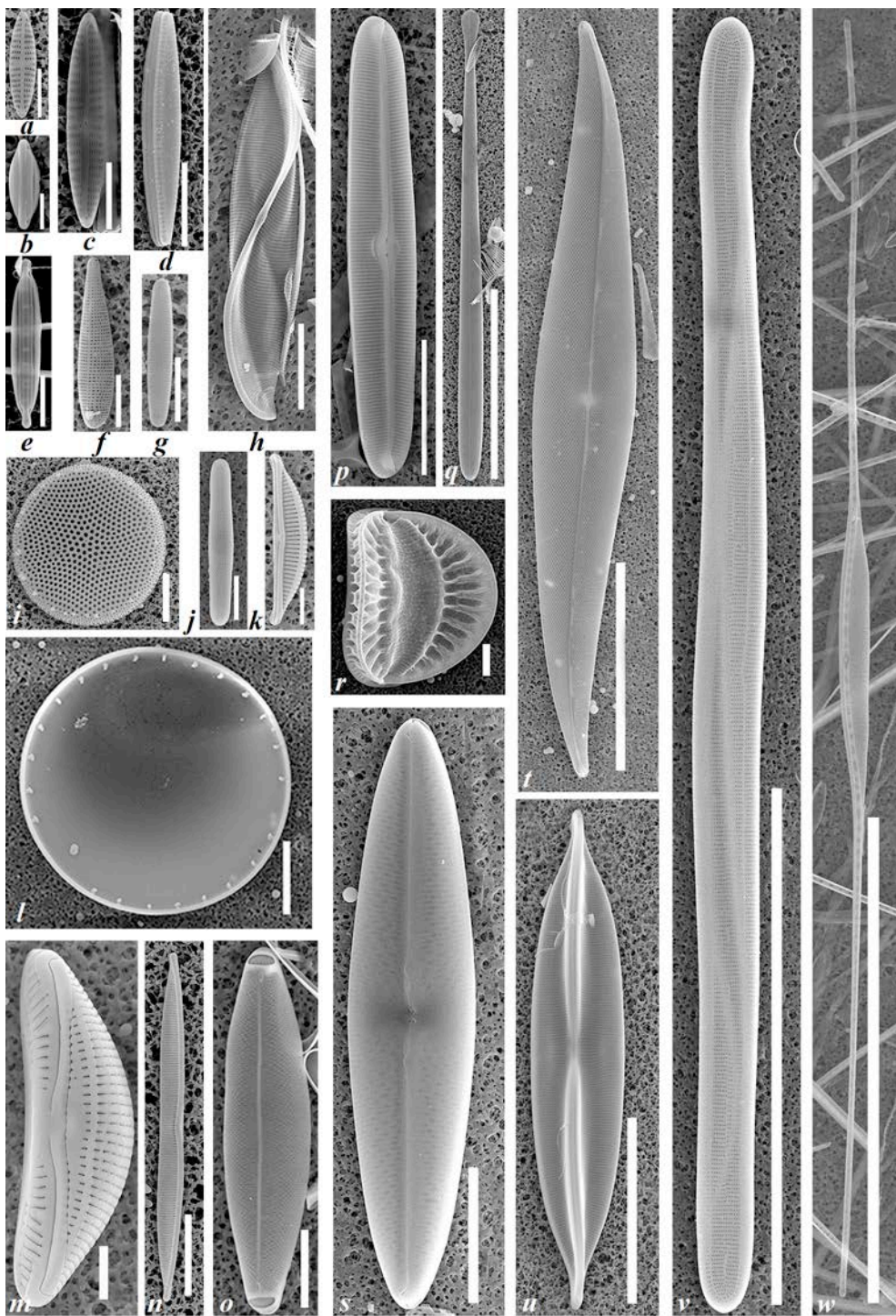


по сравнению с КС (см. рис. 2, *i*). Ту же картину наблюдали и при финальном осмотре субстрата: пластины из бетона и стали на КС значительно отличались по плотности фитоперифитона (см. рис. 2, *e, f*) от таких пластин на ЭС (см. рис. 2, *g, h*). Наименьшая плотность поселения диатомовых по окончании эксперимента отмечена в обрастании стальных пластин ЭС ($121 \cdot 10^6$ экз./м²). На стальных образцах КС зафиксировано вдвое большее количество клеток – $228 \cdot 10^6$ экз./м² (рис. 4, *c, d*). На бетонном субстрате ЭС показатель плотности Bacillariophyta был в четыре раза меньше ($385 \cdot 10^6$ экз./м²), чем на КС ($1553.5 \cdot 10^6$ экз./м²) (рис. 4, *a, b*). Очевидно, что интенсивность заселения диатомовыми гладкого стального субстрата ниже, чем бетонного с шероховатой поверхностью, обеспечивающей лучшую адгезию клеток. Важно отметить, что показатели плотности поселения диатомовых на обоих типах пластин на ЭС после пяти месяцев воздействия УЗУ с увеличенной интенсивностью значительно снизились, по сравнению с начальным периодом эксперимента.

В составе микрофитоперифитона выявлено 30 массовых видов, относящихся к 21 роду, 17 семействам, 13 порядкам и 3 классам бентосных Bacillariophyta (рис. 5). Преобладали представители класса Bacillariophyceae – 22 вида, из класса Fragilariophyceae отмечено 5 видов, из класса Coscinodiscophyceae – 3 вида. Во всех вариантах, независимо от условий эксперимента и типа субстрата, резко доминировали мелкоклеточные виды из родов *Navicula* Vory 1822 и *Nitzschia* Hassall 1845, отличающиеся наибольшей скоростью деления и устойчивостью к стрессовым факторам.

Максимальная плотность поселения *Nitzschia* sp.1 на пятый месяц эксперимента на бетоне КС составила $1178.5 \cdot 10^6$ экз./м², *Navicula perminuta* Grunow – $831 \cdot 10^6$ экз./м². К субдоминантам отнесены *Thalassiosira excentrica* (Ehrenb.) Cleve ($203.5 \cdot 10^6$ экз./м²), *Nitzschia longissima* (Bréb. ex Kütz.) Grunow ($87 \cdot 10^6$ экз./м²), *Caloneis liber* (W. Sm.) Cleve ($31.5 \cdot 10^6$ экз./м²), *Nitzschia* sp. 2 ($19 \cdot 10^6$ экз./м²), *Amphora marina* (W. Sm.) Chase ($11 \cdot 10^6$ экз./м²), *Licmophora gracilis* (Ehrenb.) Grunow ($9 \cdot 10^6$ экз./м²), *Pleurosigma elongatum* W. Sm. ($4.5 \cdot 10^6$ экз./м²), *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimann et Lewin ($4 \cdot 10^6$ экз./м²), *Entomoneis paludosa* (W. Sm.) Reimer ($3 \cdot 10^6$ экз./м²). Численность остальных видов изменялась от 0.5 до $2.5 \cdot 10^6$ экз./м².

Таким образом, увеличение продолжительности и частоты воздействия УЗУ после пяти месяцев экспозиции в море оказало выраженное ингибирующее влияние на формирование таксоценоза диатомовых водорослей (основного компонента микроперифитона), способствуя уменьшению его плотности поселения и видового богатства на обоих типах субстрата. Данные наших экспериментов в целом согласуются с полученными ранее результатами других исследователей и позволяют расширить накопленные сведения по оценке влияния ультразвука на резистентность и выживание разных групп перифитона. В частности, показано [10], что даже при кратковременном (до 1–2 мин.) воздействии УЗУ частотой около 17 кГц и давлением от 1700 до 5000 бар отмечена потеря способности к прикреплению и последующая почти 100%-ная элиминация личинок зооперифитона (циприсы баянусов и др.). Результаты комбинированного применения УЗУ мощностью 0.12 кВт и частотой 25 кГц и УФ лампы мощностью 30 Вт показали, что совместное УФ–УЗ облучение перифитона фильтров установки водоснабжения вызывает



Р и с . 5. Доминирующие виды бентосных диатомовых на бетонном и стальном субстратах (СЭМ): *a* – *Navicula perminuta*; *b* – *Nitzschia* sp.1; *c* – *Navicula parapontica*; *d* – *Tabularia affinis*; *e* – *Nitzschia* sp.2; *f* – *Licmophora gracilis*; *g* – *Microtabella delicatula*; *h* – *Entomoneis paludosa*; *i* – *Thalassiosira excentrica*; *j* – *Grammatophora marina*; *k* – *Amphora* sp.; *l* – *Actinocyclus subtilis*; *m* – *Amphora marina*; *n* – *Nitzschia hybrida*; *o* – *Striatella unipunctata*; *p* – *Caloneis liber*; *q* – *Licmophora flabellata*; *r* – *Campylodiscus thuretii*; *s* – *Trachyneis aspera*; *t* – *Pleurosigma elongatum*; *u* – *Plagiotropis lepidoptera*; *v* – *Ardissonea crystallina*; *w* – *Nitzschia longissima*. Размерная шкала: *a, c, e, f, g, k, m* – 5 мкм; *b* – 3 мкм; *d, h, i, j, o, s, r* – 10 мкм; *l, p, s* – 20 мкм; *q, t* – 50 мкм; *u* – 30 мкм; *v, w* – 100 мкм

Fig. 5. Dominant species of benthic diatoms on concrete and steel substrates (SEM): *a* – *Navicula perminuta*; *b* – *Nitzschia* sp.1; *c* – *Navicula parapontica*; *d* – *Tabularia affinis*; *e* – *Nitzschia* sp.2; *f* – *Licmophora gracilis*; *g* – *Microtabella delicatula*; *h* – *Entomoneis paludosa*; *i* – *Thalassiosira excentrica*; *j* – *Grammatophora marina*; *k* – *Amphora* sp.; *l* – *Actinocyclus subtilis*; *m* – *Amphora marina*; *n* – *Nitzschia hybrida*; *o* – *Striatella unipunctata*; *p* – *Caloneis liber*; *q* – *Licmophora flabellata*; *r* – *Campylodiscus thuretii*; *s* – *Trachyneis aspera*; *t* – *Pleurosigma elongatum*; *u* – *Plagiotropis lepidoptera*; *v* – *Ardissonea crystallina*; *w* – *Nitzschia longissima*. Scale bar: *a, c, e, f, g, k, m* – 5 μm; *b* – 3 μm; *d, h, i, j, o, s, r* – 10 μm; *l, p, s* – 20 μm; *q, t* – 50 μm; *u* – 30 μm; *v, w* – 100 μm

достоверное снижение встречаемости *Ciliata* и *Oligochaeta* уже после 72 ч действия, но в то же время не оказывает заметного влияния на численность раковинных амёб, коловраток и других форм паразитических инфузорий [9].

Укажем, что отмеченный в первый месяц эксперимента *in situ* эффект стимулирования развития микроводорослей описан в работах по токсикологии и физиологии¹⁾ как первая стадия (активация) отклика тест-объекта при воздействии различных токсикантов, электромагнитных полей и иных стрессоров [13, 14]. Данное явление, по-видимому, обусловлено краткосрочной реакцией микроводорослей на воздействие УЗУ, выражающейся в мобилизации их адаптационных возможностей и интенсификации деления клеток [15]. На третий месяц воздействия УЗУ с повышенными параметрами отмечено уменьшение плотности поселения диатомовых, отражающее снижение сопротивляемости на второй стадии стресса (ингибирование). Известно, что близость к биообъекту излучателей УЗУ и их прямое воздействие способно разрушать мембраны и органеллы одноклеточных организмов, а также инактивировать ферменты [15–17].

И наконец, на пятый месяц эксперимента под воздействием УЗУ наступает третья стадия стресса (истощение адаптивных возможностей и элиминация диатомовых), что выражается в уменьшении на несколько порядков численности клеток микроводорослей на обоих типах субстратов на ЭС. В водной толще УЗ излучение хорошо распространяется на большую площадь и может препятствовать прикреплению свободноживущих форм организмов, особенно микроперифитона, уничтожать микропланктон и бактерии даже на удалении от работающего УЗУ, тем самым ухудшая кормовой ресурс хищных

¹⁾ Принципы и методы экологической токсикологии / Д. Б. Гелашвили [и др.]. Нижний Новгород : Изд-во ННГУ, 2016. 704 с.

организмов, а также подавлять жизнеспособность некоторых групп перифитона. Доказана эффективность сочетанного действия ультрафиолета и ультразвука для повышения качества воды при ее очистке и обеззараживании от условно-патогенных организмов при использовании в аквакультуре и в системах замкнутого водоснабжения [17, 18].

Отметим, что УЗ волны, в отличие от жесткого излучения, не обладают аккумулярующим действием, поэтому длительное УЗ излучение со слабой интенсивностью не вызывает заметных изменений у облучаемых организмов перифитона. Напротив, кратковременное импульсное излучение повышенной мощности может оказать более выраженный эффект на сообщество обрастания, чем слабое, но непрерывное озвучивание. Однако даже при непрерывном УЗ воздействии слабых и заведомо нелетальных доз еще невозможно установить степень ингибирования перифитона только по отсутствию ответного отклика организмов. Так, при облучении ультразвуком ниже порогового уровня признаки подавляющего воздействия у разных групп биоты могут отсутствовать, но при этом может возникать обратный эффект – стимулирование процессов развития и роста организмов-обрастателей, как это наблюдалось на ЭС в начальный период полевого эксперимента.

