
№ 4

Октябрь – Декабрь

2023

Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря



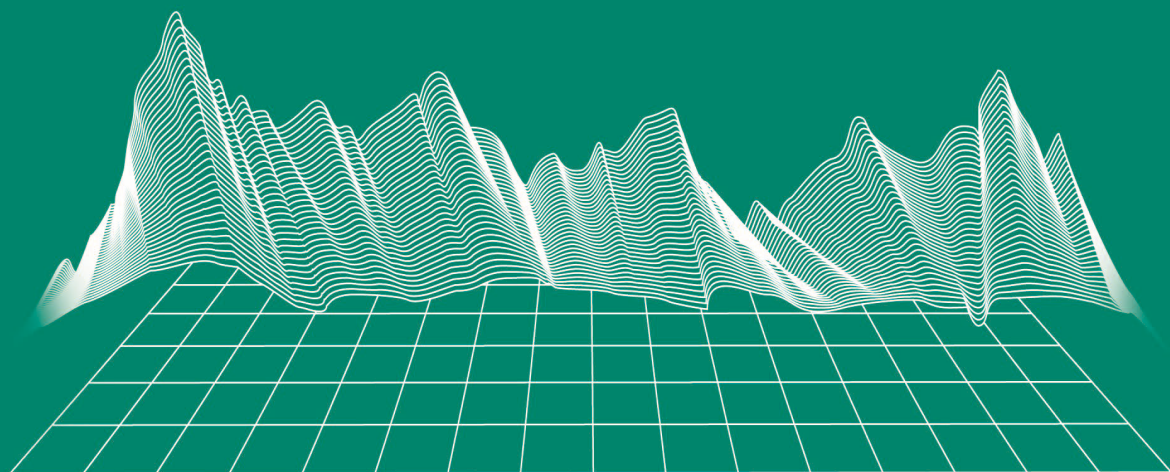
Ecological Safety of Coastal
and Shelf Zones of Sea

No. 4

October – December

2023

ecological-safety.ru



№ 4, 2023

Октябрь – Декабрь

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), Scopus.

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. 4, 2023
October – December

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 «ИнБЮМ 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 Ардальонович** – 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 ИнБЮМ 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. Шишова РАН, главный научный сотрудник, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-5527-5234 (Москва, Россия)
- Коновалов Сергей Карпович** – директор ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, д. г. н., ORCID ID: 0000-0002-5200-8448 (Севастополь, Россия)
- Коротаяев Геннадий Константинович** – научный руководитель ФГБУН ФИЦ МГИ, член-корреспондент РАН, профессор, д. ф.-м. н., ResearcherID: K-3408-2017 (Севастополь, Россия)
- Кубряков Арсений Александрович** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ МГИ, зав. лабораторией инновационных методов и средств океанологических исследований, к. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0003-3561-5913 (Севастополь, Россия)
- Кузнецов Александр Сергеевич** – ведущий научный сотрудник, заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, к. т. н., ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Севастополь, Россия)
- Ли Михаил Ен Гон** – заведующий отделом ФГБУН ФИЦ МГИ, профессор, д. ф.-м. н., ORCID ID: 0000-0002-2292-1877 (Севастополь, Россия)
- Макаревич Павел Робертович** – главный научный сотрудник ММБИ КНЦ РАН, д. б. н., ORCID ID: 0000-0002-7581-862X, ResearcherID: F-8521-2016, Scopus Author ID: 6603137602 (Мурманск, Россия)
- Малахова Людмила Васильевна** – ведущий научный сотрудник ФГБУН ФИЦ ИнБЮМ им. А.О. Ковалевского РАН, к. б. н., ResearcherID: E-9401-2016, ORCID ID: 0000-0001-8810-7264 (Севастополь, Россия)
- Матишов Геннадий Григорьевич** – заместитель академика-секретаря Отделения наук о Земле РАН – руководитель Секции океанологии, физики атмосферы и географии, научный руководитель ФГБУН ФИЦ ЮНЦ РАН, научный руководитель ФГБУН ММБИ КНЦ РАН, академик РАН, 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 ИнБЮМ 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. Zatepin** – 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)
- 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)
- Arseniy A. Kubryakov** – Leading Research Associate, Head of the Laboratory of innovative methods and means of oceanological research, Ph.D. (Phys.-Math.), ORCID ID: 0000-0003-3561-5913, (Sevastopol, Russia)
- Alexander S. Kuznetsov** – Leading Research Associate, Head of Department of FSBSI FRC MHI, Ph.D. (Tech.), ORCID ID: 0000-0002-5690-5349 (Sevastopol, Russia)
- Michael E. Lee** – 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: 0000-0002-8438-2602 (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)

<i>Морозов А. Н., Маньковская Е. В.</i> Пространственно-временная изменчивость гидрофизических параметров вод северной части Черного моря по данным измерений 2021 года.....	6
<i>Крыленко В. В., Крыленко М. В., Крыленко Д. В.</i> Палеолитодинамические предпосылки накопления материала современного аккумулятивного тела Анапской пересыпи (Кавказское побережье Черного моря)	19
<i>Гуров К. И.</i> Гранулометрический состав наносов береговой зоны бухты Коктебель (Крым)	34
<i>Долотов В. В., Удовик В. Ф.</i> Программный инструмент оперативной подготовки данных для оценки структуры вдольбереговых потоков наносов в прибрежной зоне моря.....	46
<i>Чикин А. Л., Клещенков А. В., Чикина Л. Г.</i> Моделирование проникновения соленых вод в основные рукава дельты Дона в зависимости от ветровой ситуации.....	56
<i>Вялова О. Ю.</i> Метаболический отклик культивируемых двустворчатых моллюсков на закисление Черного моря	73
<i>Филиппова Т. А., Васечкина Е. Ф.</i> Имитационная модель роста устрицы <i>Ostrea edulis</i> L. в условиях культивирования.....	87
<i>Мезенцева И. В., Совга Е. Е., Хмара Т. В.</i> Самоочистительная способность экосистем Севастопольской бухты в отношении неорганических форм азота и фосфора в период с 2012 по 2020 год	101
<i>Малахова Л. В., Карпова Е. П., Белогурова Р. Е., Губанов В. В., Прокопов Г. А., Чеснокова И. И., Куршаков С. В., Статкевич С. В., Шавриев Д. Г., Овечко С. В.</i> Хлорорганические ксенобиотики в экосистеме реки Салгир: содержание, распределение, экологический риск.....	116
<i>Ясакова О. Н., Зуйков О. Т., Окологдов Ю. Б.</i> Эффективность применения систем обработки балластных вод на судах, заходящих в морской порт Новороссийск, Черное море.....	134

CONTENTS

№ 4. 2023

October – December, 2023

<i>Morozov A. N., Mankovskaya E. V.</i> Spatial and Temporal Variability of Hydrophysical Parameters of the Northern Black Sea Waters from 2021 Measurements	6
<i>Krylenko V. V., Krylenko M. V., Krylenko D. V.</i> Material Accumulation in the Modern Accumulative Body of the Anapa Barrier Beach (Caucasian Coast of the Black Sea): Paleolithodynamic Prerequisites.....	19
<i>Gurov K. I.</i> Granulometric Composition of Sediments in the Coastal Zone of Koktebel Bay (Crimea)	34
<i>Dolotov V. V., Udovik V. F.</i> A Software Tool for Operative Data Preparation for Assessing the Structure of Longshore Sediment Flows in the Coastal Zone of the Sea	46
<i>Chikin A. L., Kleshchenkov A. V., Chikina L. G.</i> Modelling Salt Water Intrusion into Main Branches of the Don Delta depending on Wind Situation	56
<i>Vialova O. Yu.</i> Metabolic Response of Cultivated Bivalve Mollusks to Acidification in the Black Sea	73
<i>Filippova T. A., Vasechkina E. F.</i> A Simulation Growth Model for the Cultured Oyster <i>Ostrea edulis</i> L.....	87
<i>Mezentseva I. V., Sovga E. E., Khmara T. V.</i> Self-Purification Capacity of Sevastopol Bay Ecosystems in Relation to Inorganic Forms of Nitrogen and Phosphorus from 2012 to 2020	101
<i>Malakhova L. V., Karpova E. P., Belogurova R. E., Gubanov V. V., Prokopov G. A., Chesnokova I. I., Kurshakov S. V., Statkevich S. V., Shavriev D. G., Ovechko S. V.</i> Organochlorine Xenobiotics in the Salgir River Ecosystem: Content, Distribution, Ecological Risk	116
<i>Yasakova O. N., Zuykov O. T., Okolodkov Y. B.</i> Efficacy of Ballast Water Treatment Systems Installed Onboard Ships Entering the Seaport of Novorossiysk, the Black Sea.....	134

Пространственно-временная изменчивость гидрофизических параметров вод северной части Черного моря по данным измерений 2021 года

А. Н. Морозов *, Е. В. Маньковская

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

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

Аннотация

На основе результатов измерения профилей солёности, температуры и скорости течения в трех экспедициях НИС «Профессор Водяницкий» (22 апреля – 08 мая, 29 июня – 10 июля, 03–19 сентября 2021 г.) в центральном секторе северной части Черного моря (31°–37° в. д., 43°–45° с. ш.) исследованы особенности пространственного распределения гидрофизических параметров в различные сезоны 2021 г. и проведено сопоставление с данными предыдущих экспедиционных исследований 2016–2019 гг. Проанализированы горизонтальные распределения течений в весенней, летней и осенней экспедициях 2021 г. Рассмотрены осредненные профили скорости течений, плотности, температуры, частоты плавучести, кинетической энергии. Вертикальная структура температуры воды отражает сохраняющуюся тенденцию к потеплению ядра холодного промежуточного слоя, выявленную ранее по данным 2016–2019 гг. По данным всех измерений 2016–2021 гг., вертикальные профили кинетической энергии показывают уменьшение значений в верхнем слое моря в летний период и возрастание в весенний, осенний и зимний сезоны года. Профили могут быть аппроксимированы линейными зависимостями, которые пересекают нулевое значение при плотности 16.75 кг/м³. Сезонная изменчивость средней кинетической энергии прослеживается до глубины залегания именно этой изопикны.

Ключевые слова: Черное море, скорость течения, плотность, температура, частота плавучести, кинетическая энергия, холодный промежуточный слой

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по темам № FNNN-2021-0003 «Оперативная океанология», № FNNN-2021-0005 «Прибрежные исследования»; данные получены в 116, 117 и 119-м рейсах НИС «Профессор Водяницкий» (Центр коллективного пользования «НИС Профессор Водяницкий» Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН»).

Для цитирования: Морозов А. Н., Маньковская Е. В. Пространственно-временная изменчивость гидрофизических параметров вод северной части Черного моря по данным измерений 2021 года // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 6–18. EDN QEZCBF.

© Морозов А. Н., Маньковская Е. 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

Spatial and Temporal Variability of Hydrophysical Parameters of the Northern Black Sea Waters from 2021 Measurements

A. N. Morozov *, E. V. Mankovskaya

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

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

Abstract

The paper uses the results of measurements of salinity, temperature and current velocity profiles in three expeditions of the R/V *Professor Vodyanitsky* (22 April – 08 May, 29 June – 10 July, 03–19 September 2021) in the central sector of the northern Black Sea (31°–37° E, 43°–45° N) to study features of the spatial distribution of hydrophysical parameters in various seasons of 2021 and to compare them with the data of previous expedition studies in 2016–2019. The horizontal distributions of currents in the spring, summer and autumn expeditions of 2021 were analysed. The averaged profiles of current velocity, density, temperature, buoyancy frequency, and kinetic energy were considered. The vertical structure of water temperature reflects the persistent warming trend of the cold intermediate layer core derived earlier from the 2016–2019 data. Based on all 2016–2021 measurements, the vertical profiles of kinetic energy show decreasing values in the upper sea layer in summer and increasing values in spring, autumn and winter seasons of the year. The profiles can be approximated by linear relationships that cross zero at a density of 16.75 kg/m³. The seasonal variability of the average kinetic energy is traceable to the depth of occurrence of this particular isopycnic.

Keywords: Black Sea, current velocity, density, temperature, buoyancy frequency, kinetic energy, cold intermediate layer

Acknowledgements: The work was performed under state assignment of MHI RAS on topics no. FNNN-2021-0003 “Operational oceanology”, no. FNNN-2021-0005 “Coastal research”; the data were obtained during the 116th, 117th and 119th cruises of the R/V *Professor Vodyanitskiy* (the core facility R/V *Professor Vodyanitskiy* of A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS).

For citation: Morozov, A.N. and Mankovskaya, E.V., 2023. Spatial and Temporal Variability of Hydrophysical Parameters of the Northern Black Sea Waters from 2021 Measurements. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 6–18.

Введение

Морской гидрофизический институт начиная с 2016 г. ежегодно выполняет экспедиционные исследования в центральном секторе северной части Черного моря на НИС «Профессор Водяницкий». В ходе рейсов на гидрологических станциях традиционно проводятся CTD-зондирования (проводимость, температура, глубина) и измерения профилей скорости течения с использованием погружаемого акустического доплеровского профилометра течений (LADCP) [1, 2]. Совместный анализ CTD- и LADCP-данных позволяет получить осредненные характеристики термохалинной структуры и динамики вод, а также оценить их пространственно-временную изменчивость [3–7].

Исследование особенностей динамики вод Черного моря остается в настоящее время актуальной задачей. *LADCP*-измерения позволяют более детально и подробно изучать закономерности изменчивости течений в широком диапазоне пространственно-временных масштабов. Получаемые при этом эмпирические параметры горизонтальной и вертикальной структуры поля скорости течений могут быть использованы для тестирования результатов численного моделирования динамики вод, интерпретации данных дистанционного зондирования, оценки различных обменных процессов.

Вертикальная термохалинная структура вод Черного моря также является предметом постоянного мониторинга и изучения. В последние десятилетия наблюдаются значительные изменения, например в виде тренда снижения солености в поверхностном слое и повышения ее в пикноклине [8] или тенденции к потеплению ядра холодного промежуточного слоя (ХПС) [9–13]. На современном этапе, по натурным данным, в Черном море воды с температурами ниже 8 °С (классическая граница ХПС) встречаются все реже. Данные буев *Argo* также показывают, что объем холодных вод в ХПС уменьшился, нижняя граница слоя поднялась выше, а сам слой может вообще исчезнуть [14]. Одной из причин этого являются климатические изменения температуры воздуха (ее повышение) в зимний сезон, с чем непосредственно связано зимнее конвективно-турбулентное выхолаживание вод верхнего слоя моря и обновление вод ХПС.

В настоящей статье представлены и обсуждаются результаты *CTD*-и *LADCP*-измерений, полученные в трех экспедициях 2021 г. по Черному морю. Рассмотрены осредненные профили скорости течения, плотности, температуры, частоты плавучести, кинетической энергии. Цель работы – исследовать особенности пространственного распределения гидрофизических параметров в различные сезоны 2021 г. и сопоставить их с данными предыдущих экспедиционных исследований 2016–2019 гг.

Данные, приборы и методы

Использованы данные экспедиций 2021 г. на НИС «Профессор Водяницкий» в центральном секторе северной части Черного моря (31°–37° в. д., 43°–45° с. ш.):

- 1) 22 апреля – 08 мая (116-й рейс);
- 2) 29 июня – 10 июля (117-й рейс);
- 3) 03–19 сентября (119-й рейс).

CTD-измерения выполнялись с использованием зондирующего комплекса *IDRONAUT OCEAN SEVEN 320PlusM*, результаты интерполировались на сетку с шагом 1 м. В соответствии с описанием приборов измерения температуры и солености имеют начальную точность 10^{-3} °С и 10^{-3} ЕПС.

Измерения профиля скорости течения производились с использованием *LADCP* на основе *Workhorse Monitor WHM300* производства *RDI* (рабочая частота 300 кГц, номинальный диапазон 120 м, разрешающая способность 4 м). Параметры работы прибора устанавливались следующие: опция *LADCP* включена в режиме *broad-band* – высокое разрешение/короткая дистанция (*high resolution/low range*); дискретность по времени 1 с, по глубине 4 м. Во время выполнения станций судно находилось в дрейфе, скорость которого

определялась с использованием судового навигационного комплекса (*GPS*) и учитывалась при обработке первичных данных.

На глубокой воде (более 200 м) измерения выполнялись до горизонтов 160–180 м. Последовательность выполнения измерений включала выдержку прибора у поверхности моря на глубине ~ 3 м в течение 5 мин, дальнейшее его погружение со скоростью 0.5 м/с до глубины зондирования, выдержку на этом горизонте в течение 5 мин и последующий подъем на поверхность со скоростью 0.5 м/с. Измеренные профили скорости течения начинались с 10-метровой глубины. Погрешность измерения скорости течения составляет ~ 3 см/с для единичного импульса.

В прибрежных районах (глубина моря до 100 м) измерения выполнялись в режиме выдержки прибора у борта судна в течение 5 мин, влияние корпуса судна на магнитный компас компенсировалось на основе сопоставления *Bottom Track* и *GPS*-данных.

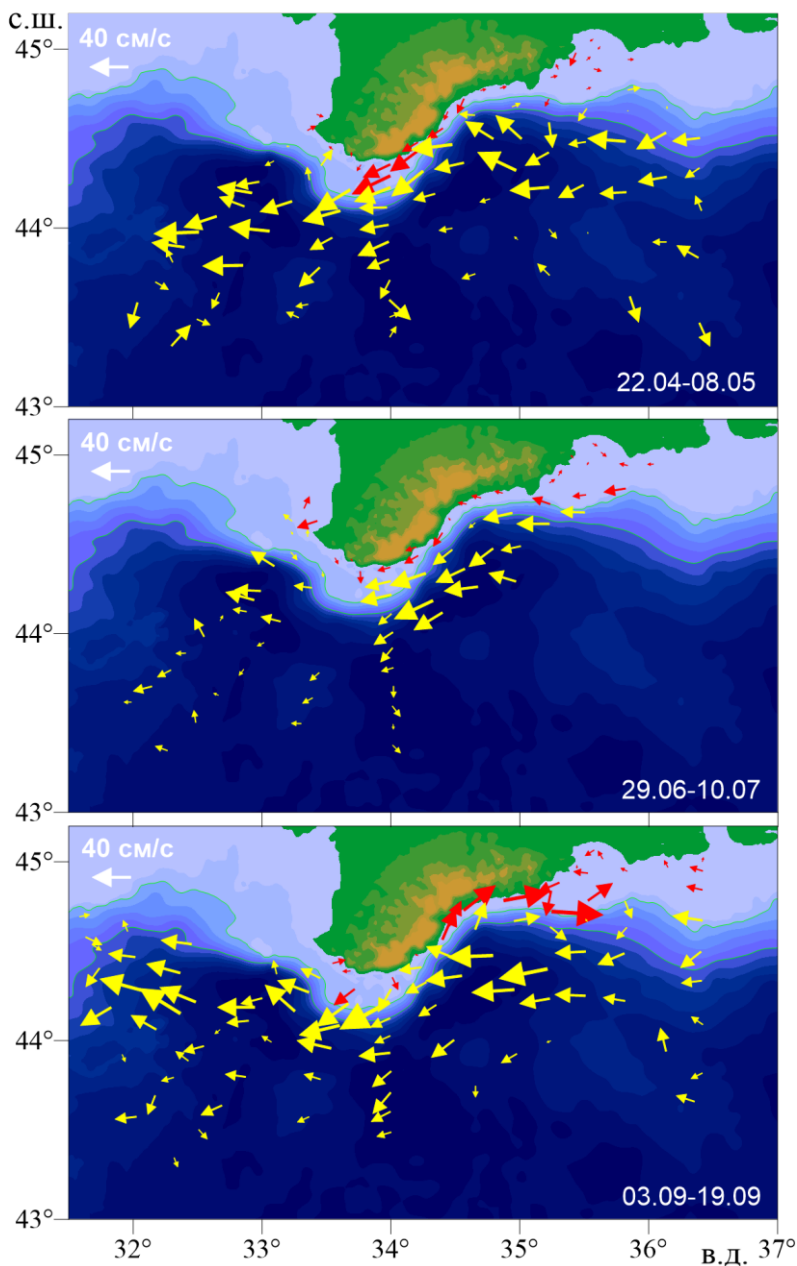
Обработка *LADCP*-данных выполнялась с помощью программы *LDEO Software* версии IX.12. Программа адаптирована для условий проведения измерений в Черном море, она позволяет рассчитать вертикальные профили скорости течения на глубоководных станциях в слое от ~ 30 м до глубины выполнения зондирования. На мелководных станциях (глубины до ~ 90 м) профиль скорости течения рассчитывается по данным выдержки *ADCP* у борта судна с помощью специализированного программного обеспечения, учитывающего влияние корпуса судна на показания компаса прибора [15].

При дальнейшей обработке данных для получения средних профилей гидрофизических параметров применялось изопикническое осреднение по ансамблю станций каждой из экспедиций. Это обусловлено необходимостью компенсации куполообразной формы изопикнических поверхностей, вызванной циклоническим характером крупномасштабной циркуляции вод Черного моря [16].

Результаты измерений и их обсуждение

Натурные данные получены в разные сезоны: весной, летом и осенью 2021 г. На рис. 1 приведены векторы скорости течения, осредненные в слое 10–30 м. Гидрологические станции довольно равномерно (за исключением летней съемки) располагаются в области Основного Черноморского течения (ОЧТ) и вне его ближе к центру моря. Во всех распределениях хорошо выражен циклонический характер крупномасштабной циркуляции вод моря, преобладает западное направление течений. Скорость и интенсивность потока ОЧТ велика весной, затем уменьшается в летний период и снова возрастает осенью. Во всех экспедициях отмечается увеличение скорости течений в районе свала глубин у южной оконечности Крымского полуострова (мыс Кикенеиз): здесь ОЧТ интенсифицируется. Следует отметить, что основная струя ОЧТ во всех распределениях не прижата к континентальному склону Крымского полуострова, а отклонена на юго-запад.

В весенней экспедиции в восточной части полигона горизонтальное распределение течений выявляет антициклонический мезомасштабный вихрь (Крымский антициклон) с характерным масштабом ~ 40 км. Измерения на гидрологических станциях, попадающих в зону вихря, выполнены 05.05.2021.

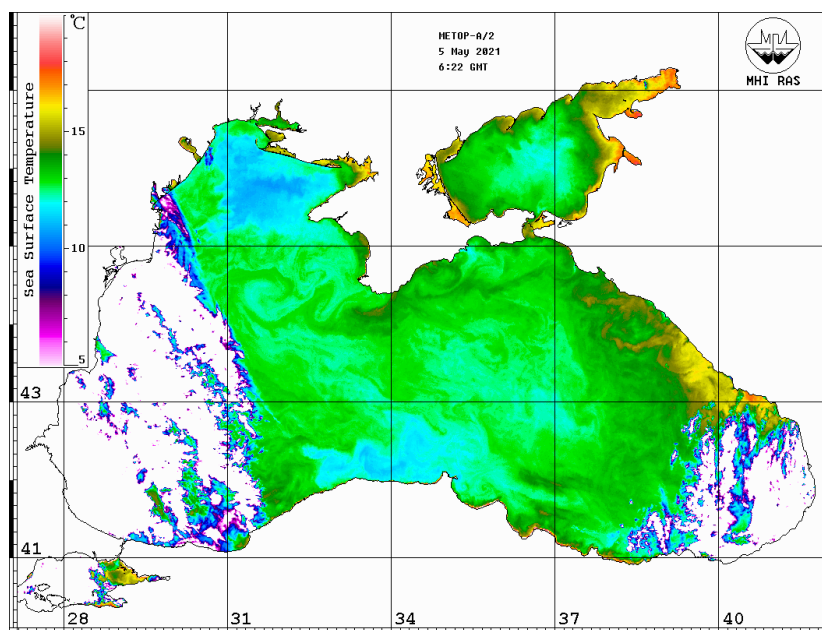


Р и с. 1. Векторы скорости течения, осредненные в слое 10–30 м (красные стрелки – мелководные станции (< 100 м), желтые стрелки – глубоководные станции (> 100 м); начало стрелки – местоположение станции)

Fig. 1. Current velocity vectors averaged in the 10–30 m layer (red arrows are shallow-water stations (< 100 m), yellow arrows are deep-water stations (> 100 m); the arrow point denotes the station location)

Его наличие также подтверждают данные дистанционного зондирования температуры поверхности моря за 05.05.2021 (рис. 2), в которых наблюдается вихревое антициклоническое образование.

В осенней экспедиции на фоне интенсивного потока ОЧТ (30–40 см/с) в прибрежно-шельфовой зоне наблюдается направленное в противоположную сторону мощное вдольбереговое течение у Южного берега Крыма со значениями скорости до 40 см/с. При этом направление течения, противоположное ОЧТ, сохраняется во всей толще вод на станциях с максимальными значениями скорости течения. По оценкам авторов работ [17–20], у Южного берега Крыма вдольбереговой поток, направленный на восток – северо-восток (против ОЧТ), составляет 10–12 % в бимодальном распределении повторяемости направления прибрежных течений. Основной причиной появления таких «противотечений» считается образование прибрежных антициклонических вихрей при взаимодействии потока ОЧТ с берегом [20–24], а также воздействие локальных ветровых условий [25]. В недавней работе [26] систематизированы результаты натурных исследований региональных особенностей циркуляции прибрежных вод, полученные ранее в различных районах Черного моря. Рассмотрены также характеристики, условия и продолжительность существования бимодальной структуры направлений прибрежного течения у Южного побережья Крыма.

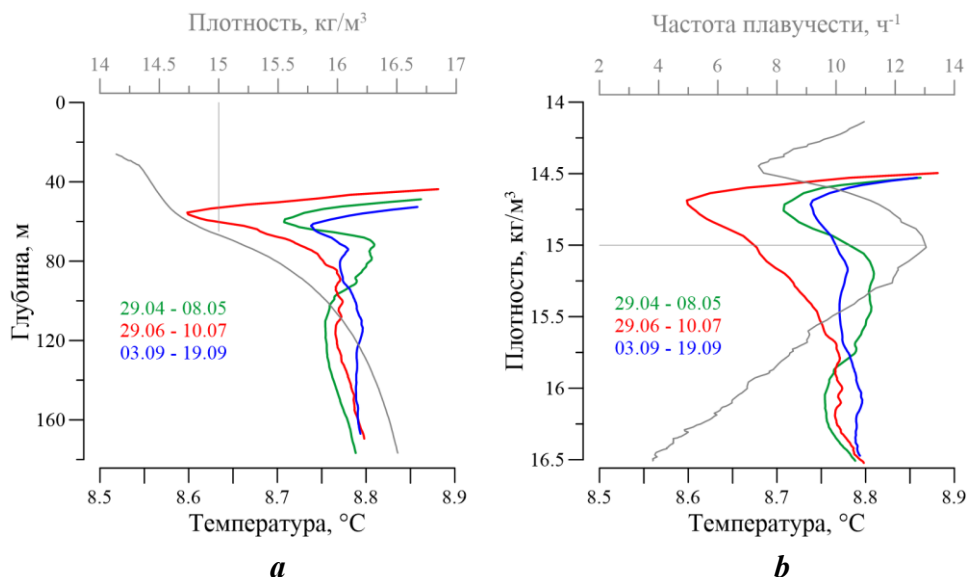


Р и с. 2. Температура поверхности моря 05.05.2021 по данным *METOP-A/2*

F i g. 2. Sea surface temperature on 5 May 2021 from *METOP-A/2* data

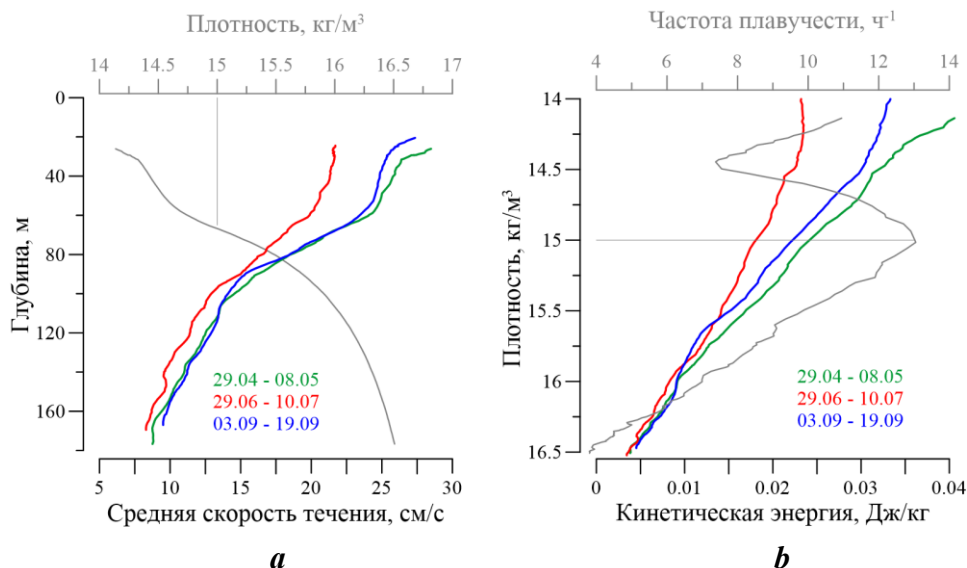
На рис. 3 для трех экспедиций показана осредненная по изопикнам вертикальная структура температуры воды на фоне среднего профиля плотности и частоты плавучести. Ниже верхнего однородного поверхностного слоя наблюдается локальный минимум частоты плавучести при значении потенциальной плотности $\sim 14.5 \text{ кг/м}^3$, максимум – в окрестности 15.0 кг/м^3 . Минимальные значения температуры наблюдаются при потенциальной плотности $14.7\text{--}14.8 \text{ кг/м}^3$: 8.68°C – в мае, 8.65°C – в июле, 8.71°C – в сентябре. Ранее нами было показано, что ХПС по данным контактных измерений в этом же районе моря имеет тенденцию к потеплению [5], и был предложен критерий границы ХПС в виде температуры 8.6°C . Однако, по обсуждаемым данным экспедиций 2021 г., он не подходит. Можно рассматривать только границу 8.8°C .

Среднеквадратический профиль модуля скорости течения во все сезоны показывает ее убывание с глубиной (рис. 4, а). При этом в диапазоне глубин $30\text{--}100 \text{ м}$ значения модуля скорости течения весной и осенью выше, чем летом, когда крупномасштабная циркуляция моря ослабевает и сформирован сезонный термоклин. До значения плотности 14.5 кг/м^3 , соответствующего минимуму частоты плавучести, скорости течения изменяются слабо. В слое глубин $40\text{--}100 \text{ м}$ (диапазон значений плотности $14.5 \dots 16.0 \text{ кг/м}^3$) наблюдается резкое (почти двукратное) уменьшение модуля скорости течения, которое вызвано переходом части кинетической энергии в потенциальную энергию, определяемую отклонением изопикнических поверхностей от горизонтального положения.



Р и с. 3. Вертикальные профили температуры, изопикнически осредненные по набору станций экспедиций 2021 г., совместно с распределением плотности (а) и частоты плавучести (b). Шкала температуры ограничена сверху значением 8.9°C

Fig. 3. Temperature vertical profiles isopiknically averaged over the set of 2021 expedition stations, together with the density distribution (a) and buoyancy frequency (b). The temperature scale is limited above by the value of 8.9°C

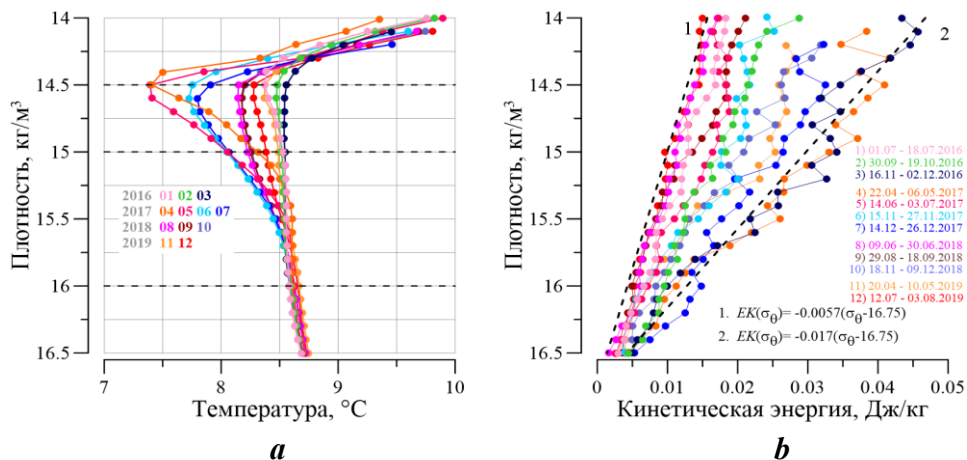


Р и с. 4. Вертикальные профили скорости течения и плотности (а), кинетической энергии и частоты плавучести (b), изопикнически осредненные по набору станций экспедиций 2021 г.