По итогам полевого эксперимента можно заключить, что поскольку чувствительность разных групп организмов перифитона к облучению ультразвуком различна, необходимо подбирать универсальные пороговые параметры для достижения наибольшего эффекта УЗУ (исключая жесткие дозы, опасные для биоты). Например, личинки раков-балаюсов могут отмирать и осыпаться с экспериментальных пластин уже при низких уровнях УЗ воздействия, тогда как осевшая молодежь усоногих раков или мелкие моллюски способны сохранять жизнеспособность и при более высоких уровнях облучения. Для повышения эффективности УЗУ следует также учитывать сезонные аспекты сукцессии перифитона на различных субстратах. Очевидно, что в период весенне-летнего пика развития организмов обрастания и наибольшей интенсивности оседания и формирования первичной пленки на поверхностях СТВ интенсивность УЗУ должна быть выше, чем в осенне-зимний период.

В целом результаты лабораторных и натурных исследований показывают, что задачи обеспечения УЗ защиты от обрастания оборудования СТВ должны решаться не только путем повышения мощности и интенсивности воздействия УЗУ, заведомо вызывающего быстрое и полное отмирание всех эколого-таксономических групп обрастателей на облучаемых поверхностях. Необходимо также осуществить подбор таких параметров озвучивания, которые способны превентивно препятствовать формированию перифитона: оседанию и прикреплению микрофитов, макрофитов и зообентоса, последующему их росту и развитию. Представляется важным расширение лабораторных и полевых исследований по изучению УЗ воздействия различной продолжительности и периодичности на выживание и развитие отдельных групп перифитона для достижения максимального эффекта защиты СТВ ТЭС и АЭС. Следует также учитывать необходимость минимизации негативного влияния ультразвука на состояние иных компонентов водных сообществ в экосистемах водоемов-охладителей.

Заключение

На начальном этапе эксперимента по изучению ультразвукового воздействия отмечено стимулирование развития микроперифитона как на бетонном, так и на металлическом субстрате.

Увеличение продолжительности и периодичности воздействия УЗУ оказало выраженный эффект на формирование таксоценоза диатомовых водорослей – основного компонента микроперифитона бетонного и стального субстрата. По истечении пяти месяцев эксперимента с повышенной интенсивностью УЗУ выявлено значительное уменьшение плотности поселения и видового богатства диатомовых на металле и бетоне, по сравнению с предыдущими месяцами. На обоих типах субстрата, независимо от условий эксперимента, доминировали мелкоклеточные виды из родов *Navicula* и *Nitzschia*. Всего обнаружено 30 видов бентосных диатомовых, относящихся к 21 роду, 17 семействам, 13 порядкам и 3 классам Bacillariophyta.

Результаты лабораторных и натурных испытаний позволяют рекомендовать продолжение экспериментов на полнофункциональном УЗУ более высокой мощности непосредственно при эксплуатации АЭС.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Звягинцев А. Ю., Полтаруха О. П., Масленников С. И. Обрастание морских систем технического водоснабжения и анализ методов защиты от обрастания в водоемах (аналитический обзор) // Вода: химия и экология. 2015. № 1. С. 30–51. EDN TWNISJ.
2. Милейковский С. А. Влияние прохождения через системы водяного охлаждения прибрежных электростанций и промышленных предприятий на воспроизводство и продуктивность морского и эстуарного планктона, бентоса и нектона // Обрастание и биокооррозия в водной среде. Москва : Наука, 1981. С. 131–137.
3. Влияние атомных и тепловых электростанций на зоопланктон водоемов-охладителей / Н. В. Карташева [и др.] // Вестник Московского университета. Биология. 2008. № 3. С. 30–35. EDN JUTZLP.
4. Biofouling / Edited by S. Dürr, J. R. Thomason. Chichester : Blackwell Publishing Ltd, 2010. 456 p.
5. Борьба с биообрастаниями – важная задача энерго- и ресурсосбережения / М. Л. Калайда [и др.] // Энергетика Татарстана. 2008. № 2. С. 51–55. EDN KWGRSL.
6. Методы борьбы с биообрастаниями на атомной электростанции / Н. А. Мороз [и др.] // Проблемы создания защитных покрытий нового поколения от коррозии, биообрастания и обледенения для морских, береговых и сухопутных объектов / Под ред. М. И. Орловой, В. А. Родионова. Санкт-Петербург : Изд-во СПбГЭУ, 2021. С. 94–103. EDN PKOOCR.
7. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиогические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. Киев : Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с.
8. Способы борьбы с биологическими загрязнениями прудов-охладителей ТЭС и АЭС / В. Г. Фарберов [и др.] // Теплоэнергетика. 2004. № 6. С. 45–48. EDN PIBQQN.
9. Изменение состава перифитона элементов фильтрации установок замкнутого водоснабжения при совместном воздействии УФ-излучения и ультразвука / В. А. Климов [и др.] // Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство. 2022. № 4. С. 113–122. EDN CMNJQY. doi:10.24143/2073-5529-2022-4-113-122

10. Долгопольская М. А. Аксельбанд А. М. Действие ультразвуковых колебаний на организмы морских обрастаний и процесс обрастания // Труды Севастопольской биологической станции. 1964. Т. 17. С. 309–324.
11. Неврова Е. Л. Разнообразие и структура таксоценов бентосных диатомовых водорослей (Bacillariophyta) Черного моря. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2022. 329 с.
12. Ковальчук Ю. Л., Неврова Е. Л., Шалаева Е. А. Диатомовые обрастания твердых субстратов. Москва : КМК, 2008. 174 с.
13. Петров А. Н., Неврова Е. Л. Экспериментальная оценка токсикорезистентности бентосной микроводоросли *Thalassiosira excentrica* Cleve 1903 (Bacillariophyta) при воздействии ионов меди // Вестник МГТУ. 2023. Т. 26, № 1. С. 78–87. EDN JARXWF. doi:10.21443/1560-9278-2023-26-1-78-87
14. Раилкин А. И. Колонизация твердых тел бентосными организмами. Санкт-Петербург : Изд-во Санкт-Петербургского ун-та, 2008. 427 с.
15. Evaluation of microalgae cell disruption by ultrasonic treatment / J. A. Gerde [et al.] // Bioresource Technology. 2012. Iss. 125. P. 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.110>
16. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa* / G. Zhang [et al.] // Ultrasonics Sonochemistry. 2006. Vol. 13, iss. 5. P. 446–450. doi:10.1016/j.ultsonch.2005.09.012
17. Blume T., Martinez I., Neis U. Wastewater disinfection using ultrasound and UV light // 2nd International Conference: Ultrasound in Environmental Engineering, Hamburg, Germany, 21–22 March 2002. Hamburg, 2002. Vol. 35. P. 117–138.
18. Efficacy of integrated ultraviolet ultrasonic technologies in the removal of erythromycin- and quinolone-resistant *Escherichia coli* from domestic wastewater through a laboratory-based experiment / O. D. R. Annisha [et al.] // Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. 2019. Vol. 9, no. 3. P. 571–580. doi:10.2166/washdev.2019.021

Поступила 27.04.2023 г.; одобрена после рецензирования 15.06.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Неврова Елена Леонидовна, главный научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), доктор биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-9963-4967**, **Scopus Author ID: 35277386100**, **ResearcherID: D-8434-2016**, el_nevrova@mail.ru

Петров Алексей Николаевич, руководитель отдела экологии бентоса, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-0137-486X**, **Scopus Author ID: 8973404400**, **ResearcherID: F-7084-2016**, alexpet-14@mail.ru

Мороз Наталья Анатольевна, начальник отдела биохимических технологий и технологического обеспечения, АО «ВНИИАЭС» (109507, Россия, Москва, ул. Ферганская, 25), кандидат технических наук, sv_nata@mail.ru

Касьянов Анатолий Борисович, ведущий инженер, АО «ВНИИАЭС» (109507, Россия, Москва, ул. Ферганская, 25), papa_triod@mail.ru

Заявленный вклад авторов:

Неврова Елена Леонидовна – постановка задач исследования, анализ и интерпретация результатов, таксономическое определение диатомовых, подготовка графических материалов, формирование статьи

Петров Алексей Николаевич – анализ и обсуждение результатов, обзор литературы по теме исследования, редактирование рукописи

Мороз Наталья Анатольевна – постановка задач, обеспечение эксперимента, анализ и обсуждение результатов

Касьянов Анатолий Борисович – планирование эксперимента, создание и техническое обеспечение приборной базы эксперимента, проведение эксперимента, анализ и обсуждение результатов

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Подвержены ли биообрастанию синтетические медицинские маски в морской воде?

А. В. Бондаренко *, Л. И. Рябушко, А. А. Благинина

¹ ФГБУН ФИЦ Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН,
Севастополь, Россия

* e-mail: gonzurassa@mail.ru

Аннотация

Впервые представлены результаты экспериментального изучения видового состава и количественных характеристик (обилие видов, численность и биомасса) микроводорослей и цианобактерий в обрастании синтетических медицинских масок в качестве техногенного субстрата. В 2021–2022 гг. в б. Карантинной (Черное море) были проведены эксперименты по обрастанию в течение двух месяцев и одного года. Поверхность масок и суспензии микрообрастаний изучали с использованием световой и электронной микроскопии. Всего обнаружено 48 таксонов из 5 отделов: Cyanoprocarota – 3 вида, Bacillariophyta – 36 видов, Dinophyta – 6 видов, Naptophyta – 2 вида, Ochrophyta – 1 вид. При двухмесячной экспозиции масок найдено 30 видов, при годичной – 40, при этом 22 вида были общими. Впервые для бухты нами указаны бентосные виды диатомовых водорослей *Cocconeis guttata* и *Karayevia amoena*. Из 14 пенистых типичных колониальных видов-образователей диатомовых водорослей на всех масках со 100%-ной встречаемостью отмечен вид *Tabularia fasciculata*, среди одиночноживущих видов часто отмечались потенциально токсичный *Halamphora coffeiformis* и бентопланктонный *Cylindrotheca closterium*. Особенностью обрастания является отсутствие образования колоний диатомовых водорослей, в отличие от обрастания на других антропогенных и природных субстратах, и низкие количественные показатели при разных сроках экспозиции – при двухмесячной соответствующие значения составляли: обилие видов – 10–15 видов, численность – 9200–13 100 кл./см² и биомасса – 0.001–0.02 мг/см²; при годичной – обилие видов – 8–14 видов, численность – 4900–8400 кл./см², биомасса – 0.01–0.03 мг/см².

Ключевые слова: диатомовые водоросли, цианобактерии, микроводоросли, обрастание, синтетические медицинские маски, крымское побережье, Черное море

Благодарности: работа выполнена по теме государственного задания ФИЦ ИнБЮМ РАН «Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса» (номер гос. регистрации 121030300149-0). Выражаем благодарность гл. н. с., д. б. н. В. И. Рябушко за идею изучения и поддержку, С. В. Щурову – за отбор проб и гидрологические измерения, В. Н. Лишаеву – за обработку материала в СЭМ.

© Бондаренко А. В., Рябушко Л. И., Благинина А. А., 2023



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: Бондаренко А. В., Рябушко Л. И., Благинина А. А. Подвержены ли биообрастанию синтетические медицинские маски в морской воде? // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 114–128. EDN MYZVXX.

Are Polymer-Based Single-Use Face Masks Subject to Biofouling in Seawater?

A. V. Bondarenko *, L. I. Ryabushko, A. A. Blaginina

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

* e-mail: gonzurassa@mail.ru

Abstract

The paper presents for the first time the results of an experimental study of the species composition and quantitative characteristics: species richness (S), abundance (N) and biomass (B) of the microalgae and cyanobacteria in the fouling of synthetic single-use face masks as a technogenic substrate. Fouling experiments were conducted for two months and for one year in 2021–2022 in Karantinnaya Bay (the Black Sea). The surface of masks and microfouling suspensions were studied using light and electron microscopy. In total, 48 taxa from 5 phyla were noted: Cyanoprocarota – 3 species, Bacillariophyta – 36, Dinophyta – 6, Haptophyta – 2, Ochrophyta – 1. After a two-month exposure of masks, 30 species were found, and 40 species were found after a one-year exposure, 22 species were shared. For the first time for the bay, we have identified benthic species of diatoms *Cocconeis guttata* and *Karayevia amoena*. Out of 14 benthic typical colonial fouling species of diatoms, *Tabularia fasciculata* was on all masks with 100 % occurrence. Solitary-living species were also recorded among the frequently encountered ones: potentially toxic *Halamphora coffeiformis* and bentoplanktonic *Cylindrotheca closterium*. The features of the mask fouling at different exposure periods in the sea are the absence of the formation of diatoms colonies, unlike fouling on other anthropogenic and natural substrates, and low quantitative characteristics at different periods: after a two-month exposure, the corresponding values were: S – 10–15 species, N – 9200–13100 cells/cm², and B – 0.001–0.02 mg/cm²; after a one-year exposure, the same were: S – 8–14 species, N – 4900–8400 cells/cm², B – 0.01–0.03 mg/cm².

Keywords: diatoms, cyanobacteria, microalgae, fouling, single-use face masks, Crimea, coastal waters, Black Sea

Acknowledgements: The work was performed under state assignment of IBSS of RAS “Research of control mechanisms for production processes in biotechnological complexes with the aim of developing scientific foundations for obtaining biologically active substances and technical products of marine genesis”, state registration no. 121030300149-0. We would like to express our gratitude to Chief Research Associate, Dr.Sci. (Biol.), V. I. Ryabushko for the idea of studying and support, to S. V. Shchurov for sampling and hydrological indicators, and to V. N. Lishaev for processing the material in the SEM.

For citation: Bondarenko, A.V., Ryabushko, L.I. and Blaginina, A.A., 2023. Are Polymer-Based Single-Use Face Masks Subject to Biofouling in Seawater? *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 114–128.

Введение

Пластисфера Мирового океана составляет 8–12 млн т отходов, а в последние годы в связи с охватившей весь мир пандемией *COVID-19* к разнообразным техногенным отходам, поступающим в морские экосистемы и накапливающимся в них, прибавились одноразовые трехслойные медицинские маски. Используя ежегодную оценку мирового производства в 52 млрд масок, исследователи подсчитали, что в 2020 г. в Мировой океан поступило 1.56 млрд масок (рис. 1), что составляет от 4680 до 6240 т пластикового загрязнения [1].

Как и любой другой вид твердых техногенных отходов, попадающих в морские экосистемы, медицинские маски являются дополнительным антропогенным субстратом для заселения различными организмами, преимущественно микро- и мейобентосными формами. К наиболее изученным нетипичным для естественной среды обитания гидробионтов в море относятся субстраты антропогенного происхождения (стеклянные, деревянные, пластиковые, синтетические полимерные материалы и др.), которые заселяются в основном бактериями, диатомовыми¹⁾ и цианобактериями и по-разному участвуют в преобразовании субстрата и частичной его утилизации в море [2–12].

Было также отмечено, что бактерии, грибы, цианобактерии и главным образом диатомовые водоросли создают устойчивые биопленки на пластиковых и стеклянных материалах, впоследствии конкурируя за субстрат¹⁾ с беспозвоночными и макрофитами [5, 13].

Как субстрат трехслойная медицинская маска представляет собой совокупность синтетических волокон, формирующих текстильное полотно. Для изготовления таких масок используются различные нетканые материалы, чаще всего спанбонд, преимущественно на основе полипропиленовых волокон. Спанбонд – это микропористый материал, стойкий к действию агрессивных сред и воды, а также высоких и низких температур, обладающий высокой прочностью, не гниющий и не плесневеющий. Указано, что в окружающей среде этот материал не способен образовывать токсичные соединения, и это определяет его экологическую безопасность [14].

Однако полимерное происхождение материала одноразовых медицинских масок обуславливает процесс их длительной деградации в естественных условиях в море.



Рис. 1. Использованные медицинские маски, выброшенные из воды на побережье (URL: <https://oceansasia.org>)

Fig. 1. Used polymer-based single-use face masks washed up on the coast (URL: <https://oceansasia.org>)

¹⁾ Балычева Д. С. Видовой состав и структурно-функциональные характеристики микроводорослей перифитона антропогенных субстратов в крымском побережье Чёрного моря : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Севастополь, 2014. 24 с.

При этом разрушение синтетического полотна происходит почти сразу после попадания в водную среду и сопровождается постепенным высвобождением микроскопических полипропиленовых волокон, которые способны поглощать органические и неорганические загрязнители, что приводит к токсичности микропластика [12]. Следовательно, маски становятся потенциальным источником микропластикового загрязнения морских экосистем с известным негативным влиянием на разнообразные сообщества гидробионтов – от микроформ животных и растений до самых крупных представителей живого мира [12, 15–18].

Следует также учитывать, что плотность полипропилена (0.91 г/см^3) меньше плотности воды (0.99 г/см^3), а внешний слой медицинских масок обладает водонепроницаемыми свойствами, поэтому такие средства индивидуальной защиты могут длительное время перемещаться течениями в толще морей и океанов. Виды, заселившие поверхность этого субстрата в одном районе, могут быть перенесены на значительные расстояния и стать инвазивными в новых акваториях. Кроме того, био пленки, сформировавшиеся в толще воды на искусственных полимерных субстратах, могут привести к потере плавучести этих материалов и их последующему захоронению в донных осадках, т. е. переходу из одного биотопа в другой. Все это указывает на глобальный масштаб проблемы загрязнения морской среды пластиком и актуальность изучения физико-химических и биологических процессов в пластике-сфере. Черное море является внутренним водоемом, что весьма затрудняет защиту его биоты от загрязнения, особенно пластиковыми отходами.

В связи с вышесказанным, а также из-за отсутствия в литературе данных о биодеградации медицинских масок, попавших в море, возникает вопрос, заселяются ли вообще эти синтетические материалы и происходят ли процессы их биодеградации под воздействием микроводорослей и цианобактерий при разных сроках экспозиции в море.

Целью настоящей статьи является экспериментальное исследование видового состава и количественных характеристик микроводорослей и цианобактерий в обрастании синтетических медицинских масок при разных сроках экспозиции в б. Карантинной (Черное море).

Материалы и методы

Для изучения видового состава, численности и биомассы микроводорослей и цианобактерий обрастания медицинских масок в море, а также для визуальной оценки целостности синтетического материала после разных сроков пребывания в морской воде был поставлен следующий эксперимент. Вертикальный коллектор, представляющий собой зафиксированные на канате с бумом и якорем перфорированные пластиковые емкости с закрепленными в них масками, был установлен в районе марихозяйства по выращиванию мидий и устриц в районе б. Карантинной ($44^{\circ}61'83'' \text{ с. ш.}, 33^{\circ}50'34'' \text{ в. д.}$) (крымское побережье Черного моря). Отверстия в стенках емкостей обусловили постоянное поступление внутрь морской воды с обитающими в ней микро- и мейоорганизмами. Глубина расположения емкостей составляла 3 м. На этой же глубине был закреплен герметично закрытый цилиндр с масками в стерильной морской воде, которые, соответственно, не подвергались воздействию

биотического фактора при сохранении воздействия ряда абиотических: температуры, солености, освещенности, гидродинамики и др.

Часть экспериментальных масок была извлечена через два месяца (с 05.10.2021 по 10.12.2021) и через год (с 05.10.2021 по 09.11.2022) после погружения в море. Оставшиеся на коллекторе маски являются предметом последующего изучения процессов обрастания и наблюдения деградации синтетического материала при еще более длительной экспозиции.

При двухмесячной экспозиции материала температура воды варьировала в пределах 12.8–19.6 °С, соленость составляла 17.84–18.07 ЕПС. Во время годичной экспозиции температура воды имела положительные значения с минимумом в феврале 2022 г. (8 °С) и максимумом в августе (26.1 °С), соленость воды изменялась в пределах 17.84–18.52 ЕПС.

В лаборатории маски очищали от обрастания. Изучение качественных и количественных характеристик микроводорослей и цианобактерий на поверхностях масок и в полученных суспензиях проводили в световых микроскопах (СМ) типа *OlympusCX31* и *Axioskop 40 (C. Zeiss)* при увеличении 10 × 20, 10 × 40 и 10 × 100. Для детального исследования морфологии клеток и идентификации видовой принадлежности диатомовых водорослей осуществляли пробоподготовку для исследования в сканирующем электронном микроскопе (СЭМ) типа *HitachiSU3500*. Образцы готовили двумя способами. В первом случае волокна и поры на поверхности медицинских масок изучали без обработки материала кислотами. В пяти точках полотна масок произвольно выбирали и вырезали квадраты размером 0.5 × 0.5 см, оставляли их до полного высыхания на воздухе, а затем напыляли тонкий слой золота – палладия. Второй способ заключался в обработке полученных суспензий кислотами по методикам [19, 20] для очистки панцирей диатомовых водорослей и получения их фотоснимков, что необходимо при идентификации видов.

Определение видового состава микроводорослей и цианобактерий выполнено с использованием монографии [21] и ряда работ ^{2)–6)}. Названия приведены в соответствии с базой данных водорослей ⁷⁾. Учет обилия видов (*S*), численности (*N*) и биомассы (*B*) живых клеток микроводорослей проводили в камере Горяева объемом 0.9 мм³ по формулам В. И. Рябушко [22], при этом обилие видов определяли как число видов, обнаруженных в счетной камере при просмотре проб с каждого конкретного образца экспериментального материала.

²⁾ Гусяков Н. Е., Загордонцев О. А., Герасимюк В. П. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов. Киев : Наукова думка, 1992. 112 с.

³⁾ Коновалова Г. В. Динофлагелляты дальневосточных морей России и сопредельных акваторий Тихого океана. Владивосток : Дальнаука, 1998. 298 с.

⁴⁾ Komárek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. 1 Teil : Chroococcales. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 1999. 523 p. (Süßwasserflora von Mitteleuropa ; 19/1).

⁵⁾ Witkowski A., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. Diatom flora of marine coast. Part I. IconographiaDiatomologica. A.R.G. Gantner, 2000. Vol. 7. 925 p.

⁶⁾ Рябушко Л. И., Бегун А. А. Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря (Синописис и Атлас). В 2 т. Т. 2. Севастополь : ПК «КИА», 2016. Т. 2. 324 с.

⁷⁾ URL: <https://www.algaebase.org> (дата обращения: 31.08.2023).

Результаты и обсуждение

Визуальный анализ образцов поверхности медицинских масок за период двухмесячной и годичной экспозиции в б. Карантинной вблизи марихозьяства по выращиванию мидий и устриц с использованием СМ и СЭМ показал, что все слои трехслойных масок были насыщены детритом, илесто-песчаными фракциями, молодой баянусов, обломками раковин моллюсков и др. (рис. 2). Особенно выраженный осадок наблюдали на масках годичной экспозиции, на которых отмечено большее количество детрита (рис. 2, *b*).

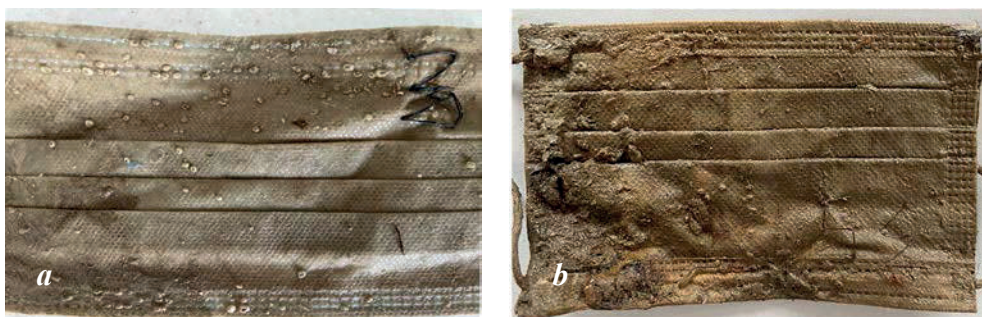
Изучение внешнего и внутреннего слоев медицинских масок двухмесячной экспозиции показало, что на волокнах и в порах синтетического материала отсутствуют прикрепленные клетки микроводорослей или их колонии (рис. 3, *a, b*). Обнаруженные в нашем эксперименте виды встречались по отдельности, они свободно лежали на полотне (рис. 3, *c*) или между волокнами.

Между тем многие авторы отмечают, что при образовании биопленок на поверхности разнообразных искусственных субстратов некоторые виды диатомовых водорослей родов *Cocconeis*, *Amphora*, *Achnanthes*, *Mastogloia*, *Karayevia* и др. способны прикрепляться непосредственно к синтетическому материалу [6, 11, 23]. Указана также способность отдельных диатомовых модифицировать структуру субстрата вследствие плотного прикрепления к его поверхности или даже внедрения в него [23, 24].

Всего в составе обрастания масок в разные сроки экспозиции отмечено 48 видов и внутривидовых таксонов (ввт) микроорганизмов, относящихся к 5 отделам: Cyanoprocarota – 3, Dinophyta – 6, Haptophyta – 2, Ochrophyta – 1, Bacillariophyta (представлен наибольшим разнообразием) – 36 видов и ввт, принадлежащих к 28 родам (таблица).

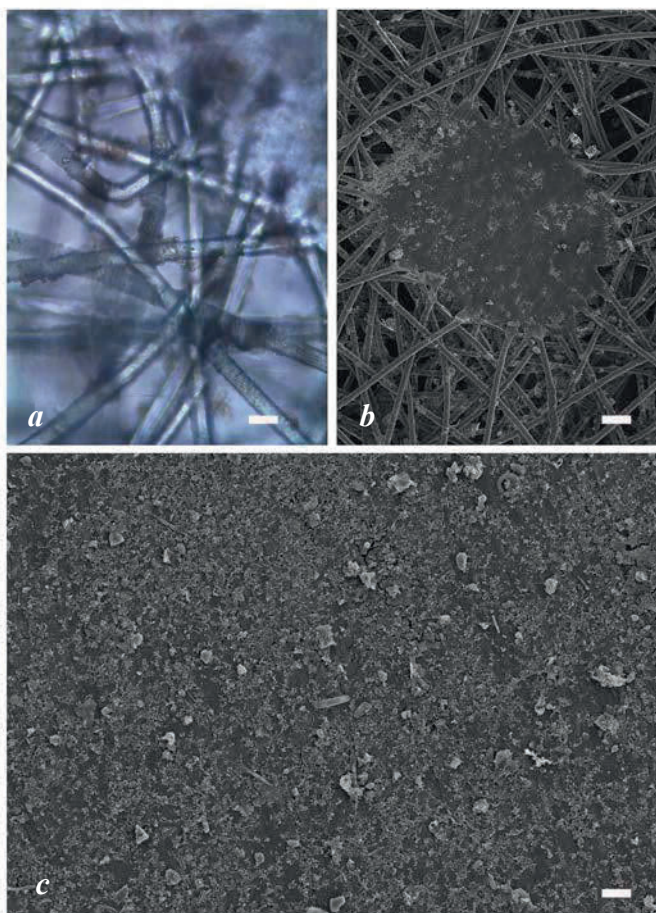
Анализ видовой структуры диатомовых водорослей показал, что основой их разнообразия является класс Bacillariohuseae (9 порядков, 16 семейств и 21 род), что характерно для микрофитобентоса Черного моря.

Обрастания масок после двухмесячной экспозиции представлены 30 видами, включающими 3 вида цианобактерий и 27 видов и ввт микроводорослей, из которых 20 принадлежат к отделу Bacillariophyta, 4 – к Dinophyta, 2 – к Haptophyta, 1 – к Ochrophyta (таблица).