F i g. 4. Vertical profiles of current velocity and density (a), kinetic energy and buoyancy frequency (b), isopycnically averaged over the set of 2021 expedition stations

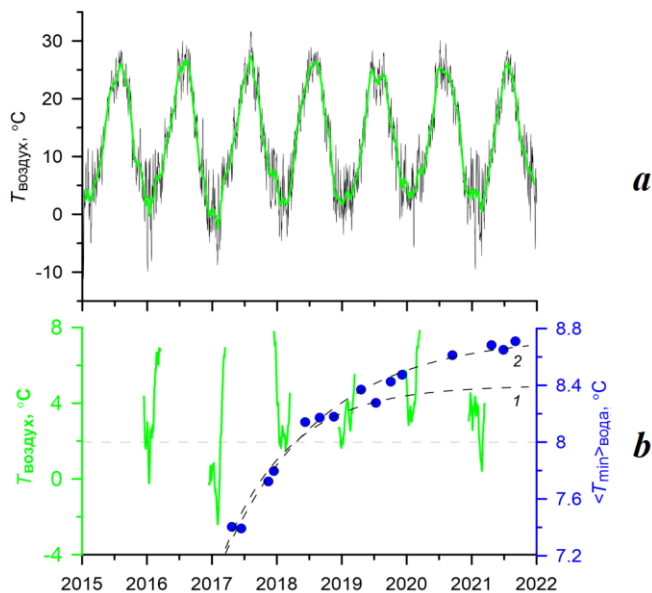
Для задач сопоставления результатов работы численных моделей динамики вод с данными натурных измерений профилей скорости течения больше подходит вертикальное распределение кинетической энергии, осредненное по некоторому набору станций. На рис. 4, b приведены изопикнически осредненные по набору станций (см. рис. 1) профили кинетической энергии для всех трех рассматриваемых в работе экспедиций. Хорошо прослеживается уменьшение кинетической энергии в верхнем слое в летний период и ее возрастание в весенний и особенно в осенний периоды. Профили могут быть аппроксимированы линейными зависимостями, которые пересекают нулевое значение при плотности 16.75 кг/м^3 . Аналогичные результаты получены нами по данным экспедиционных исследований 2016–2019 гг. (рис. 5, b). По данным рис. 5, значения кинетической энергии в верхнем слое моря (при плотности 14 кг/м^3) в летние периоды не превышают 0.02 Дж/кг . То же наблюдается по данным летней экспедиции 2021 г.

На рис. 5, a приведены осредненные по изопикнам температурные профили, полученные по данным экспедиционных измерений в 2016–2019 гг. [6]. Обновление вод ХПС в его классическом виде ($< 8^\circ\text{C}$) произошло только в 2017 г. Это было обусловлено относительно холодной зимой 2016–2017 гг. После этого наблюдается тенденция к потеплению ядра ХПС, которая сохраняется и по данным измерений 2020–2021 гг. (рис. 6). Графики рис. 6 показывают данные о температуре воздуха в г. Керчи совместно со средней температурой в ядре ХПС с начала 2016 г. по конец 2021 г. Видно, что зимние температуры воздуха не соответствовали значениям 2017 г. и не опускались ниже этих значений.



Р и с. 5. Изопикнически осредненные по набору станций вертикальные профили температуры (а) и кинетической энергии (б) для 12 экспедиций 2016–2019 гг.

F i g. 5. Vertical profiles of temperature (a) and kinetic energy (b), isopycnally averaged over the set of stations, for 12 expeditions of 2016–2019



Р и с. 6. Среднесуточная (серая линия) и среднемесячная (зеленая линия) температура воздуха в г. Керчи (а), средние значения минимальной температуры воды в профилях на станциях для экспедиций 2017–2021 гг. и среднемесячная температура воздуха в зимний период в Керчи (б). Линии 1 и 2 – аппроксимирующие функции

F i g. 6. Mean daily (grey line) and mean monthly (green line) air temperature in Kerch (a), mean values of the minimum water temperature in the profiles at the stations for the 2017–2021 expeditions and mean monthly winter air temperature in Kerch (b). Lines 1 and 2 are approximating functions

Соответственно снижения температуры вод ХПС и его обновления не наблюдалось. Штриховая линия 1 показывает зависимость, предложенную нами ранее [5], в соответствии с которой происходит повышение температуры ХПС после его обновления в 2017 г. Аппроксимирующая функция имеет вид $\langle T_{\min} \rangle(t) = 7 + 1.4 (1 - \exp(-(t - 2017)))$, где t – время, год. Уточненная зависимость с учетом новых данных экспедиционных контактных измерений имеет вид (штриховая линия 2) $\langle T_{\min} \rangle(t) = 7 + 1.75 (1 - \exp(-(t - 2017)/1.5))$.

Заключение

По данным *CTD*- и *LADCP*-измерений в трех экспедициях 2021 г. по северной части Черного моря получены пространственные распределения гидрофизических параметров. В горизонтальном распределении скорости течения во все сезоны преобладают западные направления с выраженной струей ОЧТ, которая не прижата к континентальному склону Крымского полуострова, а смещена в сторону глубокого моря. Скорость потока ОЧТ достигает 50 см/с весной, затем уменьшается в летний период и снова возрастает осенью. Средние значения скорости течения на глубине 40 м составили: 26 см/с весной, 21 см/с летом и 27 см/с осенью. Максимальные скорости течения наблюдаются во всех экспедициях в районе свала глубин у южной оконечности Крымского полуострова (мыс Кикенеиз).

В весенней экспедиции в восточной части полигона горизонтальное распределение скорости течения выявляет антициклонический мезомасштабный вихрь (Крымский антициклон) с характерным масштабом ~ 40 км. В осенней экспедиции на фоне интенсивного потока ОЧТ (30–40 см/с) в прибрежно-шельфовой зоне Южного берега Крыма наблюдается направленное в противоположную сторону мощное вдольбереговое течение (до 40 см/с), сохраняющее свое направление во всей толще вод.

В результате совместного анализа *CTD*- и *LADCP*-данных получены осредненные вертикальные профили скорости течения, плотности, температуры, частоты плавучести, кинетической энергии. Вертикальная структура температуры воды отражает сохраняющуюся тенденцию к потеплению ядра ХПС. Значения минимумов составляют: 8.68 °C – в мае, 8.65 °C – в июле, 8.71 °C – в сентябре, т. е. воды с температурами ниже 8 °C (классическая граница ХПС) не наблюдаются. Повышение температуры ХПС после его обновления в 2017 г. происходит в соответствии с временной зависимостью: $\langle T_{\min} \rangle(t) = 7 + 1.75 (1 - \exp(-(t - 2017)/1.5))$.

Среднеквадратический профиль модуля скорости течения во все сезоны показывает ее убывание с глубиной. При этом до значения плотности 14.5 кг/м³ скорости течения изменяются слабо, а в диапазоне 14.5 ... 16.0 кг/м³ (глубины 40–100 м) наблюдается почти двукратное уменьшение модуля скорости течения, которое вызвано переходом части кинетической энергии в потенциальную.

В вертикальных профилях кинетической энергии хорошо прослеживается ее уменьшение в верхнем слое в летний период и ее возрастание в весенний и особенно в зимний периоды. Профили могут быть аппроксимированы линейными зависимостями, которые пересекают нулевое значение при плотности 16.75 кг/м³. Аналогичные результаты получены по данным экспедиционных

исследований 2016–2019 гг. Значения кинетической энергии в верхнем слое моря (при плотности 14 кг/м^3) в летние периоды не превышают 0.02 Дж/кг по данным всех измерений 2016–2021 гг.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Firing E., Gordon R.* Deep ocean acoustic Doppler current profiling // Proceedings of the IEEE fourth working conference on current measurement. Clinton, MD, USA : IEEE, 1990. P. 192–201. doi:10.1109/CURM.1990.110905
2. *Visbeck M.* Deep velocity profiling using lowered acoustic Doppler current profilers: bottom track and inverse solutions // Journal of Atmospheric and Oceanic Technology. 2002. Vol. 19, iss. 5. P. 794–807. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019<0794:DVPULA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019<0794:DVPULA>2.0.CO;2)
3. Численное исследование сгонно-нагонных процессов и течений Азовского моря в период экстремальных ветров / А. Н. Морозов [и др.] // Морской гидрофизический журнал. 2017. № 1. С. 27–42. doi:10.22449/0233-7584-2017-1-27-42
4. *Морозов А. Н., Маньковская Е. В.* Сезонная изменчивость структуры течений в северной части Черного моря по данным натурных наблюдений 2016 г. // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2019. Т. 12, № 1. С. 15–20. doi:10.7868/S2073667319010027
5. *Морозов А. Н., Маньковская Е. В.* Холодный промежуточный слой Черного моря по данным экспедиционных исследований 2016–2019 годов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 2. С. 5–16. doi:10.22449/2413-5577-2020-2-5-16
6. *Морозов А. Н., Маньковская Е. В.* Современные исследования динамики вод в северо-западной части Черного моря по данным LADCP // ИнтерКарто. ИнтерГИС. Геоинформационное обеспечение устойчивого развития территорий : Материалы Международной конференции. Москва : Географический факультет МГУ, 2021. Т. 27, ч. 3. С. 5–15. doi:10.35595/2414-9179-2021-3-27-5-15
7. *Морозов А. Н., Маньковская Е. В.* Пространственные характеристики холодного промежуточного слоя Черного моря летом 2017 года // Морской гидрофизический журнал. 2021. Т. 37, № 4. С. 436–446. doi:10.22449/0233-7584-2021-4-436-446
8. *Полонский А. Б., Шокурова И. Г., Белокопытов В. Н.* Десятилетняя изменчивость температуры и солёности в Черном море // Морской гидрофизический журнал. 2013. № 6. С. 27–41.
9. *Белокопытов В. Н.* Межгодовая изменчивость обновления вод холодного промежуточного слоя Черного моря в последние десятилетия // Морской гидрофизический журнал. 2010. № 5. С. 33–41.
10. Реакция термохалинных характеристик деятельного слоя Черного моря на зимнее выхолаживание / В. Б. Пиотух [и др.] // Океанология. 2011. Т. 51, № 2. С. 232–241.
11. Untangling spatial and temporal trends in the variability of the Black Sea Cold Intermediate Layer and mixed Layer Depth using the DIVA detrending procedure / A. Capet [et al.] // Ocean Dynamics. 2014. Vol. 64, iss. 3. P. 315–324. <https://doi.org/10.1007/s10236-013-0683-4>
12. *Новикова А. М., Полонский А. Б.* Междесятилетняя изменчивость температуры поверхности и холодного промежуточного слоя в Черном море // Системы контроля окружающей среды. Севастополь, 2018. Вып. 34. С. 110–115. <https://doi.org/10.33075/2220-5861-2018-4-110-115>

13. 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. <https://doi.org/10.1002/2016JC012644>
14. 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. <https://doi.org/10.1029/2019JC015076>
15. Морозов А. Н., Лемешко Е. М. Методические аспекты использования акустического доплеровского измерителя течений (ADCP) в Черном море // Морской гидрофизический журнал. 2006. № 4. С. 31–48. EDN YOFQNN.
16. Суворов А. М., Шокурова И. Г. Годовая и междесятилетняя изменчивость доступной потенциальной энергии в Черном море // Морской гидрофизический журнал. 2004. № 2. С. 29–41. EDN VVFFRZ.
17. Особенности течений у приглубого берега / С. Г. Богуславский [и др.] // Морской гидрофизический журнал. 1991. № 5. С. 27–34.
18. Белокопытов В. Н., Саркисов А. А., Щуров С. В. Течения прибрежной зоны на участке Крымского полуострова от мыса Сарыч до поселка Кацивели // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь, 2003. Вып. 8. С. 64–68.
19. Кривошея В. Г., Москаленко Л. В., Титов В. Б. К вопросу о режиме течений на шельфе у северо-кавказского побережья Черного моря // Океанология. 2004. Т. 44, № 3. С. 358–363. EDN OWJTDR.
20. Овчинников И. М., Титов В. Б. Антициклоническая завихренность течений в прибрежной зоне Черного моря // Доклады Академии наук СССР. 1990. Т. 314, № 5. С. 1236–1239.
21. Титов В. Б. О роли вихрей в формировании режима течений на шельфе Черного моря и в экологии прибрежной зоны // Океанология. 1992. Т. 32, вып. 1. С. 39–48.
22. О влиянии изменчивости течения в глубоководной зоне Черного моря на динамику вод узкого северокавказского шельфа / А. Г. Зацепин [и др.] // Морской гидрофизический журнал. 2016. № 3. С. 16–25. EDN WNAFSL. [doi:10.22449/0233-7584-2016-3-16-25](https://doi.org/10.22449/0233-7584-2016-3-16-25)
23. Серебряный А. Н., Лаврова О. Ю. Антициклонический вихрь на шельфе северо-восточной части Черного моря: совместный анализ космических снимков и данных акустического зондирования толщи моря // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2008. Вып. 5, т. 2. С. 206–215. EDN LVLRAK.
24. Титов В. Б., Кривошея В. Г., Москаленко Л. В. Режим течений в российском секторе Черного моря // Комплексные исследования северо-восточной части Черного моря / Отв. ред. А. Г. Зацепин, М. В. Флинт. Москва : Наука, 2002. С. 48–54.
25. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 212 с. EDN XPERZR.
26. Кузнецов А. С., Иващенко И. К. Особенности формирования вдольбереговой циркуляции вод прибрежного экотона у южного побережья Крыма // Морской гидрофизический журнал. 2023. Т. 39, № 2. С. 189–204. EDN GNXBSC. [doi:10.29039/0233-7584-2023-2-189-204](https://doi.org/10.29039/0233-7584-2023-2-189-204)

Поступила 16.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 3.07.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Морозов Алексей Николаевич, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат технических наук, **ORCID ID: 0000-0001-9022-3379**, **Scopus Author ID: 7202104940**, **ResearcherID: ABB-4365-2020**, *anmorozov@mhi-ras.ru*

Маньковская Екатерина Викторовна, старший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), кандидат технических наук, **ORCID ID: 0000-0002-4086-1687**, **Scopus Author ID: 57192647961**, **ResearcherID: AAB-5303-2019**, *emankovskaya@mhi-ras.ru*

Заявленный вклад авторов:

Морозов Алексей Николаевич – постановка проблемы, обработка, анализ и описание результатов исследования, коррекция текста статьи

Маньковская Екатерина Викторовна – обработка данных измерений, сбор информации для исследования, обсуждение результатов, подготовка текста статьи и графических материалов

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи

Палеолитодинамические предпосылки накопления материала современного аккумулятивного тела Анапской пересыпи (Кавказское побережье Черного моря)

В. В. Крыленко*, М. В. Крыленко, Д. В. Крыленко

Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва, Россия

**e-mail: krylenko.slava@gmail.com*

Аннотация

Анапская пересыпь – крупная голоценовая прибрежно-морская аккумулятивная форма, сформированная наносами терригенного и морского происхождения на северо-западе Кавказского побережья Черного моря. В последние десятилетия наблюдается отступление берега пересыпи. Основной причиной отступления являются природные процессы, обусловившие дефицит и перераспределение наносов в литодинамической системе пересыпи. На фоне повышения уровня моря отступление берега может ускориться, а в дальнейшем – привести к деградации всей геосистемы Анапской пересыпи. Целью работы является анализ и обобщение информации о происхождении слагающего аккумулятивное тело пересыпи материала и механизмах его перераспределения во времени и пространстве, что необходимо для оценок устойчивости современного аккумулятивного тела. На основе комплексного анализа, включающего ряд палеогеографических, геоморфологических, картографических, гранулометрических и минералогических исследований, проанализировано несколько вариантов накопления большого запаса песка. Показано, что развитие аккумулятивного тела Анапской пересыпи определялось изменениями конфигурации берега, колебаниями уровня моря, направлением и протяженностью вдольбереговых потоков наносов. Фанагорийская регрессия прервала предшествующий ход развития аккумулятивной геосистемы Анапской пересыпи, а современная геосистема приобрела в ходе нимфейской трансгрессии. Аккумулятивное тело современной пересыпи было сформировано из аллювия реки Кубани, поступавшего непосредственно на морской берег во время фанагорийской регрессии, и материала абразии коренных берегов Таманского полуострова.

Ключевые слова: Черное море, Кавказское побережье, Черноморское побережье Кавказа, Анапская пересыпь, литодинамические процессы, колебания уровня моря, аккумуляция, поток наносов, береговая линия

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ИО РАН, тема FMWE-2021-0013.

© Крыленко В. В., Крыленко М. В., Крыленко Д. 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: Крыленко В. В., Крыленко М. В., Крыленко Д. В. Палеолитодинамические предпосылки накопления материала современного аккумулятивного тела Анапской пересыпи (Кавказское побережье Черного моря) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 19–33. EDN QBVRWW.