Р и с . 2 . Световой микроскоп (СМ): мейобентосные обрастания поверхности медицинских масок при двухмесячной (*a*) и годичной (*b*) экспозиции в море

F i g . 2 . Light microscope (LM): meiobenthic fouling of the surface of face masks after a two-month (*a*) and one-year (*b*) exposure to the sea



Р и с. 3. Внутренний слой медицинской маски двухмесячной экспозиции: СМ – полипропиленовые волокна (а); СЭМ – поры волокон (b); поверхность внутреннего слоя (c). Шкала: 1000 мкм (а), 100 мкм (b), 10 мкм (c)

Fig. 3. The inner layer of a face mask of a two-month exposure: LM – polypropylene fibers (a), scanning electron microscope (SEM) – fiber pores (b), 100 μm ; surface of the inner layer (c). Scalebar: 1000 μm (a), 100 μm (b), 10 μm (c)

Обрастания масок после годичной экспозиции под водой составляли 40 видов и ввт, из них к отделам Cyanoprocarvota и Ochrophyta относятся по 1 виду, к Bacillariophyta – 32 вида, к Dinophyta – 4 вида, к Harpophyta – 2 вида (таблица). При разных сроках экспозиции 22 вида на поверхности масок были общими. Бентосные виды диатомовых *Cocconeis guttata* и *Karayevia amoena* впервые отмечены нами в б. Карантинной.

Большинство указанных микроводорослей обрастаний является типичными обитателями бентоса морей, жизнедеятельность которых тесно связана с разными типами субстратов. На долю бентосных видов приходится 67 %, планктонные формы составляют 20 %, бентопланктонные – 13 % (таблица).

Встречаемость видов микроводорослей и цианобактерий в обрастании медицинских масок за 2021–2022 гг. при разных сроках экспозиции в б. Карантинной (Крым, Черное море)

The occurrence of microalgae and cyanobacteria species in the fouling of single-use face masks for 2021–2022 at different exposure periods in Karantinnaya Bay (Crimea, the Black Sea)

Таксон / Taxon	Период экспозиции / Exposure period	
	Два месяца / Two months	Один год / One year
Отдел Bacillariophyta / Bacillariophyta phylum		
<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh 1824 *	+	+
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing 1844 *	+	+
<i>A. pediculus</i> (Kützing) Grunow 1875 *	+	+
<i>Ardissonea crystallina</i> (C. Agardh) Grunow 1880 *	+	+
<i>Caloneis liber</i> (W. Smith) Cleve 1894 *	–	+
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey 1937 **	+	–
<i>Cocconeis guttata</i> Hustedt et Aleem 1951 *	–	+
<i>C. placentula</i> Ehrenberg 1838 *	–	+
<i>C. scutellum</i> Ehrenberg 1838 *	–	+
<i>Coscinodiscus</i> sp. **	+	+
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann et Lewin 1964 ***	+	+
<i>Grammatophora marina</i> (Lyngbye) Kützing 1844 *	+	+
<i>Diploneis bombus</i> (Ehrenberg) Ehrenberg 1853 *	–	+
<i>D. smithii</i> (Brébisson) Cleve 1894 *	+	+
<i>Halamphora coffeiformis</i> (C. Agardh) Levkov 2009 *	+	+
<i>Haslea subagnita</i> (Proschkina-Lavrenko) Makarova et Karayeva 1985 *	+	–
<i>Karayevia amoena</i> (Hustedt) Bukhtiyarova 1999 *	–	+
<i>Licmophora abbreviata</i> C. Agardh 1831 *	–	+
<i>Lyrella abrupta</i> (W. Gregory) D.G. Mann 1990 *	–	+
<i>Navicula ammophila</i> var. <i>intermedia</i> Grunow 1882 *	+	+
<i>Neosynedra provincialis</i> (Grunow) D.M. Williams et Round 1986 *	–	+
<i>Nitzschia lanceolata</i> var. <i>minor</i> (Grunow) H. Peragallo et M. Peragallo 1900 *	–	+
<i>N. sigma</i> (Kützing) W. Smith 1853 *	–	+
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C. Agardh 1832 ***	–	+
<i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve 1873 ***	+	–
<i>Parlibellus delognei</i> (Van Heurck) E.J. Cox 1988 *	+	+
<i>Rhabdonema arcuatum</i> (Lyngbye) Kützing 1844 *	–	+
<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) Williams et Round 1986 *	+	+

Таксон / Taxon	Период экспозиции / Exposure period	
	Два месяца / Two months	Один год / One year
<i>T. parva</i> (Kützing) D.M. Williams et Round 1986 *	+	+
<i>Toxarium undulatum</i> Bailey 1854 *	–	+
<i>Trachyneis aspera</i> (Ehrenberg) Cleve 1894 *	–	+
<i>Tryblionella coarctata</i> (Grunow) D.G. Mann 1990 *	–	+
<i>T. hungarica</i> (Grunow) Frenguelli 1942 *	+	–
<i>T. punctata</i> W. Smith 1853 *	+	+
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky 1902 ***	+	+
<i>Thalassiosira</i> sp. **	+	+
Отдел Dinophyta / Dinophyta phylum		
<i>Amphidinium</i> sp. **	+	+
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge 1975 ***	+	–
<i>P. cordatum</i> (Ostenfeld) J.D. Dodge 1976 ***	–	+
<i>P. lima</i> (Ehrenberg) F. Stein 1878 *	–	+
<i>P. scutellum</i> Schröder 1900 **	+	+
<i>Protoperdinium brevipes</i> (Paulsen) Balech 1974 **	+	–
Отдел Haptophyta / Haptophyta phylum		
<i>Anacanthoica acanthos</i> (Schiller) Deflandre 1952 **	+	+
<i>Emiliania huxleyi</i> (Lohmann) W.W. Hay et H. Mohler 1967 **	+	+
Отдел Ochrophyta / Ochrophyta phylum		
<i>Octactis speculum</i> (Ehrenberg) F.H. Chang, J.M. Grieve et J.E. Sutherland 2017 **	+	+
Отдел Cyanoprocarvota/Cyanobacteria / Cyanoprocarvota/Cyanobacteria phylum		
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek ex Komárek 2006 *	+	+
<i>Pseudanabaena minima</i> (G.S. An) Anagnostidis 2001 **	+	–
<i>Spirulina tenuissima</i> Kützing 1836 **	+	–
Всего таксонов: / Total taxa:	30	40

* – бентосные, ** – планктонные, *** – бентопланктонные виды.

* – benthic species; ** – planktonic species; *** – benthic-planktonic species.

Подобное соотношение близко к соотношению на других искусственных и природных субстратах, что описывается в работе¹⁾ и работах [4, 8, 9]. Наибольшим разнообразием характеризуются диатомовые родов *Cocconeis* и *Tryblionella*, включающие по три вида. Остальные представлены одним – двумя видами (таблица). Динофлагелляты рода *Prorocentrum* (4 вида) при двухмесячной и годичной экспозиции встречались по два и три вида соответственно. Эти водоросли, как и диатомовая *Halamphora coffeiformis*, относятся к потенциально токсичным видам для биоты и человека [25].

На поверхности масок обнаружены типичные колониальные бентосные виды-обрастатели – *Tabularia fasciculata*, *T. parva*, *Grammatophora marina*, *Achnanthes brevipes*, *Ardissonea crystallina*, *Parlibellus delognei*, из бентопланктонных видов – *Thalassionema nitzschioides*. Колониальные виды *Toxarium undulatum*, *Odontella aurita*, *Licmophora abbreviata*, *Rhabdonema arcuatum* найдены только при годичной экспозиции. А бентопланктонные *Cerataulina pelagica* и *Paralia sulcata* обнаружены только при двухмесячной экспозиции. Некоторые виды диатомовых водорослей представлены на снимках, сделанных с помощью СЭМ: *Cocconeis placentula* (a), *C. guttata* (b), *Th. nitzschioides* (c), *C. closterium* (d), *A. brevipes* (e), *A. pediculus* (f), *Karayevia amoena* (g), *Halamphora coffeiformis* (h) (рис. 4).

Максимальная (100 %) встречаемость принадлежит космополитному виду *T. fasciculata*. Другие виды *A. pediculus*, *C. closterium*, *Gr. marina*, *H. coffeiformis*, *Tabularia parva*, *Thalassiosira* sp., динофитовая *Prorocentrum scutellum* и гаптофитовая *Emiliania huxleyi* составляли 67 %, остальные виды – от 17 до 50 %.

Следует отметить, что по сравнению с другими искусственными субстратами, изученными нами ранее, медицинские маски двухмесячной и годичной экспозиции оказались наименее подверженными обрастанию. Так, в эксперименте по заселению организмами различных синтетических полимерных материалов в б. Карантинной в летне-осенний период 2018 г. было показано, что поверхности пластин густо заселяются разнообразными видами-обрастателями мейобентоса: мшанки, гидроиды, оболочники и др., а в составе микрофитообрастания зарегистрировано 94 вида, в том числе диатомовых (67) и цианобактерий (27) [8]. При этом 20 видов диатомовых, составляющих основу флористического разнообразия обрастания, являются общими для масок и разных синтетических полимерных субстратов.

На всех экспериментальных образцах изучаемых полимерных материалов постоянно встречались массовые колониальные виды *Gr. marina* и *Licmophora abbreviata*, несколько реже – *Tabularia tabulata* и *T. fasciculata*, которым свойственна адгезия к разным естественным и искусственным субстратам и формирование колоний, способных прикрепляться также к синтетическому материалу.

Для медицинских масок мы отметили сходную картину, однако из обнаруженных 14 колониальных видов-обрастателей микроводоросли были представлены в основном единично без образования колоний.

Кроме флористического изучения обрастаний на масках, несмотря на низкие количественные показатели, мы представили значения обилия (*S*), численности (*N*) и биомассы (*B*) обнаруженных видов с использованием счетной камеры. При двухмесячной экспозиции *S* варьировала в пределах

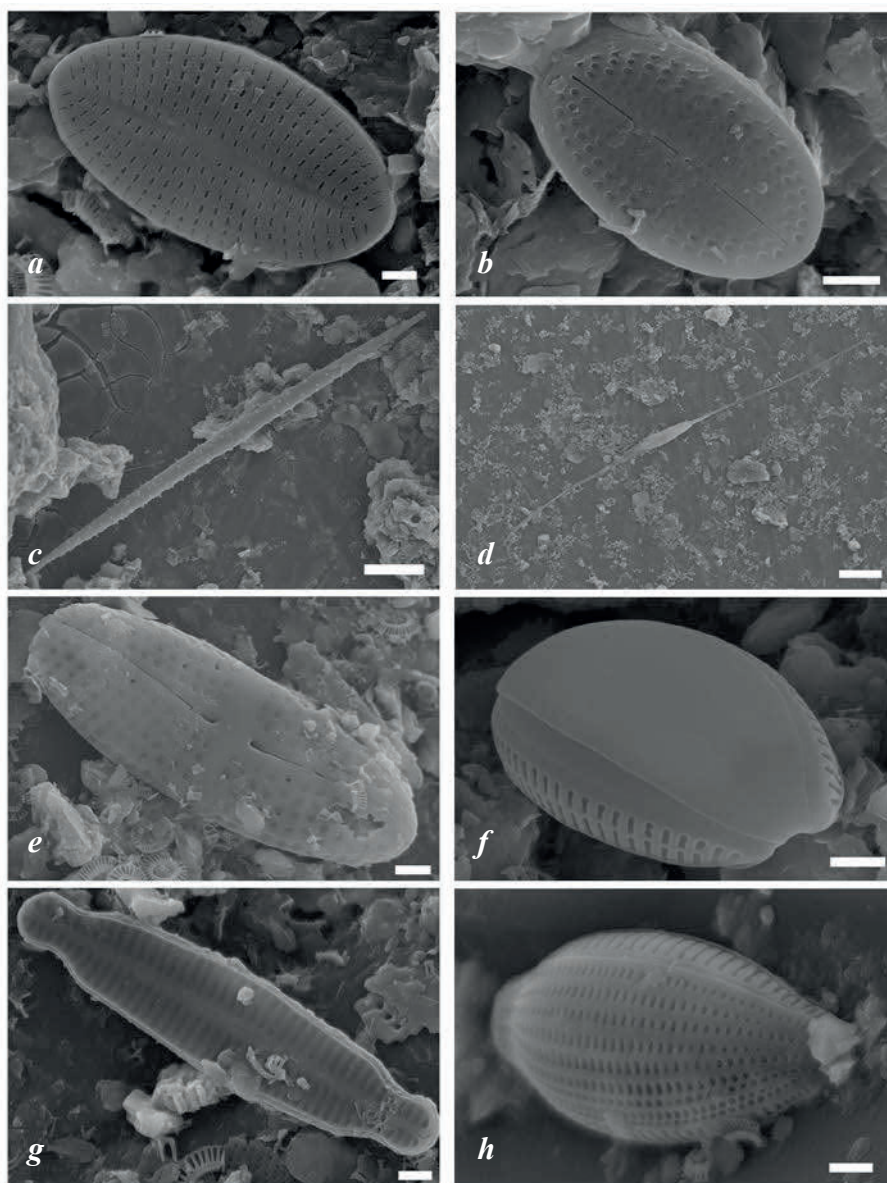


Рис. 4. Некоторые виды диатомовых водорослей в обрастании поверхности медицинских масок, СЭМ: *Cocconeis placentula* (a), *C. guttata* (b), *Thalassionema nitzschioides* (c), *Cylindrotheca closterium* (d), *Achnanthes brevipes* (e), *Amphora pediculus* (f), *Karayevia amoena* (g), *Halamphora coffeiformis* (h). Шкала: 1 мкм (a, f, g), 2 мкм (e, h), 10 мкм (b, c, d)

Fig. 4. Some diatoms in the fouling of single-use face masks surface, SEM: *Cocconeis placentula* (a), *C. guttata* (b), *Thalassionema nitzschioides* (c), *Cylindrotheca closterium* (d), *Achnanthes brevipes* (e), *Amphora pediculus* (f), *Karayevia amoena* (g), *Halamphora coffeiformis* (h). Scale bar: 1 μm (a, f, g), 2 μm (e, h), 10 μm (b, c, d)

10–15 видов, N – 9200–13 100 кл./см², B – 0.001–0.02 мг/см². При годичной экспозиции соответствующие данные составляли: S – 8–14 видов, N – 4900–8400 кл./см² и B – 0.01–0.03 мг/см².

Интересно сравнить наши сведения с данными, полученными при изучении микроводорослей перифитона экспериментальных стеклянных пластин, экспонированных в другой части этой же бухты с января 2007 по февраль 2008 г. в течение разных сроков (кратковременные от 4 до 20 сут; долговременные от 1 до 13 мес.) [4]. Уже на 20-е сутки на пластинах было замечено слабое обрастание диатомовыми, а затем и проростками макроводорослей с максимумом весной в конце годичного пребывания в воде. Всего указано 99 видов и ввт микроводорослей: из отдела Bacillariophyta – 85, Dinophyta – 5, Chlorophyta – 4, Naptophyta – 2 и цианобактерии – 3. Общими для стеклянных пластин и масок оказались 17 видов диатомовых, 2 вида динофитовых и по одному виду гаптофитовых водорослей и цианобактерий. При накопительной экспозиции численность микроводорослей обрастания стеклянных пластин в течение года варьировала от 26 900 до 2 180 800 кл./см², биомасса изменялась в пределах 0.002–0.543 мг/см².

В работе [12] было показано, что микропластик, образующийся в результате деградации масок, выделяется в среду почти с первых часов пребывания в ней и способствует росту численности и видового разнообразия морского бактериального сообщества. Вероятно, маски становятся привлекательным субстратом для разнообразных авто- и гетеротрофных бактерий, которых мы не изучали.

Анализ собственных и литературных источников показал, что любые субстраты в море представляют собой объекты для заселения их микроорганизмами растительного и животного происхождения. Что касается микроводорослей, то из них наибольшим видовым разнообразием отличаются бентосные диатомовые. Их обилие и количественные характеристики часто зависят от типа субстрата, сезона года и экологических факторов среды обитания.

На масках б. Карантинной заселение микроводорослями и цианобактериями было слабее, чем на других антропогенных субстратах. Особенно это касается масок годичной экспозиции, которые подвергались наиболее длительным турбулентным возмущениям.

Заключение

За период исследования обнаружено 48 видов из 5 отделов: Cyanoprocarvota – 3 вида, Bacillariophyta – 36, Dinophyta – 6, Naptophyta – 2, Ochrophyta – 1. При двухмесячной экспозиции обнаружено 30 видов, при годичной – 40, при этом 22 вида были общими. Впервые для бухты нами найдены бентосные виды диатомовых водорослей *Cocconeis guttata* и *Karayevia amoena*. Из 14 бентосных типичных колониальных видов-обрастателей диатомовых водорослей на поверхности масок максимальная частота встречаемости (100 %) отмечена у вида-космополита *Tabularia fasciculata*. Среди часто встречаемых зарегистрированы одиночноживущие виды *Halamphora coffeiformis* (потенциально токсичный вид) и бентопланктонный *Cylindrotheca closterium*.

Особенностью обрастания медицинских синтетических масок при разных сроках экспозиции в море является отсутствие образования колоний у типич-

ных видов-обрастателей и наименьшие количественные показатели микроводорослей по сравнению с другими антропогенными и природными субстратами. При двухмесячной экспозиции выявлено обилие видов (S) – 10–15 видов, численность (N) – 9200–13100 кл./см² и биомасса (B) – 0.001–0.02 мг/см²; при годичной S – 8–14 видов, N – 4900–8400 кл./см², B – 0.01–0.03 мг/см².

Биодеградация медицинских масок, находящихся в морской воде в течение года под влиянием микроводорослей и цианобактерий, проявляется в слабой степени. Поэтому изучать этот процесс необходимо при более длительной экспозиции с учетом физико-химических факторов воздействия на синтетический субстрат.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Personal protective equipment (PPE) pollution associated with the COVID-19 pandemic along the coastline of Agadir, Morocco / M. B. Haddad [et al.] // *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 798. 149282. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149282
2. *Рябушко Л. И., Завалко С. Е.* Микрофитообрастания искусственных и природных субстратов в Черном море // *Ботанический журнал*. 1992. Т. 77, № 5. С. 33–39.
3. *Бегун А. А., Рябушко Л. И., Звягинцев А. Ю.* Влияние поверхности субстрата и времени его экспозиции в море на количественное развитие диатомовых водорослей перифитона // *Известия ТИНРО*. 2010. Т. 163. С. 240–263. EDN NTEXSR.
4. *Рябушко Л. И.* Микрофитобентос Черного моря / Под ред. А. В. Гаевской. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика. 2013. 416 с.
5. *Рябушко Л. И., Бегун А. А.* Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря. В 2-х т. Симферополь : Н. Оріанда. 2015. 288 с.
6. Диатомовые обрастания синтетических полимерных материалов в Карантинной бухте (Крым, Черное море) / Л. И. Рябушко [и др.] // *Вопросы современной альгологии*. 2019. № 2. С. 87–91. EDN DBZQAN. doi:10.33624/2311-0147-2019-2(20)-87-91
7. Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: a review on colonization and biodegradation by the “plastisphere” / J. Jacquin [et al.] // *Frontiers in Microbiology*. 2019. Vol. 10. P. 1–16. doi:10.3389/fmicb.2019.00865
8. Diatoms and Cyanobacteria of Periphyton of Experimental Synthetic Polymer Materials in Karantinnaya Bay in the Black Sea / L. I. Ryabushko [et al.] // *Inland Water Biology*. 2020. Vol. 13. P. 399–407. doi:10.1134/S1995082920020285
9. Diatom and cyanobacteria communities on artificial polymer substrates in the Crimean coastal waters of the Black Sea / L. Ryabushko [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2021. Vol. 169. 112521. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112521
10. *Başak E., Şentürk Y., Aytan Ü.* Microbial biofilm on plastics in the southeastern Black Sea // *Marine litter in the Black Sea* / Edited by Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul : Turkish Marine Research Foundation, 2020. Iss. 56. P. 268–286. URL: https://tudav.org/wp-content/uploads/2020/10/MarineLitterintheBlackSea_tudav.pdf (date of access: 27.07.2023).
11. *Sapozhnikov Ph., Snigirova A., Kalinina O.* Microphytes assemblages on the neustoplastic from the northern Black Sea / Edited by Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul : Turkish Marine Research Foundation, 2020. Iss. 56. P. 287–302. URL: https://tudav.org/wp-content/uploads/2020/10/MarineLitterintheBlackSea_tudav.pdf (date of access: 27.07.2023).
12. *Liao J., Ji S., Chi Y.* Effects of discarded masks on the offshore microorganisms during the COVID-19 pandemic // *Toxics*. 2022. Vol. 10, iss. 8. 426. doi:10.3390/toxics10080426

13. Marine biofilms on artificial surfaces: structure and dynamics / Salta M. [et al.] // Environmental Microbiology. 2013. Vol. 15, iss. 11. P. 2879–2893. doi:10.1111/1462-2920.12186
14. Тимошин Н. М., Тимошина Ю. А. Нетканые материалы медицинского назначения // Вестник Казанского технологического университета. 2014. Т. 17, № 13. С. 123–125. EDN SNWYCP.
15. Aragaw T. A. Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario // Marine Pollution Bulletin. 2020. Vol. 159. 111517. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111517
16. Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispatá, Colombian Caribbean / O. Garcés-Ordóñez [et al.] // Marine Pollution Bulletin. 2020. Vol. 154. 111085. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111085
17. Зайков К. С., Соболев Н. А. Загрязнение морским мусором западного сектора российской Арктики // Арктика и Север. 2021. № 43. С. 246–252. EDN BOPDHL. doi:10.37482/issn2221-2698.2021.43.246
18. De-la-Torre G. E., Aragaw T. A. What we need to know about PPE associated with the COVID-19 pandemic in the marine environment // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 163. 111879. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111879
19. Simonsen R. Untersuchungen zur Systematik und Oekologie der Bodendiatomeen der Westlichen Ostsee // Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie Beihefte. 1962. Vol. 1. P. 9–144.
20. Blaginina A., Ryabushko L. Finding of a rare species of diatom *Nanofrustulum siloi* (Lee, Reimer et Mcenery) Round, Hallsteinsen & Paasche, 1999 in the periphyton of the coastal waters of the Black Sea // International Journal on Algae. 2021. Vol. 23, iss. 3. P. 247–256. doi:10.1615/InterJAlgae.v23.i3.40
21. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. М. ; Л. : Наука, 1963. 243 с.
22. Применение некоторых биоиндикаторов для оценки состояния импактных морских экосистем / В. И. Рябушко [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. Вып. 2. С. 144–154. EDN XMRDLV.
23. Особенности формирования колониальных поселений морских бентосных диатомей на поверхности синтетического полимера / Ф. В. Сапожников [и др.] // Морской биологический журнал. 2020. Т. 5, № 2. С. 88–104. EDN EPDQXC. doi:10.21072/mbj.2020.05.2.08
24. Nature's neat nanostructuring: The fascinating frustules of diatom algae / A. M. Korsunsky [et al.] // Materials Today. 2019. Vol. 22. P. 159–160. doi:10.1016/j.mattod.2019.01.002
25. Рябушко Л. И. Потенциально опасные микроводоросли Азово-Черноморского бассейна / Под ред. В. И. Рябушко. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. 288 с.

Поступила 04.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 25.05.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Бондаренко Анна Владимировна, старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-2202-4014**, gonzurassa@mail.ru

Рябушко Лариса Ивановна, главный научный сотрудник, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), доктор биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-0443-9929**, *larisa.rybushko@yandex.ru*

Благинина Анастасия Андреевна, научный сотрудник, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-7115-4427**, *aablagini@ibss-ras.ru*

Заявленный вклад авторов:

Бондаренко Анна Владимировна – обработка материала и написание текста рукописи

Рябушко Лариса Ивановна – постановка цели и задач комплексного исследования, редактирование рукописи

Благинина Анастасия Андреевна – пробоподготовка образцов для получения иллюстраций в СЭМ

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Углеводородный состав воды и взвеси реки Хамлуонг (Юго-Восточная Азия)

О. В. Соловьёва¹, Е. А. Тихонова^{1*},
Ю. С. Ткаченко¹, Нгуен Чонг Хиеп²

¹ ФГБУН ФИЦ Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН,
Севастополь, Россия

² Южное отделение Совместного Российско-Вьетнамского Тропического
научно-исследовательского и технологического центра, Хошимин, Вьетнам
* e-mail: tihonova@mail.ru

Аннотация

Проведена оценка качественного и количественного состава углеводородов воды и взвешенного вещества с учетом их трансформации при миграции в системе вода – взвесь дельты реки на примере одного из самых полноводных рукавов Меконга (р. Хамлуонг) на территории Вьетнама в условиях тропического климата. Материалом для исследования послужили пробы поверхностной и придонной воды, отобранные вдоль русла реки в ноябре – декабре 2022 г. Физико-химические параметры среды измеряли *in situ* с помощью мультиметра. Качественный и количественный состав углеводородов в воде и взвеси определяли методом газовой хроматографии. Для идентификации вероятных источников поступления органических веществ использовали биогеохимические маркеры происхождения углеводородов. Значения отдельных физико-химических показателей водной среды (рН, O₂, соленость, температура, концентрация взвешенного вещества) являются характерными для исследуемой р. Хамлуонг. Эти значения находились в пределах, характеризующих благополучное состояние водоема во влажный сезон. Содержание углеводородов в воде р. Хамлуонг в среднем составляло 0.061 ± 0.019 мг·л⁻¹. Данное значение является достаточно высоким и превышает санитарные нормы (0.05 мг·л⁻¹) для рыбохозяйственных водоемов или приближаются к ним. Концентрация углеводородов во взвешенном веществе составляла в среднем 0.019 ± 0.009 мг·л⁻¹. В районе впадения реки в море содержание углеводородов во взвешенной фазе было выше, чем на участках реки, находящихся выше по течению. Углеводороды в воде были смешанного происхождения. Во взвешенном веществе наряду с биогенными соединениями отмечаются также биодegradированные соединения нефтяной природы. В результате биотрансформации состав n-алканов в пробах взвешенного вещества и в пробах воды существенно различается.

Ключевые слова: углеводороды, n-алканы, вода, взвесь, биогеохимические маркеры, тропическая река, река Меконг, река Хамлуонг, Вьетнам

© Соловьёва О. В., Тихонова Е. А., Ткаченко Ю. С., Нгуен Чонг Хиеп, 2023



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 НИР Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра (СРВТ-НИИТЦ) «Эколан Э-3.4. Экосистема реки Меконг в условиях глобальных климатических изменений и антропогенного воздействия», темы госзадания ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (ФИЦ ИнБЮМ) «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации: 121031500515-8).

Для цитирования: Углеводородный состав воды и взвеси реки Хамлуонг (Юго-Восточная Азия) / О. В. Соловьёва [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 3. С. 129–142. EDN DHTIBX.