Material Accumulation in the Modern Accumulative Body of the Anapa Barrier Beach (Caucasian Coast of the Black Sea): Paleolithodynamic Prerequisites

V. V. Krylenko*, M. V. Krylenko, D. V. Krylenko

Shirshov Institute of Oceanology RAS, Moscow, Russia

**e-mail: krylenko.slava@gmail.com*

Abstract

The Anapa Barrier Beach is a large Holocene coastal accumulative form formed by sediments of terrigenous and marine origin in the north-western Caucasian coast of the Black Sea. In recent decades, the barrier beach shoreline has been retreating. The main reason for the retreat is the natural processes that caused the shortage and redistribution of sediments in the lithodynamic system of the barrier beach. With the sea level rising, the coast retreat may accelerate, and in the future, it may lead to degradation of the entire geosystem of the Anapa Barrier Beach. The paper aims to analyze and generalize information about the origin of the sediment material composing the accumulative body and the mechanisms of its redistribution in time and space, which is necessary for assessing the stability of the modern accumulative body. Based on a comprehensive analysis, which includes a number of paleogeographic, geomorphological, cartographic, granulometric, and mineralogical studies, several options for accumulating a large supply of sand were considered. It is shown that the development of the accumulative body of the Anapa Barrier Beach was determined by changes in the shore configuration, fluctuations in the sea level, as well as the direction and length of alongshore sediment flows. The Phanagorian regression interrupted the previous course of development of the accumulative geosystem of the Anapa Barrier Beach. The geosystem acquired its modern form during the Nymphaean transgression. The accumulative body of the modern barrier beach was formed from the abrasion material of the indigenous shores of the Taman Peninsula and alluvium of the Kuban River. The alluvium came directly to the seashore during the Phanagorian regression.

Keywords: Black Sea, Caucasian coast, Anapa Barrier Beach, lithodynamic processes, sea-level fluctuations, accumulation, sediment flow, shoreline

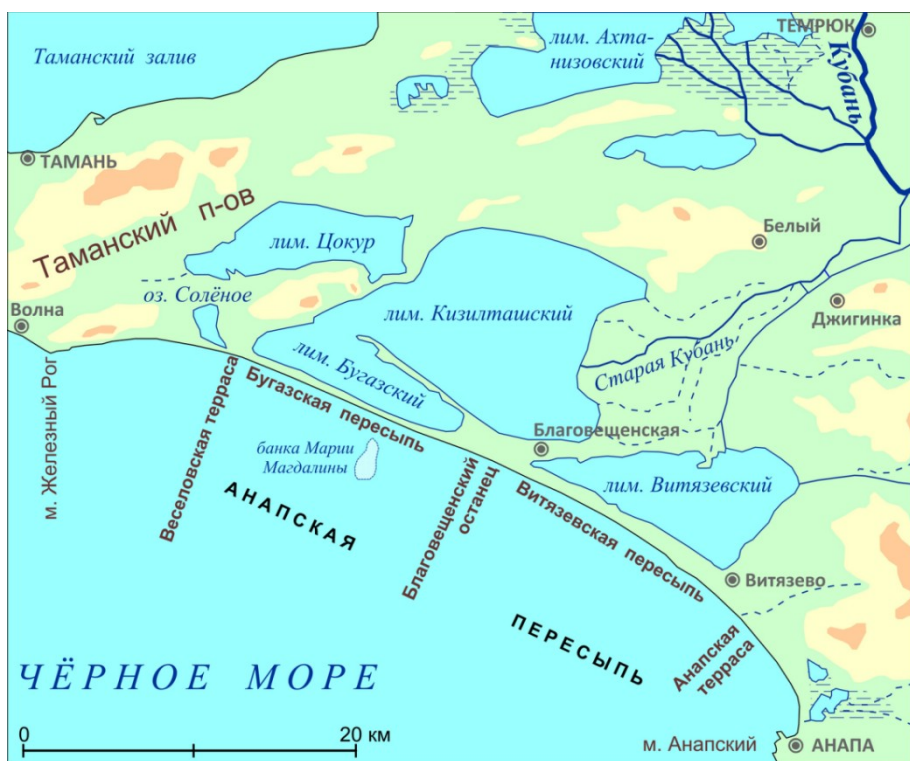
Acknowledgments: The work was carried out under state assignment on topic FMWE-2021-0013.

For citation: Krylenko, V.V., Krylenko, M.V. and Krylenko, D.V., 2023. Material Accumulation in the Modern Accumulative Body of the Anapa Barrier Beach (Caucasian Coast of the Black Sea): Paleolithodynamic Prerequisites. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 19–33.

Введение

Анапская пересыпь – крупная голоценовая прибрежно-морская аккумулятивная форма, сформированная наносами терригенного и морского происхождения. Она расположена на морском крае низменной аллювиальной равнины Северо-Восточного Причерноморья и находится в зоне сочленения тектонических элементов северо-западного (Кавказского) и субширотного (Керченско-Таманского) простираения. Длина Анапской пересыпи 47 км (рис. 1), аккумулятивное тело пересыпи сложено кварцевым песком с примесью ракушечного детрита и гальки. Ширина ее максимальна в юго-восточной части (почти 1.5 км), к северо-западу она постепенно уменьшается до 150–200 м. В пределах литодинамической системы Анапской пересыпи наблюдается поперечное и продольное перемещение наносов. Для вдольберегового движения наносов характерен бимодальный режим с преобладанием переноса на юго-восток [1–4].

В последние десятилетия наблюдается отступление морского берега пересыпи, на некоторых участках оно составило около 80 м за 50 лет [5]. Основной причиной отступления являются природные процессы, обусловившие дефицит и перераспределение наносов в литодинамической системе пересыпи. На фоне повышения уровня моря отступление берега может ускориться, а в дальнейшем – привести к деградации всей геосистемы Анапской пересыпи [1].



Р и с. 1. Схема района Анапской пересыпи

F i g. 1. Map of the Anapa Barrier Beach

Для определения пределов устойчивости аккумулятивного тела пересыпи необходимо получить информацию о происхождении слагающего его материала и его запасах. Целью работы является анализ и обобщение сведений о происхождении слагающего аккумулятивное тело пересыпи материала, этапах и механизмах его перераспределения во времени и пространстве, что необходимо для оценок устойчивости современного аккумулятивного тела. Для анализа происхождения аккумулятивных форм Анапской пересыпи требуется ответить на несколько важных вопросов: каков генезис слагающего их материала, когда и каким образом он поступил в литодинамическую систему.

Материалы и методы исследования

В работе использовались материалы геологических изысканий, натурных исследований, материалы дистанционного зондирования, архивные и литературные источники. В 1970-е гг. вдоль всего протяжения Анапской пересыпи был выполнен продольный буровой профиль из двух десятков скважин глубиной до 200 м. Одновременно был пробурен поперечный профиль через долину р. Старая Кубань по линии Джигинка – Белый [6]. В начале 2000-х гг. по данным сети скважин глубиной до 10 м (44 скважины по 10 профилям) выполнен комплекс исследований (фауна моллюсков, радиоуглеродное датирование, минеральный состав, гранулометрический состав). В 1998 г. на Таманском п-ове были проведены археолого-палеогеографические исследования, целью которых было изучение хода уровня Черного моря в последние 3–4 тыс. лет [7]. В 2005 г. Я. А. Измайлов на основе анализа комплекса геолого-геоморфологических данных произвел детальную реконструкцию истории формирования Анапской пересыпи [6]. С 2010 г. сотрудники Южного отделения Института океанологии РАН и географического факультета МГУ проводят на Анапской пересыпи исследования процессов формирования надводного и подводного рельефа, ландшафтно-морфологической структуры, пространственных особенностей распределения наносов и гидрологического режима [1, 8–12].

Результаты и обсуждение

Этапы и факторы формирования Анапской пересыпи до фанагорийской регрессии

Многие исследователи рассматривали возможные сценарии возникновения Анапской пересыпи [6, 7, 13–16]. Формирование аккумулятивного тела будущей Анапской пересыпи началось с завершением последнего ледникового периода из аллювия пра-Кубани, накопленного в период ее непосредственного впадения в Черное море. При повышении уровня моря часть материала перемещалась вместе с движением береговой линии в виде бара, что характерно при развитии подобных аккумулятивных форм [17]. Не исключено, что имеющегося уже тогда материала было достаточно, чтобы образовывать аккумулятивные формы, полностью или частично перекрывавшие входы в заливы.

После достижения уровня Черного моря, близкого к современному (5–5.5 тыс. л. н.) [18], вся дельтовая область р. Кубани была затоплена.

Образовались глубоко врезаемые в сушу заливы, где стал отлагаться аллювий¹⁾. Конфигурация коренного берега в данный период определялась наличием нескольких мысов или островов, между которыми формировались косы, пересыпи или томболо. Скорость и векторы роста аккумулятивных форм были различными, их развитие в разные периоды времени могло происходить независимо или согласованно.

Формирование Анапской пересыпи с этого момента шло за счет материала, который образовывался в процессе абразии коренных берегов, и ракуши, поступающей с подводного склона. Как показывают исследования толщи осадков различных участков Анапской пересыпи, доля ракуши (ракушечного детрита) составляет до 5 % в общем объеме отложений и это значение почти не зависит от их возраста [1]. Сложнее определить долю отложений, поступивших в результате абразии. Поскольку абразионные берега к северо-западу от Анапской пересыпи за последние 5 тыс. лет отступили на расстояние около 2 км, а некоторые их участки были полностью размыты, состав слагающих их пород неизвестен. В современном клифе содержание материала пляжеобразующей размерности не более 10 %, преобладающая часть – хорошо отсортированные мелкие и средние пески аллювиального происхождения плиоценового возраста²⁾. После волновой переработки эти пески невозможно отличить от аллювия Кубани, поэтому определить долю абразионного материала в общем объеме Анапской пересыпи не представляется возможным. На наличие абразионного материала указывает незначительное присутствие гальки из ожелезненных известняков, источником которой принято считать скальные выступы, расположенные на подводном склоне или в основании м. Железный Рог. Эта галька в незначительных количествах обнаруживается вдоль всей протяженности пересыпи, в том числе в ее тыльной части. Количество и размер гальки снижается в направлении с северо-запада на юго-восток. В целом литодинамика современной Анапской пересыпи определяется песками, влияние ракуши, а тем более гальки, носит подчиненный характер.

Вследствие преобладания движения наносов с северо-запада на юго-восток происходил быстрый рост южной части будущей Анапской пересыпи. Сложенный скальными породами Анапский мыс задерживал поступающие наносы, и возникшие аккумулятивные формы сохраняли устойчивость и выдвигались в сторону моря. Именно на данном участке в тыльной части пересыпи обнаружены наиболее древние надводные аккумулятивные отложения [6].

В центральной части пересыпи, южнее Благовещенского останца, отмечаются несколько генераций береговых валов и дюнных гряд. Наиболее старые и удаленные от моря гряды расположены под углом к современной береговой линии [10, 11, 19]. Вероятно, эти гряды появились, когда конфигурация морского края Благовещенского останца была иной и ориентация косы, формировавшейся к юго-востоку от него, отличалась от ориентации современной линии берега пересыпи.

¹⁾ *Зенкович В. П.* Морфология и динамика берегов Черного моря в пределах границ СССР, Том III, Часть III. Региональная; Раздел II. Центральная часть (Южный Крым, полуострова Керченский и Таманский). Москва : Изд-во Акад. наук СССР, 1958. 187 с.

²⁾ *Геология Большого Кавказа.* Москва: Недра, 1976. 262 с.

На северной части Анапской пересыпи (в пределах Бугазской пересыпи) древние генерации аккумулятивных форм не сохранились, что стало следствием быстрого разрушения морем коренных берегов, сложенных рыхлыми породами, и постоянного отступления аккумулятивных форм вглубь лагуны. Тем не менее на существование таких аккумулятивных форм косвенно указывает тот факт, что, согласно [20–22], уже 3.5 тыс. лет назад именно по Бугазской пересыпи проходил один из важнейших сухопутных транспортных путей между Таманским полуостровом и Анапским регионом.

Сложно сказать, когда произошло полное разрушение мысов в центральной части будущей Анапской пересыпи, но это событие привело к значительным изменениям литодинамического режима. По оценке [6], соединение северной и южной частей (Бугазской и Витязевской пересыпей) с образованием единой литодинамической системы произошло не ранее 2.5 тыс. л. н. Это соединение близко по срокам к началу фанагорийской регрессии (возможно, обусловлено ею). Впоследствии северная часть образовавшейся абразионно-аккумулятивной береговой дуги длиной более 50 км с течением времени смещалась по мере отступления аккумулятивных форм вглубь заливов [23], а южная – выдвигалась в море за счет роста новых генераций береговых валов.

Помимо пространственных изменений, обусловленных протеканием аккумулятивных или абразионных процессов, развитие аккумулятивного тела осложнялось колебаниями уровня моря. С точки зрения оценки устойчивости аккумулятивного тела современной Анапской пересыпи интересен завершающий этап ее формирования, начало которого было обусловлено фанагорийской регрессией и последующей нимфейской трансгрессией.

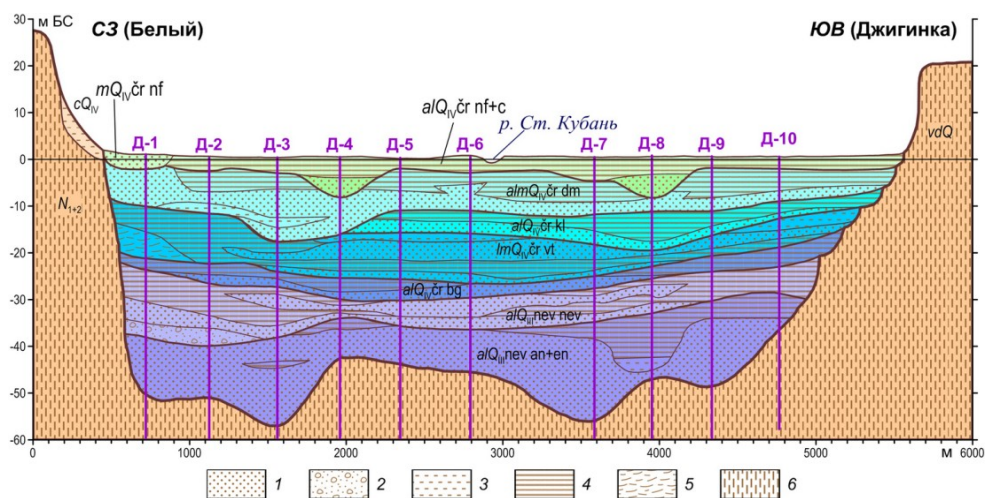
Развитие Анапской пересыпи во время фанагорийской регрессии

Джеметинский этап (5.2–2.5 тыс. л. н.) [6] завершился регрессией, называемой в Причерноморье фанагорийской. Большинство современных исследователей [24–27] оценивают понижение уровня моря в период фанагорийской регрессии в 5.0–5.5 м относительно предшествующего и современного уровня.

В работе [22, с. 75] авторы задаются вопросом, почему ни один из античных авторов «не говорит нам о наличии обширного Кизилташского (Палеокубанского) лимана». По данным [6], на разрезе в северной части Бугазской пересыпи (вблизи Бугазского гирла) между позднеджеметинскими (датировка 2660–2520 л. н.) и нимфейскими отложениями (датировка 1110 л. н.) отмечен слой мелких песков аллювиального типа, имеющих отметку подошвы минус 6.6 м, т. е. уровень дна реки был значительно ниже современного уровня моря. По разрезу в центральной части Бугазской пересыпи между верхнеджеметинскими (датировка 2750 л. н.) и нимфейскими (датировка 1940 л. н.) отложениями прослежен слой эоловых песков с абсолютной отметкой подошвы минус 1.55 м (при этом экстраполяция показывает большую вероятность прослеживания отметок подошвы эоловых песков до отметки минус 2.5 м [6]). С учетом того, что современные эоловые отложения располагаются выше 1.5 м над уровнем моря, уровень моря у Бугазской пересыпи в этот период был ниже современного не менее чем на 3.5 м. При таком уровне моря уровень гидравлически связанных с ним лагун должен был упасть на ту же величину.

Учитывая гидрологические характеристики (глубины на большей части площади современных лиманов не превышают 1 м) [28], оценочную величину падения уровня и геологические данные, можно утверждать, что в период фанагорийской регрессии (то есть в античное время) обширных заливов или лагун на месте современного Кизилташского лимана не существовало.

Сток реки Кубани в море осуществлялся через осохшую при падении уровня моря акваторию лиманов по эрозионным русловым врезам, выработанным в предшествующих отложениях. На геологическом разрезе (рис. 2) [29] имеются два выраженных русловых эрозионных вреза, заполненных аллювиальными песками. Состав отложений указывает на то, что скорости течения были достаточно высокими для перемещения большого объема влекомых наносов, в данном случае песка. Подошва врезов расположена на отметке минус 5 м. Базисом эрозии для р. Кубани в этот период был уровень Черного моря, поскольку лиманов не существовало. Соответственно, твердый сток р. Кубани в рассматриваемый период попадал непосредственно в акваторию Черного моря. В упомянутой выше работе [22, с. 75] авторы приводят образное описание древнегреческого поэта Гиппонакта Эфесского (вторая половина VI в. до н. э.), предположительно относящееся именно к устью Кубани.