Hydrocarbon Composition of Water and Suspended Matter of the Ham Luong River (Southeast Asia)

O. V. Soloveva¹, E. A. Tikhonova^{1*},
Yu. S. Tkachenko¹, Nguyen Trong Hiep²

¹*A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia*

²*Southern Branch of Joint Vietnam-Russia Tropical Science and Technology Research Center, Ho Chi Minh, Vietnam*

* e-mail: tihonova@mail.ru

Abstract

The qualitative and quantitative composition of water and suspended matter hydrocarbons was assessed. The transformation of these compounds during their migration in the water-suspension system of the river delta in a tropical climate was studied on the example of one of the deepest branches of the Mekong River (Ham Luong River) in Vietnam. The material for the study was samples of surface and bottom water taken along the riverbed in November–December 2022. The physicochemical parameters of the environment were measured using a multimeter *in situ*. The qualitative and quantitative composition of hydrocarbons in the water and suspended matter was determined by gas chromatography. Biogeochemical markers of the origin of hydrocarbons were used to identify probable sources of organic matter. Individual physicochemical indicators of the aquatic environment (pH, O₂, salinity, temperature, concentration of suspended matter) were characteristic for the rivers of the lower Mekong River and were within the limits characterizing the favorable state of the reservoir during the wet season. The content of hydrocarbons in the water of the Ham Luong River averaged $0.061 \pm 0.019 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. These indicators were quite high, exceeding the sanitary standards ($0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) for fishery reservoirs or approaching this value. The concentration of hydrocarbons in suspended matter averaged $0.019 \pm 0.009 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. An increase in the content of hydrocarbons in the suspended phase was noted in the area where the river flows into the sea, in comparison with the sections of the river located upstream. Hydrocarbons in the water were of mixed origin and contained both biogenic components of autochthonous and allochthonous origin as well as traces of oil pollution. In the suspended matter, along with biogenic compounds, there are also biodegraded petroleum compounds. As a result, the composition of n-alkanes in the suspended matter differed significantly from that in the water samples.

Keywords: hydrocarbons, n-alkanes, water, suspended matter, biogeochemical markers, tropical river, Mekong River, Ham Luong River, Vietnam

Acknowledgments: The study was carried out by researchers of the Joint Vietnam-Russia Tropical Science and Technology Research Center and the A.O. Kovalevsky Institute of Biology of Southern Seas of RAS according to their research projects: 1) Ekolan E3.4. Ecosystem of the Mekong River in the context of global climate change and anthropogenic impact; and 2) Molismological and biogeochemical foundations of homeostasis of marine ecosystems (state registration no. 121031500515-8).

For citation: Soloveva, O.V., Tikhonova, E.A., Tkachenko, Yu.S. and Nguyen Trong Hiep, 2023. Hydrocarbon Composition of Water and Suspended Matter of the Ham Luong River (Southeast Asia). *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (3), pp. 129–142.

Введение

Суммарная площадь внутренних водоемов Вьетнама составляет около 6 % территории страны, поэтому водные ресурсы имеют существенное значение для экономики региона [1]. Река Меконг – одна из самых важных речных систем Вьетнама и двенадцатая по длине река в мире [2]. Одним из самых больших по водности рукавов Меконга является р. Хамлуонг длиной 70 км, шириной 2800 м, средней глубиной 11.3 м и со средним расходом воды ¹⁾ 10.2 м³ с⁻¹.

Во Вьетнаме более трех тысяч рек и ручьев (свыше ста из них впадают в море), многие из которых с высокой степенью загрязнения воды. Наиболее загрязненными являются реки Кау, Дай, Тхивай, Донгнай, Меконг. Загрязнение этих рек обусловлено различными причинами. В докладе Министерства природных ресурсов и окружающей среды Вьетнама за 2018 г. отмечается, что на территории водосборного бассейна рек загрязнение воды происходит из-за добычи полезных ископаемых. В среднем и нижнем течении рек (как правило, на этих участках расположены города, промышленные зоны, сельские поселения) их экологическое состояние продолжает ухудшаться вследствие попадания в воду всевозможных отходов. Степень загрязнения зависит от гидрологических факторов (их влияние возрастает в сухой сезон), а также от степени контроля за источниками загрязнения. Почти во всех экологически неблагоприятных районах причиной загрязнения являются органические вещества [3].

Природные воды представляют собой сложную смесь растворов минеральных солей и газов, а также органических соединений во взвешенной и растворенной формах. При этом содержание и качественный состав органики в водоеме определяются не только природными особенностями последнего, но и характером и степенью влияния человеческой деятельности на водный объект [4]. Важными факторами, влияющими на перераспределение органических веществ в воде, в том числе углеводов (УВ), являются также физико-химические показатели, такие как рН, соленость, температура и др. От величины рН зависит развитие и жизнедеятельность многих организмов, агрессивность воздействия воды на металлы и бетон. Величина рН воды также влияет на процессы превращения различных форм биогенных элементов и изменяет

¹⁾ Фунг Тхай Зьонг Эколого-геохимическое состояние дельты реки Меконг (республика Вьетнам) по результатам изучения донных отложений : автореф. дис. ... канд. геол.-минерал. наук. Томск : НИТПУ, 2015. 26 с.

токсичность загрязняющих веществ²⁾. Растворенный в воде кислород является одним из важнейших биогидрохимических показателей состояния среды. Он обеспечивает существование водных организмов и является характеристикой качества воды [5], используемой в различных хозяйственных целях. Дефицит кислорода чаще наблюдается в водных объектах с высокими концентрациями загрязняющих органических веществ и в водоемах, содержащих большое количество биогенных и гумусовых веществ. Концентрация кислорода в воде, кроме того, определяет направление и скорость процессов химического и биохимического окисления органических и неорганических соединений²⁾.

Для идентификации генезиса УВ применяются различные маркеры. С целью дифференциации аллохтонного и автохтонного происхождения нередко используют соотношение терригенных и автохтонных соединений C_{31}/C_{19} , C_{31}/C_{17} , соотношение низкомолекулярных и высокомолекулярных гомологов (LWH/HWH) [6, 7]. Отдельные биомаркеры позволяют уточнить характер биогенной природы соединений, в частности оценить вклад травянистой и древесной растительности в формирование аллохтонной составляющей поступающих в донные отложения УВ – это, например, соотношения C_{31}/C_{29} , ACL [7]. Для дифференциации нефтяного и биогенного происхождения обнаруженных УВ используются такие соотношения, как индекс нечетности (CPI), в частности CPI_2 (рассчитанный для высокомолекулярной части спектра), ACL , LWH/HWH , а также соотношение изопреноидных алканов (пристана и фитана) между собой и с отдельными нормальными гомологами (Pr/Ph , C_{17}/Pr , C_{18}/Ph) [6, 7].

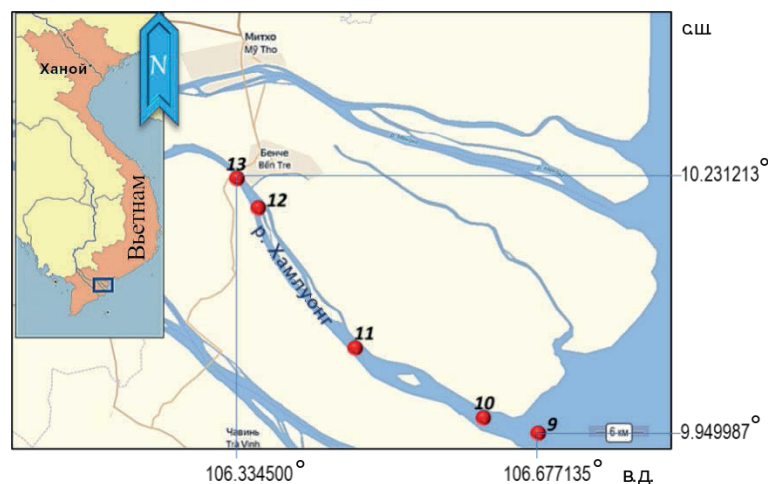
Целью работы является оценка качественного и количественного состава углеводородов воды и взвеси р. Хамлуонг с учетом трансформации указанных соединений при их миграции в системе вода – взвесь.

Материал и методы

Материалом послужили пробы воды, отобранные в ноябре – декабре 2022 г. на протяжении русла р. Хамлуонг (ст. 9–13) с учетом расположения по ее берегам крупных промышленных и городских объектов (рис. 1). Отбор на каждой станции проводился в поперечном сечении русла в трех точках (правый и левый берег, по центру). В центральной части русла отбирали придонную и поверхностную воду, у берегов – только поверхностную. Нумерация станций сохранена в соответствии с планом-программой совместных с Южным отделением СРВТН и ТЦ исследований рек Вьетнама. Химико-физические характеристики поверхностной воды (рН, Eh, соленость, температура) р. Хамлуонг были определены *in situ* многопараметрическим зондом *YSI Professional Digital Sampling System (ProDSS)* сотрудниками лаборатории анализа окружающей среды Южного отделения СРВТН и ТЦ. Пробоподготовка проводилась в лабораторных условиях экстрагированием проб воды гексаном³⁾.

²⁾ ГОСТ 17.1.1.01-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения. Введ. 1978–07–01.

³⁾ Практическое руководство по химическому анализу элементов водных экосистем. Приоритетные токсиканты в воде, донных отложениях, гидробионтах / Под ред. Т. О. Барабашина. Ростов н/Д : МиниТайп, 2018. 436 с.



Р и с . 1 . Схема станций отбора проб воды в р. Хамлуонг (Вьетнам) во влажный сезон, 2022 г.

Fig. 1. Map of water sampling stations in the Ham Luong River (Vietnam) during the wet season, 2022

Полученный экстракт очищали на стеклянной колонке, заполненной оксидом алюминия, для удаления полярных соединений, концентрировали до 1 мл и транспортировали в лабораторию ФИЦ ИнБЮМ.

Взвесь отбирали с использованием вакуумной фильтрации с применением вакуумного насоса, колбы Бунзена, фильтровальной установки и нитроцеллюлозных фильтров с диаметром пор 0.45 мкм. Объем профильтрованной речной воды варьировался в зависимости от скорости осаждения взвеси на фильтры и учитывался при пересчете содержания углеводов во взвеси. Фильтры высушивали в естественных условиях, хранили в эксикаторе и транспортировали в герметичных zip-пакетах.

Аликвоту экстракта (1 мкл) вводили микрошприцем в нагретый до 250 °С испаритель газового хроматографа «Кристалл 5000.2» с пламенно-ионизационным детектором (ПИД). Разделение УВ осуществляли на капиллярной колонке TR-1MS длиной 30 м, диаметром 0.32 мм и толщиной неподвижной фазы 0.25 мкм (*ThermoScientific*). Температура колонки программировалась от 70 до 280 °С (скорость подъема температуры 8 °С·мин⁻¹). Поток газ-носителя (азот) в колонке – 2.5 мл·мин⁻¹ без деления потока. Температура детектора 320 °С.

Количественное определение содержания УВ проводили путем абсолютной калибровки ПИД смесью УВ (стандартный образец нефтяных углеводов *ASTMD2887 Reference Gas Oil* (фирма *SUPELCO*, США)), n-алканов – по стандартному образцу парафиновых УВ в гексане с массовой концентрацией каждого компонента 200 мкг·мл⁻¹, пристана + фитана – 100 мкг·мл⁻¹ в гексане (фирма *SUPELCO*, США).

Определение УВ и n-алканов проводили на базе НОЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ. Для обработки результатов при определении концентраций УВ использовали программное обеспечение «Хроматэк Аналитик 3.0» (метод абсолютной калибровки и процентной нормализации).

Для оценки благополучия вод исследуемого района по отдельным показателям были использованы индексы *US-EPA*⁴⁾, применимые для водоемов различных климатических зон, что делает возможным их использование и для тропических водоемов [8, 9]. Корреляционный анализ проводили с помощью пакета анализа *Microsoft Excel 2010*. Силу корреляционной связи оценивали на основании коэффициента корреляции (R). Для оценки достоверности аппроксимации зависимостей линейной функцией использовали коэффициент аппроксимации (R^2).

Маркеры генезиса УВ определяли по следующим соотношениям:

– CPI_2 (*Carbon Preference Index*) = $(1/2)\{(C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}) + (C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33} + C_{35}) / (C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34} + C_{36})\}$;

– Pr/Ph (*pristane-phytane ratio*) – отношение пристана к фитану;

– LWH/HWH (*low molecular weight to high molecular weight*) – соотношение низкомолекулярных и высокомолекулярных гомологов;

– C_{31}/C_{19} – отношение n -алкана C_{31} к n -алкану C_{19} ;

– C_{31}/C_{17} – отношение n -алкана C_{31} к n -алкану C_{17} ;

– C_{31}/C_{29} – отношение n -алкана C_{31} к n -алкану C_{29} ;

– C_{17}/Pr – отношение n -алкана C_{17} к пристану;

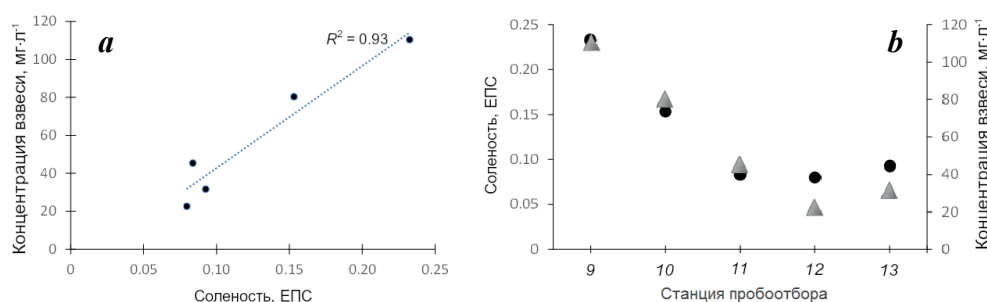
– C_{18}/Ph – отношение n -алкана C_{18} к фитану.