Р и с. 2. Джигинский геологический профиль через р. Старая Кубань (адаптировано из [29, с. 82]). Литологический состав: 1 – песок; 2 – песок с галькой; 3 – алевроит; 4 – глины; 5 – илы; 6 – лёсс. Генезис: *a* – речной; *l* – лиманный; *m* – морской; *v* – эоловый; *d* – склоновый; *c* – оползневой. Возраст: N_{1+2} – неогеновый; Q – четвертичный; *an+en* – антский-еникальский; *nev* – новозевксинский горизонт; *nev nev* – новозевксинский слой; $Q_{iv}\check{c}r$ – черноморский горизонт; *bg* – бугазский; *vt* – витязевский; *kl* – каламитский; *dm* – джеметинский; *nf* – нимфейский, современный; Д-5 – номера скважин

Fig. 2. Dzhiginsky geological profile across the Staraya Kuban River (adapted from [29, p. 82]). Lithological composition: 1 – sand; 2 – sand with pebbles; 3 – siltstone; 4 – clays; 5 – silts; 6 – loess. Genesis: *a* – river; *l* – lagoon; *m* – marine; *v* – eolian; *d* – slope; *c* – landslide. Age: N_{1+2} – Neogene; Q – Quaternary; *an+en* – Antsky-Yenikalsky; *nev* – Novoevksinsky horizon; *nev nev* – Novoevksinsky layer; $Q_{iv}\check{c}r$ – Black Sea horizon; *bg* – Bugazsky; *vt* – Vityazevsky; *kl* – Kalamitsky; *dm* – Dzhemetinsky; *nf* – Nymphean, modern; Д-5 – well numbers

Врезание речного русла в нижележащие отложения в результате снижения уровня моря наблюдалось в ходе падения уровня Каспийского моря в 1931–1945 гг. В устье р. Куры падение уровня моря сказалось не сразу на всем протяжении продольного профиля, а постепенно распространилось от устья вверх по течению. В целом снижение уровня Каспийского моря, сопровождавшееся активным врезом рек его западного побережья, способствовало значительному наращиванию площадей устьевых образований³⁾. На этот процесс активно влияли вдольбереговые перемещения наносов, перекрытие устьевых частей ракушечными барами.

Как указано в работе [30], при наличии вдольбереговых потоков наносов активный врез русел в нижележащие отложения не обязательно сопровождается значительным выдвижением устьевых частей в море. Поступающие речные наносы активно вовлекаются во вдольбереговой перенос, способствуя развитию аккумулятивной формы в пределах всей литодинамической системы. Вероятно, подобным образом шло развитие Анапской пересыпи в течение фанагорийской регрессии.

Развитие Анапской пересыпи во время нимфейской трансгрессии

В ходе нимфейской трансгрессии в пределах осохших лиманов вновь образовалась обширная акватория с активно протекающими гидро- и литодинамическими процессами, на что указывает наличие береговых аккумулятивных валов и небольших лагун у подножия коренного склона. Датировка раковинного материала реликтовых аккумулятивных форм [15] позволяет отнести их формирование к середине II тыс. н.э. [20]. Следы подобных, но более древних аккумулятивных форм в створе п. Джигинка – х. Белый прослеживаются в виде двух кос из раковинных песков (ориентировочный возраст 2.8–3.5 тыс. л. н.), направленных навстречу друг другу с западного и восточного бортов долины на отметке 2.5–4.5 м ниже современного уровня моря [20].

В работе [21, с. 339] высказано предположение, что в трансгрессивные периоды происходил «размыв и затопление Бугазской пересыпи с превращением лимана в морской мелководный открытый залив, берега которого были подвержены воздействию волнения открытого моря». В пользу этого предположения приводится факт образования абразионных уступов на коренных бортах долин и аккумулятивных форм на западном берегу Кизилташского лимана. В работе [20, с. 488] указано, что «во второй половине первого тысячелетия нашей эры подъем уровня моря на 2–3 м обусловил затопление древней пересыпи, отделявшую палео-Бугазскую лагуну и кратковременное превращение низовьев древнего Кубанского (современного Кизилташского) лимана в открытый морской залив». По мнению авторов работы [20], только по мере замедления трансгрессии происходило восстановление пересыпи и формирование лагуны с ограниченной связью с морем, заполнявшейся впоследствии лагунно-аллювиальными отложениями.

³⁾Леонтьев О. К. Краткий курс морской геологии: Учебное пособие. Москва: МГУ, 1963. 461 с.

Следует отметить, что авторы работ [20, 21] не учитывают скорости и механизмы формирования надводных песчаных замыкающих форм в условиях трансгрессии. Нимфейская трансгрессия не носила катастрофического характера (на что указывает отсутствие литературных сведений). Нимфейский подъем уровня моря не привел к разрушению Анапской пересыпи или ее частей, но ее аккумулятивное тело смещалось в сторону суши. В условиях постепенного подъема уровня песчаные пересыпи на отмелях побережьях проявляют способность смещаться вместе с планово-высотным ходом береговой линии в сторону суши [31, 32], сохраняя свою целостность и даже морфологическое строение.

Таким образом, мы считаем, что нимфейский подъем уровня моря привел не к разрушению Бугазской пересыпи, а к смещению ее тела в сторону лимана. Одновременно чаша лимана наполнялась водой, а размеры и конфигурация образовавшейся акватории неизбежно обуславливали активизацию абразионно-аккумулятивных процессов на ее берегах. Двусторонний водообмен через Бугазское гирло обусловил присутствие раковин морских раковинных моллюсков в составе аккумулятивных отложений на лиманных берегах (раковины встречаются там и в настоящее время). Колебания уровня в лимане, связанные с паводками или нагонными явлениями, способствовали активной абразии лиманных берегов. На некоторых участках абразия отмечается даже сейчас, после прекращения поступления речного стока и при фактическом отсутствии свободного водообмена с морем.

Состав, возраст и механизм перераспределения современных наносов Анапской пересыпи

В южной и центральной частях Анапской пересыпи в рельефе и составе наносов выделяются древняя генерация прибрежно-морских отложений в прилагунной части и современная генерация, протянувшаяся вдоль уреза моря сплошной полосой шириной до 200 м. В строении и динамике этой полосы проявляются черты как пляжа полного профиля, так и дюнной гряды. Нижние слои отложений представлены преимущественно кварцевым песком со значительной (до 30 %) примесью ракуши. В отличие от отложений более древних частей пересыпи, в материале новой генерации сравнительно мало гальки из ожелезненных известняков. В верхней части отложений прибрежной полосы залегают и активно мигрируют хорошо отсортированные кварцевые пески с малым (до 3 %) содержанием ракуши.

В работе ¹⁾ В. П. Зенкович задается вопросом: «Откуда же взялись чистые (кварцевые) пески, образующие внешнюю полосу южной и центральной части пересыпи? ... Образование в восточной части пересыпи чистой полосы песков более 200 м ширины показывает, что был период, когда эти массы песка поступали со дна к берегу, но сейчас такого процесса нет». К настоящему времени, основываясь на материалах многочисленных исследований, можно предложить несколько вариантов происхождения материала, ставшего основой современной генерации отложений центральной и южной частей Анапской пересыпи.

Вариант 1. Фанагорийская регрессия (падение уровня моря на 5 м в период 2.5–1.7 тыс. л. н.) привела к возобновлению поступления аллювия р. Кубани непосредственно в береговую зону Черного моря. Вдольбереговой перенос

этого материала на юго-восток способствовал выдвиганию берега и росту ширины пляжей. Минеральный и механический состав наносов (хорошо отсортированные аллювиальные пески) способствовал росту эоловых образований, перекрывавших более ранние отложения с заметной примесью гальки и ракуши.

Вариант 2. В период фанагорийской регрессии между отмелью или островом на месте современной банки Марии Магдалины (глубины 1–5 м) происходил перехват и накопление поступающих с севера наносов (песков с примесью гальки и ракуши). После подъема уровня возобновился вдольбереговой перенос накопившихся наносов на юго-восток. Вариант 2 легко комбинируется с вариантом 1 и даже усиливает его, но сам по себе не объясняет единовременное появление большого количества хорошо отсортированных песков в южной части пересыпи.

Вариант 3. В период фанагорийской регрессии накопление наносов происходило в виде берегового вала вблизи уреза, находящегося тогда мористее и ниже. В ходе нимфейской трансгрессии этот вал был смещен в сторону суши и примкнул к предшествующим генерациям береговых валов. Вариант 3 легко комбинируется с вариантом 1, но сам по себе не раскрывает происхождение этого песка.

Уточнить временные рамки начала поступления больших масс песка позволяет анализ палеонтологических и археологических находок. В центральной части Анапской пересыпи располагается Благовещенский останец, сложенный неогеновыми суглинками. Аккумулятивное тело пересыпи причленяется к древнему абразионному уступу и приобретает характер морской аккумулятивной террасы. Особенностью Благовещенского останца является наличие в его северо-западной части обширного (около 20 га) участка, где дюны располагаются на поверхности коренного берега, то есть подняты относительно уровня аккумулятивной террасы на высоту 15–20 м [1]. Появление дюн на поверхности Благовещенского останца позволяет уточнить датировку начала движения больших масс песков.

В работе [33] отмечается наличие к северу от дюнного массива древнего поселения «Благовещенское-4», существовавшего в период с VI в. до н. э. по II–III в. н. э. Поселение ориентировано вдоль древней дороги, ведущей к Бугазской пересыпи (рис. 3). Обилие керамики и отсутствие остатков капитальных сооружений позволяет предположить, что поселение «Благовещенское-4» являлось логистическим центром, где могла осуществляться перегрузка с морских судов на сухопутный или речной транспорт. Согласно исследованиям [20, 21], здесь проходил один из важнейших сухопутных транспортных путей. В работе [33], к сожалению, о существовании дюнного массива не упоминается. Между тем на поверхности коренных суглинков под развееваемыми дюнами было обнаружено большое количество фрагментов античной керамики [1]. Оценочные датировки, произведенные А. М. Новичихиным и Н. И. Сударевым, показывают, что наиболее ранние находки датируются VI в. до н. э., а наиболее поздние II–III вв. н. э. Приведенные датировки совпадают с датировками находок с поселения «Благовещенское-4» [33] и указывают на то, что эоловых аккумулятивных образований на поверхности Благовещенского останца не существовало как минимум до начала III в. н. э.



Р и с. 3. Дюнный массив на северо-западной оконечности Благовещенского останца: 1 – развеваемая дюна; 2 – локализация основных находок античного поселения «Благовещенский-4» вдоль древней дороги

F i g. 3. Dune field on the NW tip of the Blagoveshchensky butte: 1 – dune; 2 – localization of the main finds of the ancient settlement of Blagoveshchensky-4 along an ancient road

Сопоставив палеогеографические реконструкции хода уровня Черного моря [6, 34] и археологические данные, можно сделать вывод, что образование дюн на поверхности останца произошло не ранее начала раннимифейской трансгрессии около 1.7 тыс. л. н. Возможно, именно последствия этой трансгрессии способствовали прекращению хозяйственной деятельности на указанном участке Благовещенского останца. Подъем уровня воды в лиманах отрезал Благовещенский останец от ряда сухопутных транспортных путей [20], а поступающий песок препятствовал использованию данного участка.

Закключение

Развитие аккумулятивного тела Анапской пересыпи определялось изменениями конфигурации берега, колебаниями уровня моря, направлением и протяженностью вдольбереговых потоков наносов. В строении пересыпи хорошо выделяются удаленные от моря более древние генерации, сформированные в джеметинский период, и протянувшиеся вдоль уреза моря современные генерации. Приморские участки Анапской террасы, Витязевской пересыпи и южной части Благовещенской террасы имеют нимфейский возраст. Нимфейская генерация береговых валов, период формирования которой охватывает последние 1.5 тыс. лет, примыкает с мористой стороны к древней генерации береговых валов. Под современной генерацией бурением вскрыта толща отложений, хронологически занимающая промежуточное положение между нимфейской и джеметинской генерациями. Эти отложения представлены лагунно-лиманскими илами, хронологический диапазон накопления которых по серии радиоуглеродных датировок раковинного материала

составляет 2.7–1.6 тыс. л. н. и характеризует период положения уровня моря, находившегося на отметках 3.5–5.5 м ниже современного.

Таким образом, достаточно оснований утверждать, что фанагорийская регрессия прервала предшествующий ход развития аккумулятивной геосистемы Анапской пересыпи, а современная геосистема приобрела уже в ходе нимфейской трансгрессии. Аккумулятивное тело современной пересыпи было сформировано из аллювия р. Кубани, поступающего непосредственно на морской берег во время фанагорийской регрессии, и материала абразии коренных берегов Таманского полуострова. В целом можно предположить следующий ход событий:

- в ходе фанагорийской регрессии береговая линия выдвигается в сторону моря и стабилизируется;
- твердый сток р. Кубани (хорошо отсортированный кварцевый песок) вновь начинает поступать в береговую зону моря, вовлекаясь во вдольбереговой перенос;
- в период регрессии формируется береговой вал, состоящий из поступающего и перераспределяющегося вдоль уреза аллювия;
- между растущим новым и старым береговыми валами образуется мелководная лагуна (она препятствует развитию эоловых форм в сторону берега);
- вдоль берегов лагуны появляется растительность, в том числе древесная;
- нимфейская трансгрессия мобилизует сформировавшийся береговой вал, он движется в сторону берега, постепенно перекрывая лагуну;
- по мере исчезновения лагуны материал нового берегового вала вовлекается в эоловый перенос, накапливаясь вдоль полос древесной растительности и формируя гряды устойчивых дюн;
- при стабилизации уровня моря интенсивность миграций наносов (в первую очередь – эоловых) постепенно снижается до начала антропогенного воздействия, вновь выведшего систему из равновесия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Косьян Р. Д., Крыленко В. В., Крыленко М. В. Геосистема Анапской пересыпи. Москва : Научный мир, 2021. 262 с.
2. Состав и распределение осадков Анапской пересыпи / Р. Д. Косьян [и др.] // Океанология. 2020. Т. 60, № 2. С. 302–314. EDN CGJVOP. doi:10.31857/S0030157420020057
3. Divinsky B., Kosyan R. Parameters of wind seas and swell in the Black Sea based on numerical modeling // Oceanologia. 2018. Vol. 60. P. 277–287. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.11.006>
4. Kosyan R., Divinsky B., Fedorova E. Sandy sediment transport along Anapa bay bar (the Black Sea, Russia) // Proceedings of SPIE. Sixth International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment (RSCy2018), 2018, Paphos, Cyprus. SPIE, 2018. Vol. 10773. 107731A. <https://doi.org/10.1117/12.2322835>
5. Крыленко В. В. Динамика морского берега Анапской пересыпи // Океанология. 2015. Т. 55, № 5. С. 742–749. EDN UIMGRL. doi:10.7868/S0030157415050081
6. Измайлов Я. А. Эволюционная география побережий Азовского и Черного морей. Книга 1. Анапская пересыпь. Сочи : Лазаревская полиграфия, 2005. 175 с.
7. Возраст и условия формирования Бугазской пересыпи / П. А. Каплин [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2001. № 2. С. 87–95.

8. *Boyko E., Krylenko V., Krylenko M.* LIDAR and airphoto technology in the study of the Black Sea accumulative coasts // *Proceedings of SPIE. Third International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*, 2015, Paphos, Cyprus. 2015. Paphos. Vol. 9535. 95351Q. <https://doi.org/10.1117/12.2192577>
9. Исследование динамики рельефа северо-западной части Анапской пересыпи по материалам воздушного лазерного сканирования / В. И. Кравцова [и др.] // *Геоинформатика*. 2017. № 4. С. 48–62.
10. Mapping the Anapa Bay-Bar geosystems on the basis of satellite remote sensing and ground data / V. I. Kravtsova [et al.] // *Proceedings of SPIE. Third International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*, 2015, Paphos, Cyprus. 2015. Paphos. Vol. 9535. 95351X. doi:10.1117/12.2193682
11. *Кравцова В. И., Чалова Е. Р.* Картографирование ландшафтно-морфологической структуры восточного Бугазского участка Анапской пересыпи по материалам цифровой аэрофотосъемки // *Известия высших учебных заведений. Геодезия и аэрофотосъемка*. 2018. Т. 62. № 3. С. 303–313. <https://doi.org/10.30533/0536-101X-2018-62-3-303-313>
12. Сходство и различия малых пересыпей северо-восточной части Черного моря / В. В. Крыленко [и др.] // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2021. № 1. С. 63–83. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2021-1-63-83>
13. *Флеров А. Ф.* Песчаные ландшафты Черноморско-Азовского побережья Кавказа, их происхождение и развитие // *Известия Государственного географического общества*. 1931. Т. LXIII, вып. 1. С. 22–41.
14. *Невесский Е. Н.* История развития Анапской пересыпи // *Труды Института океанологии*. Москва, 1957. Т. 21. С. 165–174.
15. Реконструкция и датирование голоценовых береговых линий моря в дельте Кубани (Восточное Азово-Черноморье) / Я. А. Измайлов [и др.] // *Вестник ЛГУ. Серия 7. Геология. География*. 1989. Вып. 3. С. 61–69.
16. *Измайлов Я. А., Крыленко В. В.* Геологическое строение, палеогеография и новые данные о современной динамике Анапской пересыпи (Черноморское побережье) // *Пути эволюционной географии : материалы Всероссийской научной конференции посвященной памяти профессора А.А. Величко*. Москва : Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт географии Российской академии наук, 2016. С. 118–123.
17. *Леонтьев И. О.* Морфологические процессы в береговой зоне моря. Saarbrücken : LAP Lambert, 2014. 251 с.
18. *Балабанов И. П.* Палеогеографические предпосылки формирования современных природных условий и долгосрочный прогноз развития голоценовых террас Черноморского побережья Кавказа. Москва ; Владивосток : Дальнаука, 2009. 350 с.
19. *Крыленко Д. В., Крыленко В. В., Крыленко М. В.* Полевые исследования строения осадочной толщи северной части Витязевской пересыпи // *Бюллетень науки и практики*. 2022. Т. 8, № 11. С. 119–127. <https://doi.org/10.33619/2414-2948/84/16>
20. *Сударев Н. И., Поротов А. В., Гарбузов Г. П.* Путь из Синдики в Синдику: значение Анапской пересыпи в истории региона // *Материалы международной научной конференции: XIX Боспорские чтения. Боспор Киммерийский и варварский мир в период античности и средневековья. Традиции и инновации*. Керчь : ИП Литвиненко Е.А., 2018. С. 485–493.