Результаты и обсуждение

Температура воды в районе исследований была около 29 °С (28.83–29.33 °С). Соленость варьировала в диапазоне 0.08–0.23 ЕПС и соответствовала пресной воде. При продвижении вниз по течению наблюдался закономерный рост данного показателя (рис. 2). На ст. 11–13 соленость была одинаковой (0.08–0.09 ЕПС), на ст. 10 – 0.15 ЕПС, а на самой мористой ст. 9 она возрастала до 0.23 ЕПС. Совместно с соленостью возрастало и содержание взвешенных веществ в воде ($R = 0.97$, $R^2 = 0.93$), увеличиваясь в зоне смешения (ст. 9) примерно в два раза (рис. 2, а). Содержание взвешенного вещества на станциях пробоотбора было в пределах 23–110 мг·л⁻¹ (рис. 2, б) с тенденцией к возрастанию при продвижении к устью реки. Следует отметить, что на большей части русла содержание взвеси в придонном слое было в среднем в 1.9 раза выше, чем в поверхностном. Исключение составила ст. 9, расположенная в устье реки, где содержание взвеси на поверхности было в 1.4 раза выше, чем в придонном слое.

Таким образом, при продвижении вниз по течению реки отмечен совместный рост показателей солености и содержания взвеси. В литературе описано явление маргинального фильтра [10], образующегося в зоне смешения река – море, когда при продвижении к солонowodным участкам при росте солености вплоть до 5 ЕПС наблюдается увеличение содержания взвеси в воде. Данный факт связывают с активными процессами коагуляции и флокуляции, когда под влиянием электролита растворенная органика, железо, алюминий

⁴⁾ Quality Criteria for Water 1986. Washington, DC, USA : Office of Water Regulations and Standards, United States Environmental Protection Agency, 1986. 394 p.



Р и с . 2 . Показатели солёности (ЕПС) и концентрация взвешенных веществ ($\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$) в воде р. Хамлуонг (Вьетнам) во влажный сезон, 2022 г.: *a* – соотношение солёности и концентрации взвеси; *b* – солёность (кружки) и концентрация взвеси (треугольнички) на станциях пробоотбора

Fig. 2. Salinity (psu) and concentration of suspended solids ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) in the water of the Ham Luong River (Vietnam) during the wet season, 2022: *a* – the ratio of salinity and suspended matter concentration; *b* – salinity (dots) and suspended matter concentration (triangles) at sampling stations

и ряд других элементов переходят из раствора во взвесь. Вероятно, нарастание интенсивности данного процесса нам и удалось наблюдать в исследуемом районе даже при незначительном увеличении солёности воды.

По данным мониторинговых исследований⁵⁾, концентрация взвешенного вещества в рукавах р. Меконг, в частности р. Хамлуонг, значительно варьируется, изменяясь от 2.3 до $593 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ со средним значением 80.6. Концентрация взвеси сильно зависит от сезона, существенно снижаясь с апреля по ноябрь и возрастая с началом сезона муссонных дождей. Так, средние показатели⁵⁾ для сухого сезона – $36.9 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$, а для влажного – $124 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. В материале, отобранном нами в декабре 2022 г., средняя концентрация взвешенного вещества составляла $58 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$.

Показатель pH воды на всех станциях колебался в диапазоне 7.4–7.6, что соответствует воде питьевого качества. По данным мониторинговых исследований⁵⁾, значения pH в нижнем течении р. Хамлуонг находятся в диапазоне 6.3–8.7 (среднее 7.7). Отмеченные нами показатели укладываются в данный диапазон и соответствуют целевым показателям⁴⁾ (6–9) *WQI_h* (индексы качества воды с целью защиты гидробионтов) [11].

Содержание растворенного кислорода также изменялось незначительно в диапазоне $5.14\text{--}5.57 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Содержание кислорода в воде соответствовало санитарным нормам⁶⁾ для рыбохозяйственных водоемов ($> 4 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$), хотя и было несколько ниже равновесных концентраций для данного температурного диапазона ($7.62\text{--}7.52 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$) [11], что указывает на активные биологические процессы в водах реки. Концентрация кислорода в нижнем течении

⁵⁾ Lower Mekong Regional Water Quality Monitoring Report. Vientiane, Lao : Mekong River Commission, 2018.

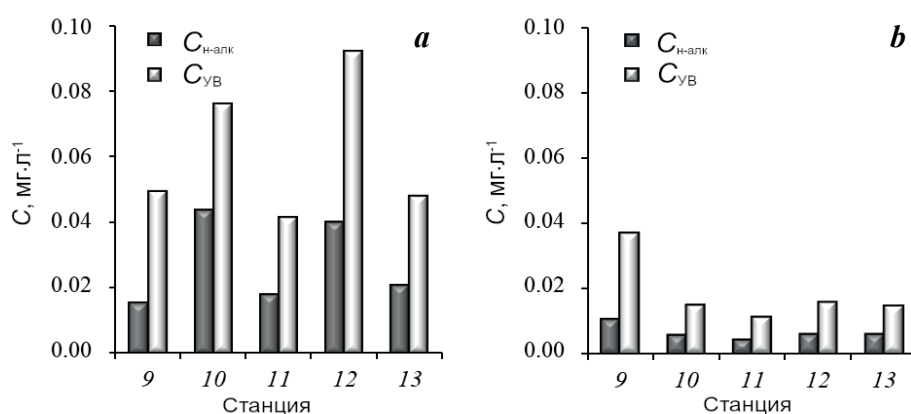
⁶⁾ Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения : приказ Минсельхоза РФ от 13.12.2016 № 552.

исследуемой реки находится в диапазоне 4.12–9.27 (среднее 6.45 мг·л⁻¹)⁵⁾. Полученные значения характерны для водоема и соответствуют целевому показателю (не менее 5 мг·л⁻¹).

Таким образом, исследованные показатели были типичными для р. Хамлуонг и находились в пределах, свидетельствующих о благополучном состоянии водоема в исследуемый сезон.

Содержание УВ в воде исследуемого рукава р. Меконг (р. Хамлуонг) колебалось в диапазоне 0.042 до 0.076 мг·л⁻¹ (среднее 0.061 ± 0.019 мг·л⁻¹) (рис. 3). Данные показатели являются достаточно высокими и превышают санитарные нормы (0.05 мг·л⁻¹) для рыбохозяйственных водоемов⁶⁾ или приближаются к данному значению. Поскольку исследуемая река используется как для рыбного промысла, так и для аквакультуры, данные показатели характеризуют ее неудовлетворительное состояние. Содержание н-алканов в воде составляло 0.015–0.043 мг·л⁻¹ (среднее 0.028 ± 0.012 мг·л⁻¹). Доля н-алканов от общего содержания УВ составляла от 31 до 57 % (среднее 44 ± 8 %). Пониженная доля н-алканов от УВ была на ст. 9, находящейся в районе впадения реки в море. В целом концентрации УВ и н-алканов изменялись синхронно ($R = 0.91$).

Содержание УВ во взвешенном веществе находилось в диапазоне 0.011–0.37 мг/л (среднее 0.019 ± 0.009 мг·л⁻¹) (рис. 3). Следует отметить рост содержания УВ во взвешенной фазе в районе ст. 9, по сравнению с участками реки, находящимися выше по течению. Данный факт, как отмечалось выше, может быть связан с переходом веществ из растворенного во взвешенное состояние при увеличении солёности воды в зоне смешения река – море [12]. Содержание УВ во взвеси коррелировало с ее общим количеством ($R = 0.78$), что говорит о существенном вкладе биологических процессов в формирование взвешенного вещества. Концентрация н-алканов была от 0.004 до 0.10 мг·л⁻¹ (среднее 0.006 ± 0.002 мг·л⁻¹), что составляло 28–41 % (среднее 36 ± 4 %) углеводородной смеси. Судя по небольшому среднеквадратичному



Р и с . 3 . Концентрации углеводородов (мг·л⁻¹) в воде (а) и взвешенном веществе (б) р. Хамлуонг (Вьетнам) во влажный сезон, 2022 г.

F i g . 3 . Hydrocarbon concentrations (mg·L⁻¹) in water (A) and suspended matter (B) of the Ham Luong River (Vietnam) during the wet season, 2022

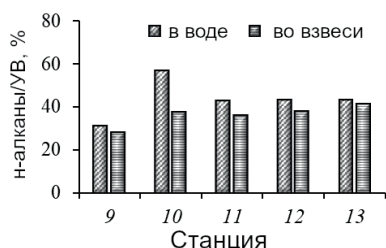


Рис. 4. Соотношение углеводородов и н-алканов (%) в воде и взвешенном веществе р. Хамлуонг (Вьетнам) во влажный сезон, 2022 г.

Fig. 4. Hydrocarbon and n-alkane ratio (%) in water and suspended matter of the Ham Luong River (Vietnam) during the wet season, 2022

отклонению, эта доля была достаточно постоянной, что может быть следствием единообразия источников поступления и механизмов преобразования УВ на различных станциях пробоотбора. Содержание УВ и н-алканов в смеси изменялось синхронно ($R = 0.98$). Как для воды, так и для взвеси доля н-алканов от УВ в районе впадения реки в море сокращалась (рис. 4).

На долю УВ, находящихся во взвешенном веществе, приходилось от 20 до 75 % (среднее 34 ± 21 %) УВ в воде в целом. То есть разброс значений был достаточно широким. Этот показатель для н-алканов колебался в пределах 13–68 % (среднее 29 ± 20 %), что также характеризует нестабильность данного показателя.

На всех станциях в нефилтрованной пробе воды были идентифицированы н-алканы от C_{17} до C_{32} . На ст. 11–13 также выявлено соединение C_{33} . В целом распределение н-алканов было равномерным, что может указывать на присутствие соединений нефтяного происхождения (рис. 5). При этом отмечен пик C_{17} , ассоциированный с планктонной продукцией [6]. Выделяется другая группа максимумов C_{26} – C_{29} . Нечетные соединения в этом диапазоне генетически связаны с наземной растительностью (C_{27} , C_{29}) [6]. Четные соединения (C_{26} , C_{28}), вероятно, связаны с бактериальным синтезом⁷⁾ [13], а также соответствуют наличию гумусовой примеси в органическом веществе и продукции макрофитов [14]. Учитывая, что пробоотбор осуществлялся в период муссонных дождей, нельзя исключить смыв гумусовых соединений с прилегающих территорий.

Во взвешенном веществе присутствовали н-алканы в диапазоне C_{17} – C_{32} . Соединения с большей молекулярной массой зафиксированы не были. На ст. 13 самым тяжелым гомологом был C_{30} , а на ст. 10 – C_{31} . Основной пик в составе н-алканов взвеси приходился на C_{17} (19–27 %), что обусловлено активной первичной продукцией [15, 16], которая интенсифицируется во влажный сезон за счет активного поступления биогенных соединений и высокого насыщения воды кислородом [16]. Вероятно, анализируемая взвесь содержала в своем составе значительное число фитопланктонных организмов. На ст. 9 и 10 второй пик приходится на C_{21} (13 и 16 %) также фитопланктонного генезиса. В целом график распределения н-алканов во взвеси был более сглаженным, чем график их распределения в воде, что может свидетельствовать о более глубокой степени трансформации органических веществ во взвешенном веществе. Таким образом, н-алканы, присутствующие во взвешенной фазе, имеют преимущественно автохтонную природу и связаны с фитопланктонной и бактериальной продукцией.

⁷⁾ Пошибаева А. Р. Биомасса бактерий как источник углеводородов нефти : автореферат дис. ... кандидата химических наук. Москва, 2015. 24 с.

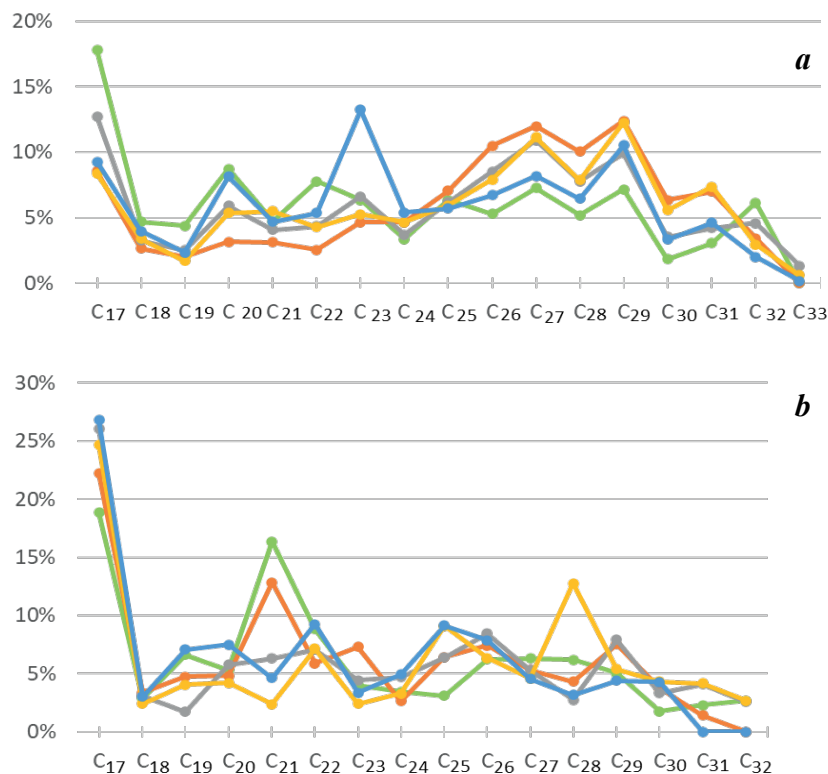


Рис. 5. Распределение *n*-алканов в воде (а) и во взвешенном веществе (б) р. Хамлуонг (Вьетнам) во влажный сезон, 2022 г.: ст. 9 (—), ст. 10 (—), ст. 11 (—), ст. 12 (—), ст. 13 (—)

Fig. 5. Distribution of *n*-alkanes in water (a) and suspended matter (b) of the Ham Luong River (Vietnam) during the wet season, 2022: St. 9 (—), St. 10 (—), St. 11 (—), St. 12 (—), St. 13 (—)

С целью идентификации потенциальных источников поступления УВ были рассчитаны отдельные маркеры генезиса органического вещества (таблица). Для воды индексы нечетности для высокомолекулярной области были примерно одинаковыми и немного превышали единицу, что может быть следствием наличия нефтяного загрязнения. Соотношение пристана и фитана также характеризовалось низкими значениями, что характерно для наличия нефти. Соотношение *n*-алкана C_{17} к пристану, C_{17}/Pr (таблица) характеризует наличие свежей нефти. При этом маркер $C_{18}/Ph \approx 1$ (таблица), что говорит о наличии как свежих, так и деградированных нефтепродуктов.