21. *Поротов А. В., Сударев Н. И., Гарбузов Г. П.* Некоторые результаты изучения палеогеографического развития дельты Кубани в античное время // Материалы международной научной конференции: XXII Боспорские чтения. Боспор Киммерийский и варварский мир в период античности и средневековья. Новые открытия, новые проекты. Симферополь ; Керчь : ИП Кифниди Г.И., 2021. С. 335–344.
22. *Сударев Н. И., Поротов А. В., Гарбузов Г. П.* К вопросу о древних дорогах и переправах южной части Таманского полуострова // Боспорские исследования. 2022. № 44. С. 62–85.
23. *Зенкович В. П.* Берега Черного и Азовского морей. Москва : Географгиз, 1958. 374 с.
24. К вопросу об историко-географической ситуации на Таманском полуострове в период греческой колонизации / Ю. В. Горлов [и др.] // Проблемы истории, филологии, культуры. 2002. № 12. С. 248–257.
25. Особенности развития Черноморского побережья Таманского полуострова в позднем голоцене / А. В. Поротов [и др.] // Геоморфология. 2004. № 4. С. 63–77.
26. *Горлов Ю. В.* Географическая ситуация на Таманском полуострове во второй половине голоцена // Проблемы истории, филологии, культуры. 2008. № 21. С. 415–437.
27. Развитие природной среды и климата на территории Черноморской дельты Кубани в последние 7 тысяч лет / Н. С. Болиховская [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2014. № 1. С. 64–74.
28. Гидрология дельты и устьевое взморье Кубани / Под ред. В. Н. Михайлова, Д. В. Магрицкого, А. А. Иванова. Москва : ГЕОС, 2010. 728 с.
29. *Izmailov Ya. A., Arslanov Kh. A.* Formation of the Anapa sand-spit and Late Holocene fluctuation of the Black Sea level // IGCP 521 Second Plenary Meeting and Field Trip “Black Sea-Mediterranean corridor during the last 30 ka: Sea level change and human adaptation”. Odessa : Astroprint, 2006. P. 81–82.
30. Реакции продольных профилей и устьев рек бассейнов Азовского и Черного морей на изменчивость природных факторов и техногенное воздействие / С. И. Федорова [и др.] // Эрозионные и русловые процессы. Москва, 2010. Вып. 5. С. 387–406.
31. *Выхованец Г. В.* Эоловый процесс на морском берегу. Одесса : Астропринт, 2003. 368 с.
32. Крупные аккумулятивные формы на берегах Юго-Восточной Балтики / Е. Н. Бадюкова [и др.] // Океанология. 2017. Т. 57, № 4. С. 641–649. <https://doi.org/10.7868/S0030157417040128>
33. *Горлов Ю. В., Поротов А. В., Требелева Г. В.* Археологические памятники Благовещенского останца // Древности Боспора. Москва, 2005. Т. 8. С. 143–158.
34. *Поротов А. В.* Изменения уровня Черного моря в голоцене на основе геоархеологических индикаторов // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2013. № 1. С. 76–82.

Поступила 29.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 15.06.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Крыленко Вячеслав Владимирович, старший научный сотрудник, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Южное отделение (353467, Россия, Геленджик, ул. Просторная, 1Г), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0001-8898-8479**, krylenko.slava@gmail.com

Крыленко Марина Владимировна, ведущий научный сотрудник, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Южное отделение (353467, Россия, Геленджик, ул. Просторная, 1Г), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0003-4407-0548**, krylenko@mail.ru

Крыленко Дарья Вячеславовна, инженер, Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Южное отделение (353467, Россия, Геленджик, ул. Просторная, 1Г), **ORCID ID: 0000-0002-2541-5902**, dasha20000222@gmail.com

Заявленный вклад авторов:

Крыленко Вячеслав Владимирович – разработка концепции, обработка и анализ данных, подготовка текста статьи, картографического и иллюстративного материала

Крыленко Марина Владимировна – постановка проблемы, обработка и анализ данных, подготовка текста статьи

Крыленко Дарья Вячеславовна – обзор литературы по проблеме исследования, подготовка текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Гранулометрический состав наносов береговой зоны бухты Коктебель (Крым)

К. И. Гуров

*Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия
e-mail: gurovki@gmail.ru*

Аннотация

Цель работы – исследовать локальные особенности и факторы формирования фракционного состава наносов в береговой зоне бухты Коктебель. На основании данных натурных наблюдений и результатов исследования гранулометрического состава проб наносов из приурезовой полосы и пляжевой зоны бухты Коктебель установлено, что наносы пляжей на урезе в зоне заплеска представлены крупным гравием с включением среднего и мелкого гравия. Материал, отобранный в западной и центральной частях приурезовой полосы бухты, средне и плохо сортирован, а в восточной части – хорошо сортирован. По гранулометрическому составу материал пляжей в центральной и тыловой зонах различается. Наносы в центральной зоне пляжей представлены преимущественно фракциями крупного гравия (27 %) и крупного песка (26 %) с включениями мелкого гравия (18 %) и среднего песка (14 %). Материал гравийно-песчаных пляжей в восточной части исследуемой зоны и гравийных пляжей в западной ее части хорошо сортирован, а в центральной – материал пляжей плохо сортирован. В тыловой зоне пляжей материал плохо сортирован и состоит преимущественно из крупного гравия, доля которого от западной части к восточной уменьшается. В пробах наносов, отобранных в тыловой зоне пляжей, отмечается повышенная доля илистого материала (1–13 %). Особенности фракционного состава наносов пляжей определяются перехватом и удерживанием гравийного материала многочисленными сооружениями, расположенными непосредственно в приурезовой полосе, а также поступлением глинисто-песчаного материала в результате волновой абразии природных клифов и его накоплением в центральной зоне пляжей с увеличением их ширины.

Ключевые слова: Коктебель, береговая зона, наносы, пляж, гранулометрический состав, антропогенное воздействие

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по теме № FNNN-2021-0005 «Прибрежные исследования».

Для цитирования: Гуров К. И. Гранулометрический состав наносов береговой зоны бухты Коктебель (Крым) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 34–45. EDN PYURTV.

© Гуров К. И., 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

Granulometric Composition of Sediments in the Coastal Zone of Koktebel Bay (Crimea)

K. I. Gurov

*Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia
e-mail: gurovki@gmail.com*

Abstract

The paper aims to study the local features and factors of sediment fractional composition formation in the coastal zone of Koktebel Bay. The paper uses *in situ* data and the results of granulometric composition analysis of sediment samples from the swash and beach zones of Koktebel Bay to reveal that the beach sediments on the shoreline in the swash zone were represented by coarse gravel with the inclusion of medium and fine gravel. The material in the western and central parts of the coastal zone of the bay was moderately and poorly graded, while in the eastern part it was well graded. The granulometric composition of the beach material differed for the central and rear sections. The sediments in the central parts of the beaches were mainly represented by coarse gravel (27 %) and coarse sand (26 %) with inclusions of fine gravel (18 %) and medium sand (14 %). The material of gravel-sand beaches in the eastern part and the gravel beaches in the western part were well graded, while the beach material in the central study part was poorly graded. In the rear section of the beaches, the material was poorly graded and consisted mainly of coarse gravel, the portion of which decreases from the western part to the eastern one. In the samples from the rear part of the beaches, an increased proportion of silty material (1–13%) was noted. The features of the fractional composition of beach sediments are determined by the interception and retention of gravel material by numerous structures located directly in the shoreline, as well as by the supply of clay-sandy material as a result of wave abrasion of natural cliffs and its accumulation in the central section of the beaches as their width increases.

Keywords: Koktebel, coastal zone, sediments, beach, granulometric composition, anthropogenic impact

Acknowledgements: The work was carried out under state assignment on topic no. FNNN-2021-0005 “Coastal research”.

For citation: Gurov, K.I., 2023. Granulometric Composition of Sediments in the Coastal Zone of Koktebel Bay (Crimea). *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 34–45.

Введение

Прибрежные районы Крыма являются зонами активной антропогенной нагрузки. Интенсификация антропогенной деятельности в береговой зоне за последние 30 лет стала причиной нарушения естественного хода гидро- и геодинамических процессов. Как результат, зарегулирование естественных водотоков (источник материала для наносов пляжей), добыча песка в прибрежной полосе и активное строительство в береговой зоне привели к разрушению объектов прибрежной инфраструктуры.

Гранулометрический состав наносов и особенности их распределения в береговой зоне – ключевые параметры, используемые при математическом моделировании морфодинамики песчаных пляжей [1].

Актуальность исследования наносов береговой зоны на участке побережья Юго-Восточного Крыма в районе бухты Коктебель обусловлена в первую очередь отсутствием современных данных об их гранулометрическом составе (долевое содержание фракций, средний диаметр частиц, коэффициент сортировки), а также существенным увеличением темпов освоения рекреационного потенциала данного региона в связи с реализацией проектов строительства набережной и берегозащитных сооружений.

Цель работы – исследовать локальные особенности и факторы формирования фракционного состава наносов в береговой зоне бухты Коктебель. Ранее подобные работы проводились автором в отношении участков береговой зоны Каламитского залива в целом [2] и пересыпи оз. Сакского в частности [3]. Полученные данные натурных измерений восполняют недостаток информации о структуре и факторах формирования донных наносов на исследуемом участке и могут быть использованы в дальнейшем при планировании берегозащитных мер, направленных на рациональное использование ресурсов береговой зоны.

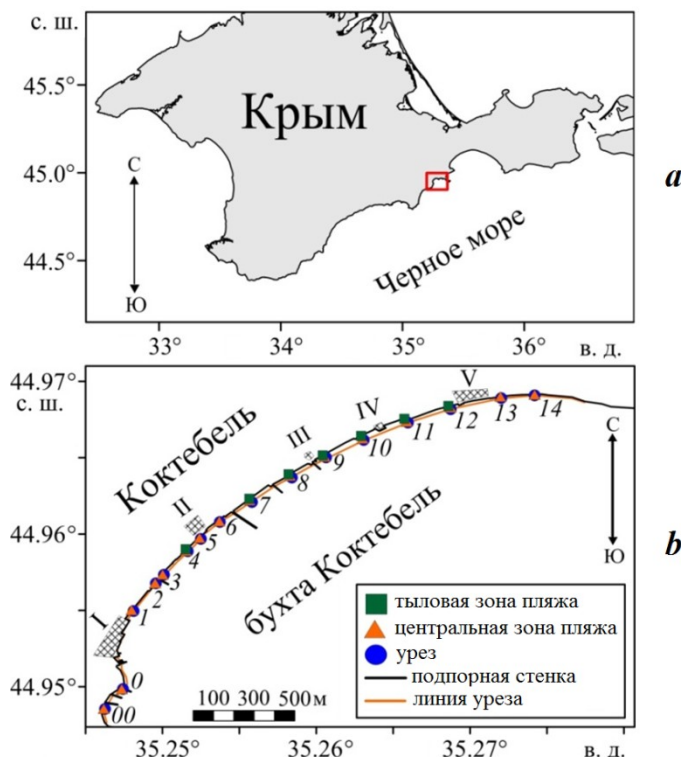
Характеристика района исследований

Бухта Коктебель – акватория Юго-Восточного Крыма, расположенная от м. Планерного на западе до м. Хамелеон на востоке (рис. 1). Длина береговой линии бухты – около 4000 м, максимальная глубина – 15–20 м [4–6].

Берег бухты абразионно-оползневой и абразионно-эрозионный, представлен в основном клифом однородного состава высотой 3–30 м с узкими галечно-валунными пляжами [4–6]. Клифы сложены четвертичными щебнистыми суглинками, средне- и верхнеюрскими глинами [6]. Скорость абразии берегов бухты Коктебель ¹⁾ в среднем 0.2–0.5 м/год. Ширина пляжей составляет 5–10 м в западной, 30–40 м в центральной и 3–10 м в восточной частях бухты.

После зарегулирования мелких водотоков, являющихся источником материала для наносов, поступление глинисто-песчаного материала на исследуемом участке сократилось [4, 5]. В настоящее время пляжеобразующий материал поступает в результате разрушения клифов в западной и восточной частях береговой зоны бухты. На западном участке большая часть клифов активно застроена. Здесь расположен каскад берегозащитных сооружений в виде бетонных бун длиной 65 м и ряд причальных стенок длиной до 35 м, расположенных непосредственно на линии уреза. Эти бетонные конструкции нарушили механизм транспорта наносов, что привело к полному сокращению пляжей на этом участке. Наиболее существенной причиной деградации природных комплексов береговой зоны бухты Коктебель стало строительство набережной в конце 1960-х гг. и несанкционированное частное строительство на прилегающих участках в 1990-е гг., выполненное без необходимых для данного района оценок литодинамических процессов [4].

¹⁾ Геология шельфа УССР. Среда. История и методика изучения. Киев : Наукова думка, 1982. 180 с.



Р и с.1. Положение исследуемого района (обозначен красным прямоугольником) (а); схема станций отбора проб грунта поверхности пляжа и уреза в зоне заплеска на участке береговой зоны бухты Коктебель, 2021 г. (арабскими цифрами обозначены номера станций; римскими цифрами – объекты: I – гостиничный комплекс «Белый грифон», II – Дом-музей М.А. Волошина, III – дельфинарий «Коктебель», IV – холм Юнге, V – эллинги «Жемчужина Коктебеля») (б)

Fig. 1. Location of the study area (the red rectangular) (a); a map of soil sampling from the beach surface and the shoreline in the swash zone on the Koktebel Bay coast, 2021 (the Arabic numerals denote station numbers; the Roman numerals denote the following objects: I – Beliy Grifon Hotel Resort, II – M. A. Voloshin Memorial House, III – Koktebel Dolphinarium, IV – Junge Hill, V – boat sheds Zhemchuzhina Koktebel'ya) (b)

Материалы и методы

Пробы наносов береговой зоны бухты Коктебель на участках вблизи уреза (в зоне заплеска), а также в центральной и тыловой зонах пляжей отбирались в ноябре 2021 г. Гранулометрический состав донных наносов определялся по массовому содержанию частиц различной крупности, выраженному в процентах по отношению к массе взятой для анализа сухой пробы грунта

(ГОСТ 12536-2014). Просеивание проб наносов проводилось с помощью набора сит с отверстиями 10; 7; 5; 2.5; 2; 1; 0.5; 0.25; 0.1; 0.05 мм. Точки отбора проб на поверхности пляжей и возле уреза воды выбирались таким образом, чтобы можно было оценить, как влияют берегозащитные сооружения на гранулометрический состав материала, перемещаемого вдоль берега.

Для визуализации данных гранулометрического анализа проб наносов, а также вычисления некоторых характерных коэффициентов использовались кумулятивные кривые.

Кумулятивные кривые представляют особую ценность для вычисления различных гранулометрических коэффициентов, в частности предложенных П. Траском [7] и В. Крумбейном [8] среднего, или медианного, диаметра частиц (M_d), коэффициента сортировки (S_o) и коэффициента асимметрии (S_k).

Средний, или медианный, диаметр (M_d), т. е. второй квартиль, или тот размер зерна, относительно которого половина зерен крупнее, а другая половина – мельче, определяют непосредственно по кумулятивной кривой: из точки кривой с ординатой 50 % опускают на ось абсцисс перпендикуляр и определяют искомый размер. Средний диаметр – важная характеристика гранулометрического состава пробы, поскольку он определяет, хотя часто грубо, ее гранулометрический тип ²⁾.

Коэффициент сортировки определяется по формуле

$$S_o = \sqrt{\frac{Q_3}{Q_1}},$$

где Q_3 и Q_1 – значение третьего и первого квартилей, т. е. размеры частиц, которым отвечают ординаты соответственно 25 и 75 %, когда от начала осей координат откладываются значения размера и доли наиболее крупных фракций.

В хорошо отсортированных песках и алевритах $S_o < 1.5$; в средне отсортированных $S_o = 1.5-2$ и плохо отсортированных $S_o > 2$.

Коэффициент асимметрии (S_k) вычисляют по формуле

$$S_k = \frac{Q_1 \cdot Q_3}{M_d^2}.$$

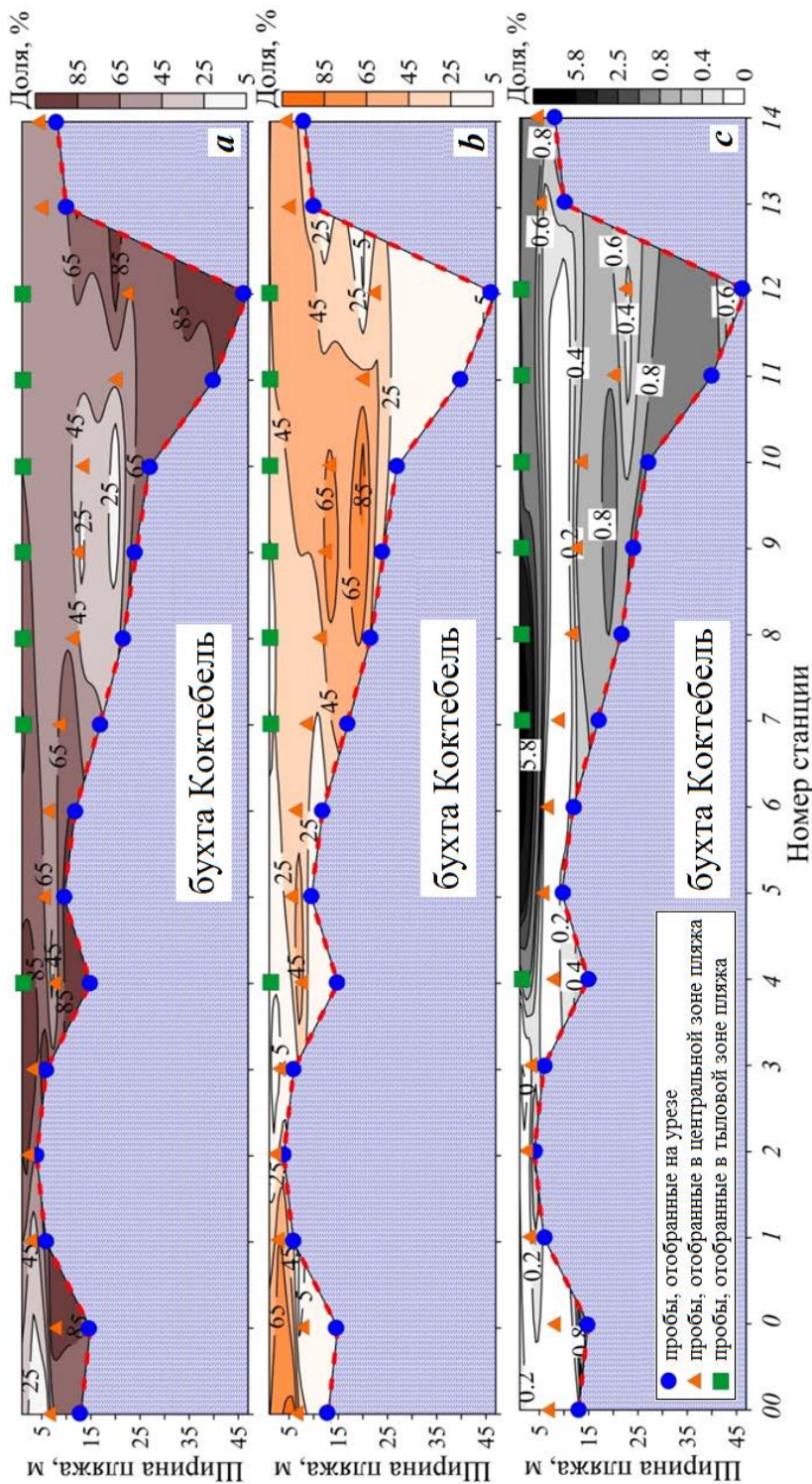
Если $S_k > 1$, то в осадке преобладает мелкая фракция, при $S_k < 1$ преобладающей будет крупная фракция.

Результаты и обсуждение

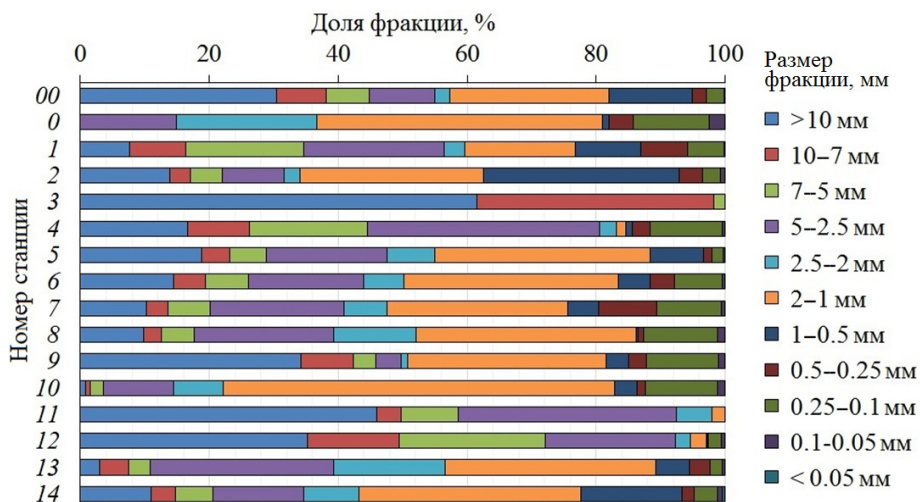
Особенности пространственного распределения гранулометрических фракций в береговой зоне бухты Коктебель показаны на рис. 2.

Установлено, что по гранулометрическому составу наносы на участке береговой зоны бухты Коктебель достаточно разнообразны. Отмечено, что в приурезовой полосе преобладает крупнозернистый галечно-гравийный материал,

²⁾ Пармузина Л. В. Гранулометрический анализ песчано-алевритовых пород: методические указания по выполнению лабораторных работ по дисциплине «Литология природных резервуаров нефти и газа» для специальности 130304 – «Геология нефти и газа». Ухта : УГТУ, 2011. 23 с.



Р и с. 2. Пространственное распределение фракций гранулометрического состава: гравийной (a); песчаной (b); илистой (c) – в наносах береговой зоны бухты Коктебель. Пунктиром показана линия уреза воды
 F i g. 2. Spatial distribution of the gravel (a), sand (b), and silt (c) fractions in the sediments of the Koktebel Bay shoreline.
 The dashed curve denotes the shoreline



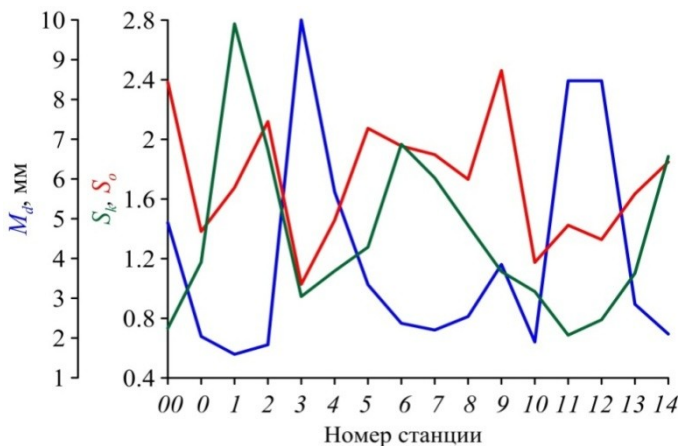
Р и с. 3. Пространственное распределение фракций донных наносов в приурезовой полосе береговой зоны бухты Коктебель

Fig. 3. Spatial distribution of the bottom sediment fractions at the shoreline in the swash zone of Koktebel Bay coast

доля которого в среднем составляет 84 % и возрастает в пределах исследуемого района с запада на восток. Доля песчаного материала в приурезовой полосе незначительна (в среднем 15 %) и представлена крупно- и мелкозернистыми фракциями. Доля мелкозернистой фракции не превышает 1 %. Анализ особенностей пространственного распределения материала наносов по крупности в приурезовой полосе позволил выделить несколько характерных участков (рис. 3).

Для первого участка (ст. 00–2) характерна плотная антропогенная застройка, включающая каскад берегозащитных сооружений (бун), а также жилые дома и рекреационные объекты, расположенные вплотную к линии уреза. Она привела к ограничению потока наносов, поступающих в результате абразии берегов в западной части бухты, и уменьшению доли гравийного материала на этом участке. Буна на участке между ст. 2 и 3, по-видимому, препятствует потоку наносов с востока на запад. Для этого участка отмечается максимальная доля песчаной фракции в наносах приурезовой полосы (в среднем 24 %), что отражается в повышенных значениях S_k (рис. 4).

Второй участок (ст. 3–11) характеризуется материалом, неоднородным по своему гранулометрическому составу, что отражается в значениях коэффициента сортировки: на участке между ст. 4 и 9 – в среднем 1.9 (рис. 4). На отрезке береговой линии между ст. 3 и 7 наблюдается уменьшение как доли гравийного материала, так и его крупности. Это объясняется подсыпкой пляжей на этом участке, а также расположением гидротехнических сооружений, перехватывающих материал наносов, перемещающихся вдоль линии уреза. Кроме того, увеличение ширины пляжей с запада на восток приводит к поступлению в приурезовую зону песчаного материала. Таким образом, количество



Р и с. 4. Пространственное распределение гранулометрических коэффициентов для проб, отобранных на урезе

F i g. 4. Spatial distribution of granulometric coefficients for the samples taken at the shoreline in the swash zone

крупнозернистого материала, перемещающегося с запада на восток, уменьшается, а доля песчаного материала, поступающего с пляжа в полосу уреза, увеличивается.

Для третьего участка (ст. 12–14) отмечается увеличение содержания песчаного (от 2 до 21 %) и илистого (0.4 до 1.2 %) материала, с одной стороны, и уменьшение доли гравийного материала (от 97 до 78 %) – с другой. Повышение доли песчаной и илистой фракций на этом участке определяется структурой клифов, образованных глинисто-песчаным материалом. Поскольку клифы в восточной части береговой зоны бухты Коктебель не застроены, глинисто-песчаный материал, поступающий в береговую зону в результате волновой абразии, – основной источник терригенного вещества для наносов пляжей. Это также отражается в увеличении коэффициента S_k (рис. 4).

Пробы, отобранные на урезе, характеризовались различной степенью сортировки. Материал на первом и втором участках средне и плохо сортирован, а на третьем – хорошо сортирован (рис. 4). Получена достаточно слабая, но явная корреляционная зависимость коэффициента сортировки от крупности материала. Корреляция S_o с гравийной фракцией составила -0.5 , а с песчаной 0.5 . Другая, более явная зависимость была получена при сравнении значений M_d и доли песчаного и гравийного материала. Установлено, что корреляция M_d с гравийной фракцией составила 0.8 , а с песчаной -0.8 .

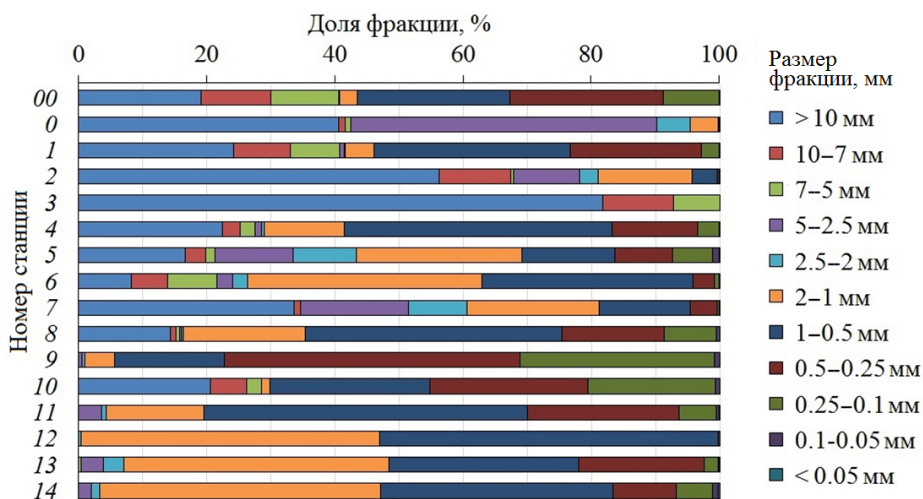
Поскольку ширина пляжей береговой зоны бухты Коктебель значительно различается, гранулометрический состав наносов в центральной и тыловой зонах пляжей достаточно разнообразен.

Установлено, что наносы в центральной зоне пляжей представлены преимущественно фракциями крупного гравия (27 %) и крупного песка (26 %) с включениями мелкого гравия (18 %) и среднего песка (14 %). Доля крупнозернистого гравия максимальна в наносах пляжей в западной части

исследуемой зоны, что объясняется его накоплением в межбунном пространстве. По мере продвижения с запада на восток доля крупно- и среднезернистого гравия сокращается, а мелкозернистого возрастает. Доли фракций крупного (1–0.5 мм) и среднего (0.5–0.25 мм) песка, наоборот, увеличиваются от западной части зоны к восточной. Особенности пространственного распределения гравийного и песчаного материала в центральной зоне пляжей определяются морфометрическими параметрами самих пляжей (ширина, угол наклона), характером застройки в береговой зоне, а также типом пород, слагающих клифы на участках, не подверженных антропогенному воздействию.

Неоднородность пространственного распределения фракций гранулометрического состава в наносах пляжей позволила выделить несколько характерных участков (рис. 5).

Первый участок (ст. 00–4) отличается наибольшей неоднородностью пляжевого материала, чередующимися между собой зонами накопления гравийной и песчаной фракций. В первую очередь это обусловлено минимальной шириной пляжей и максимальным уровнем антропогенной нагрузки на участок береговой зоны в этом районе. Зоны накопления гравийного материала (ст. 0, 2, 3) располагаются между берегозащитными сооружениями (бунами) и на участках с минимальной шириной пляжа (до 5 м), в местах построек, расположенных вплотную к линии уреза. Максимальная концентрация песчаного материала на ст. 00 объясняется его поступлением в результате абразии природного клифа. Пространственная неоднородность материала отразилась на значениях параметра M_d , которые изменяются в широком диапазоне от 0.7 для средне- и крупнозернистых песчаных наносов до 10 для крупнозернистых гравийных наносов. Максимальные значения параметра M_d на ст. 2, 3 объясняются минимальной шириной пляжей и поступлением крупнозернистого гравийного материала из приурезовой полосы.



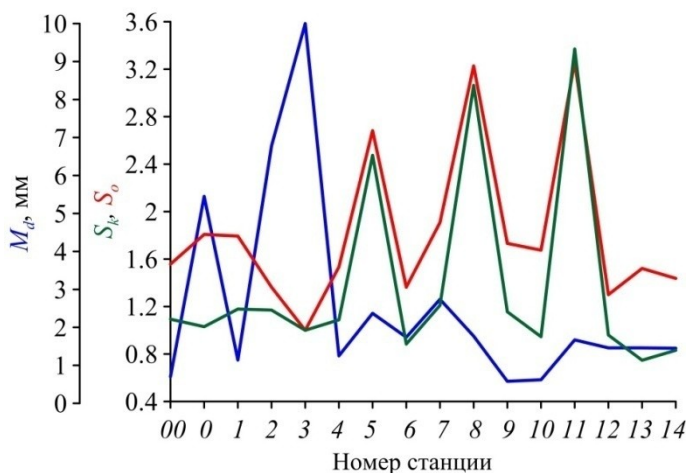
Р и с. 5. Пространственное распределение фракций донных наносов в центральной зоне пляжей

Fig. 5. Spatial distribution of bottom sediment fractions in the central section of the beaches

На втором участке (ст. 5–10) наблюдается уменьшение доли гравийного материала с запада на восток (от 77 до 2 %) и увеличение доли песчаного материала (от 22 до 97 %). Повышенная доля крупнозернистой фракции (62–78 %) в начале этого участка (ст. 5–7) объясняется тем, что здесь вплотную к урезу расположены два пирса с пристройками, а ширина пляжей не превышает 15 м. Во второй половине этого участка (ст. 9–10) увеличение ширины пляжей (до 40 м) и отсутствие сооружений вблизи уреза, по-видимому, приводят к тому, что песчаный материал в центральной зоне пляжей не участвует во вдольбереговом потоке наносов и накапливается. На этом участке отмечаются максимальная доля мелкозернистой песчаной фракции (27 %) и минимальное для всей исследуемой береговой зоны значение M_d , равное 0.6.