Известно, что для взвешенного вещества характерны значения $CPI \geq 1$ [6]. В настоящем исследовании для высокомолекулярной области данное соотношение было ниже единицы, что говорит о преобладании биогенных и трансформированных нефтяных УВ во взвешенной фазе вещества. Соотношение пристана к фитану Pr/Ph (таблица) характеризует наличие нефти, а C_{18}/Ph – преобладание ее биodeградированных компонентов.

Значения рассчитанных биогеохимических маркеров для воды и взвешенного вещества р. Хамлуонг (Вьетнам), 2022 г.

Calculated biogeochemical marker values for water and suspended matter of the Ham Luong River (Vietnam), 2022

Маркер / Marker	Вода / Water					Взвешенное вещество / Suspended matter				
	Номер станции / Station number									
	9	10	11	12	13	9	10	11	12	13
<i>CPI₂</i>	1.2	1.2	1.3	1.4	1.4	0.5	0.7	0.7	0.4	0.6
<i>Pr/Ph</i>	0.2	0.1	0.0	0.0	0.2	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1
<i>LWH/HWH</i>	0.9	0.3	0.5	0.5	0.4	1.4	1.2	1.0	0.8	1.4
<i>C₃₁/C₁₉</i>	0.7	3.5	1.7	4.3	2.0	0.3	0.3	2.3	1.0	0.0
<i>C₃₁/C₁₇</i>	0.2	0.8	0.3	0.9	0.5	0.1	0.1	0.2	0.2	0.0
<i>C₃₁/C₂₉</i>	0.4	0.6	0.4	0.6	0.4	0.5	0.2	0.5	0.8	0.0
<i>C₁₇/Pr</i>	21.0	49.2	103.4	43.8	19.5	5.7	25.1	64.0	24.3	30.2
<i>C₁₈/Ph</i>	0.9	0.9	1.0	0.7	1.0	0.3	0.6	0.4	0.3	0.5

Таким образом, наблюдается ситуация, когда в воде содержится и свежая и деградированная нефть, а во взвешенном веществе преобладают биodeградированные соединения нефтяной природы. Известно, что в процессе седиментации нефтяные компоненты активно разлагаются [17], что и является причиной наличия трансформированных соединений во взвешенной фазе. В теплых водах р. Хамлуонг закономерно ожидать активных процессов биодеградации привнесенных органических соединений. В отдельных случаях даже в арктических районах океана, несмотря на низкие температуры, трансформация антропогенных углеводов происходит настолько быстро, что в воде и донных отложениях в основном доминируют природные соединения [18].

Маркеры, позволяющие дифференцировать автохтонные и аллохтонные соединения (*C₃₁/C₁₇*, *C₃₁/C₁₉*), указывают на преобладание в воде соединений, поступающих с суши. Во взвеси, судя по значениям маркеров, аллохтонные соединения имеют подчиненное значение, что связывает взвешенное вещество с продукционно-деструкционными процессами в русле реки. Соотношение *LWH/HWH* (таблица) для воды соответствует преобладанию терригенных УВ [18]. В случае со взвешенным веществом этот маркер имеет высокие значения, что иногда может быть признаком свежего поступления нефти. Основной вклад в сумму низкомолекулярных гомологов в данном случае вносят *C₁₇* и *C₂₁*, доля которых в разы превышает удельный вес остальных n-алканов. Поэтому можно говорить о преобладании автохтонных соединений, что свидетельствует об активных продукционных процессах в водоеме.

УВ в воде имеют смешанное происхождение и содержат как биогенные компоненты автохтонного и аллохтонного происхождения, так и следы нефтяного загрязнения. Во взвешенном веществе наряду с биогенными соединениями отмечаются также биodeградированные соединения нефтяной

природы. Органические соединения как аллохтонного, так и нефтяного происхождения поступают с водосборных территорий р. Хамлуонг (что особенно выражено во влажный сезон), а также с поверхности реки. В дальнейшем при переходе во взвешенное состояние эти соединения претерпевают биотрансформацию. В результате состав n-алканов в пробах взвешенного вещества и интегральных пробах воды существенно различается. Данный процесс идет активно, в том числе из-за высокой температуры воды, характерной для тропического региона. На активные биологические процессы в водах реки также указывает несколько сниженное относительно равновесных концентраций содержание кислорода, который, вероятно, интенсивно расходуется на процессы окисления органических соединений.

Заключение

Значения отдельных физико-химических показателей водной среды (рН, O₂, соленость, температура, концентрация взвешенного вещества) являются характерными для р. Хамлуонг и находились в пределах, свидетельствующих о благополучном состоянии водоема в исследуемый сезон.

Содержание УВ в воде исследуемого рукава Меконга (р. Хамлуонг) колебалось в диапазоне 0.042 до 0.076 мг·л⁻¹, в среднем составляя 0.061 ± 0.019 мг·л⁻¹. Данные показатели являются достаточно высокими и превышают санитарные нормы (0.05 мг·л⁻¹) для рыбохозяйственных водоемов или приближаются к данному значению.

Содержание УВ во взвешенном веществе находилось в диапазоне 0.011–0.37 мг·л⁻¹, в среднем 0.019 ± 0.009 мг·л⁻¹. Отмечен рост содержания УВ во взвешенной фазе в районе впадения реки в море, по сравнению с участками реки, находящимися выше по течению.

УВ в воде имеют смешанное происхождение и содержат в своем составе как биогенные компоненты автохтонного и аллохтонного происхождения, так и следы нефтяного загрязнения. Во взвешенном веществе наряду с биогенными соединениями отмечаются также биodeградированные соединения нефтяной природы. В результате активного смыва с водосборного бассейна р. Хамлуонг (что особенно выражено во влажный сезон) и с поверхности реки органические соединения различного происхождения при переходе во взвешенное состояние претерпевают значительную биотрансформацию. В результате состав n-алканов в пробах взвешенного вещества и в интегральных пробах воды существенно различается.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экология внутренних вод Вьетнама / под ред. Д. С. Павлова, Д. Д. Зворыкина. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2014. 435 с. doi:10.13140/2.1.5079.6325
2. *Динь Нгуен Ан* Экологическая безопасность морской среды во Вьетнаме: современные проблемы и вызовы // Независимый Вьетнам: национальные интересы и ценности. Москва : ИДВ РАН, 2021. № 1. С. 149–162. doi:10.24412/cl-36362-2021-1-149-162

3. Хемозекологический мониторинг состояния вод в реке Хамлуонг в отношении тяжелых металлов и металлоидов (дельта реки Меконг, Вьетнам) / Н. Н. Терещенко [и др.] // *Фундаментальные и прикладные аспекты геологии, геофизики и геоэкологии с использованием современных информационных технологий : материалы VII Международной научно-практической конференции*, г. Майкоп, 15–19 мая 2023 г. Майкоп : ИП Кучеренко В.О., 2023. С. 214–221.
4. *Рижинашвили А. Л.* Показатели содержания органических веществ и компоненты карбонатной системы в природных водах в условиях интенсивного антропогенного воздействия // *Вестник Санкт-Петербургского университета. Физика и химия*. 2008. № 4. С. 90–101. EDN KVXWMV.
5. *Пономарев А. Я.* Растворенный кислород как важнейший биогидрохимический показатель качества воды // *Научный альманах*. 2015. № 12-2. С. 146–148. EDN VKMDWB. doi:10.17117/na.2015.12.02.146
6. *Немировская И. А.* Нефть в океане (загрязнение и природные потоки). Москва : *Научный мир*, 2013. 432 с. URL: https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_1917147 (дата обращения: 23.07.2023).
7. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China / X. C. Wang [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. 2006. Vol. 52. P. 129–138. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.08.010
8. *Prati L., Pavanello R., Pesarin F.* Assessment of surface water quality by a single index of pollution // *Water Research*. 1971. Vol. 5, iss. 9. P. 741–751. doi:10.1016/0043-1354(71)90097-2
9. Water quality assessment of streams and wetlands in a fast growing East African city / N. De Troyer [et al.] // *Water*. 2016. Vol. 8, iss. 4. 123. doi:10.3390/w8040123
10. *Лисицын А. П.* Маргинальный фильтр океанов // *Океанология*. 1994. Т. 34, № 5. С. 735–747. EDN YJGOHJ.
11. Water Quality Degradation in the Lower Mekong Basin / R. Sor [et al.] // *Water*. 2021. Vol. 13, iss. 11. 1555. doi:10.3390/w13111555
12. *Немировская И. А.* Углеводороды в океане (снег-лед-вода-взвесь-донные осадки). Москва : *Научный мир*, 2004. 328 с. URL: https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_65015 (дата обращения: 23.07.2023).
13. Ауторегуляция стрессового ответа микроорганизмов / Ю. А. Николаев [и др.] // *Микробиология*. 2006. Т. 75, № 4. С. 489–496. EDN OPCXJV.
14. Система Баренцева моря / Под ред. А. П. Лисицына. Москва : ГЕОС, 2021. 672 с.
15. *Ташлыкова Н. А., Куклин А. П., Базарова Б. Б.* Первичная продукция фитопланктона, эпифитных водорослей и высших водных растений в протоках дельты реки Селенги // *Вестник КрасГАУ*. 2009. № 9. С. 106–111. EDN KYFJHT.
16. *Yáñez-Arancibia A., Day J.* Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico // *Oceanologica Acta*. 1982. Vol. 5, iss. 4. P. 431–440.
17. *Немировская И. А., Коченкова А. И., Храмова А. В.* Углеводороды на геохимическом барьере Северная Двина – Белое море // *Водные ресурсы*. 2020. Т. 47, № 3. С. 281–290. EDN RZVOPO. doi:10.31857/S0321059620030153
18. *Немировская И. А.* Нефть в пограничных областях арктических морей // *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. 2017. Т. 28, № 1. С. 41–55. EDN ZGSVOZ. doi:10.21513/0207-2564-2017-1-41-32

Поступила 01.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 04.06.2023 г.; принята к публикации 28.06.2023 г.; опубликована 25.09.2023 г.

Об авторах:

Соловьёва Ольга Викторовна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-1283-4593**, **Scopus Author ID: 57208499211**, **ResearcherID: X-4793-2019**, *kozl_ya_oly@mail.ru*

Тихонова Елена Андреевна, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2); кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-9137-087X**, **Scopus Author ID: 57208495804**, **ResearcherID: X-8524-2019**, *tihonoval@mail.ru*

Ткаченко Юлия Сергеевна, младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН» (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2); **ORCID ID: 0009-0001-1752-1043**, *yulechkatkachenko.90@mail.ru*

Нгуен Чонг Хиеп, заведующий лабораторией, Южное отделение Совместного Российско-Вьетнамского Тропического научно-исследовательского и технологического центра (740500, Вьетнам, Хошимин, ул. 3/2, район 10, 3), кандидат химических наук, *hiepnguyen@vrtc.org.vn*

Заявленный вклад авторов:

Соловьёва Ольга Викторовна – постановка задачи, анализ полученных результатов, обсуждение результатов, написание статьи

Тихонова Елена Андреевна – литературный обзор, расчет биогеохимических индексов, обсуждение результатов

Ткаченко Юлия Сергеевна – подготовка образцов к определению в них углеводов, оформление статьи

Нгуен Чонг Хиеп – участие в пробоотборе, измерение физико-химических параметров воды

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Морской гидрофизический институт РАН

Подписку на очередные номера журнала «Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон моря» можно оформить по Интернет каталогу «Пресса по подписке» (индекс 93635).

Адрес редакции:

299011, Севастополь, ул. Капитанская, д. 2

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр «Морской гидрофизический институт
РАН» Тел.: +7 (8692) 54-01-80, 54-57-16

Сайт журнала «Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон
моря»: <http://ecological-safety.ru>

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

Ответственный за номер В. А. Дулов

Редакторы: Н. А. Конопляникова, Н. Б. Мороз

Компьютерная верстка: Т. В. Хмара

Перевод: Н. А. Конопляникова

Информационная поддержка сайта журнала: А. О. Конопляников

Дизайн обложки: О. В. Домнина

Подписано в печать 29.08.2023 г. Дата выхода в свет 26.09.2023 г. Формат 70 × 108¹/₁₆.

Цифровая печать. Усл. печ. л. 6,4. Усл. кр.-отг. 7,0. Уч.-изд. л. 6,85.

Бумага офсетная. Тираж 100 экз. Цена свободная.

Отпечатано в типографии ИП Копыльцов Павел Иванович. ИНН 366411965235
394052, Российская Федерация, г. Воронеж, ул. Маршала Неделина, дом 27, кв. 56