Третий участок (ст. 11–14) характеризуется плавным уменьшением ширины пляжей от 43 до 5 м. В результате количество песчаного материала убывает, а гравийного увеличивается. Незначительный рост доли илистого материала объясняется его поступлением с клифов в тыловой зоне пляжа, сложенных глинисто-песчаными наносами.

В целом материал в центральной зоне пляжей средне сортирован (1.8). Хорошо сортирован материал гравийно-песчаных пляжей в восточной части этой зоны и гравийных пляжей в западной ее части, а в центральной – материал пляжей плохо сортирован (рис. 6). На ст. 5, 8, 11 бикомпонентная структура наносов, образованных как крупнозернистым гравием, так и крупно- и среднезернистым песком, приводит к тому, что на этих станциях материал наносов максимально не сортирован (S_o равен 2.7; 3.2 и 3.3 соответственно). Средний медианный диаметр составил 2.6, что значительно превышает значения, полученные в работе [9].



Р и с. 6. Пространственное распределение гранулометрических коэффициентов для проб, отобранных в центральной зоне пляжей

Fig. 6. Spatial distribution of granulometric coefficients for the samples taken in the central section of the beaches

Дополнительно отобранный материал в тыловой зоне пляжей на ст. 4, 7–12 показал, что наносы сложены преимущественно крупным гравием (в среднем 60 %). Соотношение гравийного и песчаного материала на этих станциях диаметрально отличается от состава наносов в центральной зоне пляжей. На некоторых участках наносы сверху присыпаны 5–12-сантиметровым слоем, состоящим из мелкой гальки и крупного гравия, далее расположены смешанные гравийно-песчаные наносы с включением детрита и растительных остатков. По-видимому, это объясняется поступлением крупнозернистого гравийного материала в тыловую зону пляжа во время сильных штормов и его накоплением там. Повышенная доля илистого материала (до 13 %) в наносах тыловой зоны пляжей ввиду отсутствия природных клифов и тотальной застройки береговой зоны, по-видимому, объясняется поступлением этих наносов с ливневым стоком с близлежащих участков.

Выводы

Значительная антропогенная нагрузка на береговую зону бухты Коктебель (бетонирование береговой линии, строительство молов, пирсов, жилых, рекреационных и технических построек, расположенных вплотную к урезу) привели к нарушению естественных процессов поступления материала наносов и их транспорта. В результате гранулометрический состав наносов в приурезовой полосе (в зоне заплеска) и в центральной и тыловой зонах пляжей значительно различается.

Наносы на урзе представлены гравийным материалом различной крупности. Доля песчаного материала в наносах приурезовой полосы составила в среднем 15 %, а илистого менее 1 %. Степень сортировки материала – средняя с минимальными значениями в восточной части береговой зоны и максимальными – в центральной. Особенности фракционного состава наносов на урзе определяются двумя факторами: 1) перехватом и удерживанием крупно- и среднегравийного материала многочисленными сооружениями, расположенными непосредственно в приурезовой полосе и 2) увеличением ширины пляжа и поступлением песчаного материала.

По гранулометрическому составу материал пляжей в центральной и тыловой зонах различается. Для центральной зоны пляжей характерны наносы, состоящие из крупно- и мелкозернистого гравия с включением крупно- и среднезернистого песка. Медианный диаметр наносов пляжей уменьшается от западной части береговой зоны к восточной, а степень сортировки увеличивается от периферии к центральной части береговой зоны. Наносы в тыловой зоне пляжей плохо сортированы и образованы крупным гравием с включениями илистого материала, который поступает с ливневым стоком с близлежащих участков и накапливается в отсутствие динамики материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гуров К. И., Фомин В. В.* Влияние штормовых условий на изменение гранулометрического состава донных отложений в прибрежной зоне Западного Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2021. № 2. С. 30–46. EDN OSABJC. doi:10.22449/2413-5577-2021-2-30-46
2. *Гуров К. И.* Результаты мониторинга гранулометрического состава наносов береговой зоны Каламитского залива // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2018. Вып. 3. С. 56–63. EDN YLLQNH. doi:10.22449/2413-5577-2018-3-56-63
3. *Гуров К. И.* Результаты мониторинга динамики береговой зоны и гранулометрического состава наносов пляжей в центральной части Каламитского залива // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 1. С. 36–46. EDN MPCDSC. doi:10.22449/2413-5577-2020-1-36-46
4. Современное состояние береговой зоны Крыма / Под ред. Ю. Н. Горячкина. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2015. 252 с. EDN URTTZY.
5. *Горячкин Ю. Н., Долотов В. В.* Морские берега Крыма. Севастополь : ООО «Колорит», 2019. 256 с. URL: <http://coast-crimea.ru/index.php/research/monograph> (дата обращения: 10.11.2023). EDN ARVKTY.
6. Курорт Коктебель / А. А. Вронский [и др.]. Киев : Наукова думка, 1997. 134 с.
7. *Trask P. D.* Origin and environment of source sediments of petroleum. Houston, USA : Gulfpublishing Co., 1932. 323 p.
8. *Krumbein W. C.* Application of logarithmic moments to size-frequency distribution of sediments // Journal of Sedimentary Research. 1936. Vol. 6, no. 1. P. 35–47. <https://doi.org/10.1306/D4268F59-2B26-11D7-8648000102C1865D>
9. *Братусь О. С.* О гранулометрическом составе песчаных пляжных отложений Крыма // Доклады Академии наук СССР. 1965. Т. 163, № 2. С. 431–434.

Поступила 26.05.2023 г.; одобрена после рецензирования 20.06.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторе:

Гуров Константин Игоревич, младший научный сотрудник, отдел биогеохимии моря, ФГБУН ФИЦ МГИ (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2),
ORCID ID: 0000-0003-3460-9650, ResearcherID: L-7895-2017, gurovki@gmail.com

Программный инструмент оперативной подготовки данных для оценки структуры вдольбереговых потоков наносов в прибрежной зоне моря

В. В. Долотов *, В. Ф. Удовик

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

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

Аннотация

Описываются результаты разработки геоинформационного программного инструмента, предназначенного для автоматизированного формирования массива входных параметров, необходимых для оценки направления и относительной интенсивности вдольбереговых потоков наносов с использованием ветроэнергетического метода. Указанный метод устанавливает непосредственную связь между энергией ветрового воздействия на водную поверхность и интенсивностью перемещения наносов. Его применение корректно в случае выполнения расчетов для отмелей и относительно прямолинейных участков береговой зоны с песчано-гравийными наносами, при этом в качестве входных параметров используется информация о направлении и скорости ветра, а также длина разгона волнения по секторам различного направления и средняя глубина по лучам разгона. Указанные параметры являются индивидуальными для каждого отрезка аппроксимации исследуемого участка побережья. Возможность использования данных о ветре как о единственном параметре, характеризующем вынуждающую силу, предоставляет преимущество при использовании метода для проведения предварительных и рекогносцировочных оценок структуры и основных параметров движения наносов в малоизученных и не обеспеченных данными о волнении районах. Основы метода разрабатывались в условиях отсутствия вычислительной техники, поэтому значительная трудоемкость подготовки региональных данных накладывала ограничения на возможности детализации береговой линии при ее аппроксимации кусочно-линейной функцией. То же ограничение накладывалось и на количество секторов по направлению ветра при подсчете энергии, интерпретируемой в качестве наносодвижущей силы. Развитие и доступность современных геоинформационных технологий в части создания новых либо использования уже существующих цифровых моделей рельефа дна послужили предпосылкой к разработке авторами модифицированного варианта расчетной схемы ветроэнергетического метода и специализированного программного инструмента для автоматизации этапа подготовки набора региональных входных параметров. Практическое его применение позволило значительно ускорить процесс подготовки цифровых массивов данных для уточнения структуры потоков наносов для протяженных участков береговой зоны Западного Крыма.

© Долотов В. В., Удовик В. Ф., 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

Ключевые слова: вдольбереговые потоки наносов, ветроэнергетический метод, ветро-волновой режим, ГИС, литодинамические процессы, береговая зона моря, прибрежная зона, автоматизация расчетов

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по теме № 0827-2020-0004 «Прибрежные исследования».

Для цитирования: Долотов В. В., Удовик В. Ф. Программный инструмент оперативной подготовки данных для оценки структуры вдольбереговых потоков наносов в прибрежной зоне моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 46–55. EDN PTTPUK.

A Software Tool for Operative Data Preparation for Assessing the Structure of Longshore Sediment Flows in the Coastal Zone of the Sea

V. V. Dolotov*, V. F. Udovik

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

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

Abstract

The paper describes geoinformation software developed for automated formation of an array of input parameters necessary to assess the direction and relative intensity of alongshore sediment flows using the wind energy method. This method establishes a direct relationship between the energy of wind action on the water surface and the intensity of sediment movement. The method can be applied to calculations for shallow and relatively straight coastal sections with sand and gravel deposits. As input parameters, the software uses information about both the wind direction and speed, as well as the length of the wave acceleration along the sectors of different directions and the average depth along the acceleration rays. These parameters are individual for each segment of the approximation of the study coast section. The possibility of using wind data as the only parameter characterizing the driving force provides an advantage when using the method to conduct preliminary and reconnaissance assessments of the structure and main parameters of sediment movement in the areas that are poorly studied or not covered with disturbance data. The basics of the method were developed in the absence of computer technology. Therefore, the considerable complexity of preparing regional data limited the possibility to detail the coastline when approximating it by a piecewise linear function. The same limitation was imposed on the number of sectors in the wind direction when calculating the energy interpreted as a sediment movement force. The development and availability of modern geoinformation technologies in terms of creating new digital models of the bottom relief or using existing ones predetermined that the authors develop a modified version of the calculation scheme of the wind energy method and a specialized software tool to automate the preparation stage of a set of regional input parameters. The software allows the user to significantly accelerate preparation of digital data arrays to clarify the structure of sediment flows for extended sections of the coastal zone of Western Crimea.

Keywords: longshore sediment flows, wind energy method, wind-wave regime, GIS, lithodynamics processes, coastal zone, automation of calculations

Acknowledgments: The work was performed under state assignment of MHI RAS on topics no. 0827-2020-0004 “Coastal research”.

Введение

Изучение литодинамических процессов в береговой зоне моря является одним из важнейших и актуальных направлений развития научных исследований прибрежной зоны морей, что отражено во множестве как классических^{1), 2)} [1, 2], так и современных³⁾ [3–5] публикаций. Это обусловлено насущной потребностью использования результатов подобных исследований при изучении состояния морских берегов и прогноза тенденций их развития. Такие тенденции способны проявляться как в естественных условиях, так и при различных сценариях антропогенного воздействия. Эти результаты особенно необходимы при реализации проектов масштабного техногенного преобразования береговой зоны, направленных на сохранение используемых прибрежных территорий и расположенных на них объектов инфраструктуры. Другим примером применения могут служить проекты освоения новых перспективных регионов, к которым в Российской Федерации в первую очередь относятся труднодоступные районы на побережье Арктики и Дальнего Востока.

Основным направлением инженерных изысканий в таких случаях является выявление и уточнение качественных и количественных характеристик преформирования рельефа берегов в районе работ на различных пространственных и временных масштабах под воздействием природных и антропогенных факторов. При этом на начальных этапах планирования и технико-экономического обоснования проектов часто необходимо в сжатые сроки получить информацию об основных причинно-следственных связях между ветро-волновым режимом и вдольбереговым перемещением наносов в границах отдельного участка побережья.

При отсутствии необходимого объема данных натурных наблюдений для решения подобных задач в настоящее время возможно использование методик, основанных на упрощенных эмпирических и полумэмпирических соотношениях и позволяющих оперативно получить требуемую предварительную информацию с минимальным набором входных параметров^{3), 4)}. Большинство подобных методик создавалось еще в условиях отсутствия вычислительной техники. Однако они не теряют своей актуальности и в настоящее время. Так, например, проводятся исследования, направленные преимущественно на калибровку коэффициентов с сохранением основных расчетных формул [6].

¹⁾ Зенкович В. П. Основы учения о развитии морских берегов. Москва : Наука, 1962. 710 с.

²⁾ Лонгинов В. В. Динамика береговой зоны бесприливных морей. Москва : Изд-во Академии наук СССР, 1963. 379с.

³⁾ Shore Protection Manual. Vicksburg : Coastal Engineering Research Center, 1984. Vol. II. 652 p.

⁴⁾ Руководство по методам исследований и расчетов перемещения наносов и динамики берегов при инженерных изысканиях. Москва : Гидрометеиздат, 1975. 239 с.

Развитие и доступность цифровых технологий, особенно в части создания новых либо использования уже существующих цифровых моделей рельефа дна, послужили предпосылкой к разработке авторами модифицированного варианта расчетной схемы известного ветроэнергетического метода (ВЭМ). Впоследствии на его основе был разработан соответствующий программный инструмент для автоматизации этапа подготовки набора региональных входных параметров.

Цель статьи – разработать программные алгоритмы и простейший инструмент для пространственных вычислений коэффициентов, определяющихся факторами воздействия внешних условий на характеристики потоков наносов.

Материалы и методы исследования

Среди расчетных методик проведения оперативной оценки направления и интенсивности потоков наносов, определяющих основные тенденции формирования рельефа береговой зоны, следует выделить гидрометеорологические методы⁴⁾. Разработанные на основе результатов большого количества исследований и натурных наблюдений, они успешно применяются при решении практических вопросов, связанных с проведением берегозащитных мероприятий, строительством гидротехнических сооружений, обслуживанием акваторий портов и подходных каналов. Обоснование выбора конкретной расчетной схемы определяется, как правило, такими геоморфологическими характеристиками района исследований, как рельеф дна, очертания береговой линии и гранулометрический состав прибрежно-морских наносов.

На отмелях и относительно прямолинейных участках с песчано-гравийными наносами для оперативной оценки рекомендуется применение ВЭМ, который был предложен в 1930-х гг.^{5), 6)} и в дальнейшем разрабатывался и совершенствовался^{7), 8)} [7–9]. Этот метод устанавливает связь непосредственно между энергией ветрового воздействия на водную поверхность и интенсивностью перемещения наносов. В основе расчетной схемы лежит суммирование энергии, передаваемой водной среде при ветрах различных направлений по отношению к ориентации береговой линии. При этом весь диапазон направлений ветра разбивается на отдельные сектора, для каждого из которых общее выражение для передаваемой энергии записывается в виде

$$e = p \cdot W^n \cdot D^m, \quad (1)$$

где p – повторяемость ветра в пределах сектора (в относительных единицах или процентах); W – осредненная скорость ветра; D – длина разгона ветра

⁵⁾ Мунх-Петерсон И. Движение наносов вдоль берегов безливных морей : [доклад конференции] // Доклады IV гидрологической конференции Балтийских стран. Ленинград, 1933. 17 с.

⁶⁾ Глушков В. Г. Роль влияния ветра, вектор миграции, вектор перемещения наносов и вектор лобового воздействия // За рационализацию гидрологии. Ленинград : ЛГТИ, 1934. С. 13–27.

⁷⁾ Кнапс Р. Я. Гидрометеорологический метод определения характеристик режима движения песчаных наносов // Технические указания по проектированию морских берегоукрепительных сооружений на берегах с песчаными наносами. ВСН 80-62 : Утв. Техн. упр. М-ва трансп. строительства 16/VIII 1962 г. : [Срок введения 1 янв. 1963 г.]. Москва : Оргтрансстрой, 1962.

⁸⁾ Шишов Н. Д. Метод расчета мощности и потока песчаных наносов в морях и больших озерах // Труды СоюзморНИИпроекта. Москва : Морской транспорт, 1956. Т. 3. С. 45–56.

над водной поверхностью; n и m – показатели степени, которые могут варьироваться в разных условиях. В стандартном варианте для расчета значений рекомендуется использовать сектора в границах географических румбов (через 45°) либо полурумбов (через 22.5°) и вводить коэффициент полноты румбового сектора. Длина разгона ограничивается предельным значением, рассчитываемым по соотношению $D_{np} = 0.8W^2$.

Существует несколько вариантов расчетных формул, построенных на базе выражения (1), наиболее распространенными из которых являются приводимые в [7, 9]. При этом показатель степени n задается разными авторами равным двум или трем, а показатель m обычно принимается равным $1/3$. Размерность энергии e всеми авторами дается в условных единицах.

Не вдаваясь в подробности метода, которые обсуждаются в ряде работ, например [10, 11], можно систематизировать описанную выше информацию следующим образом.

Используемый в настоящее время вариант ВЭМ достаточно прост, и основным препятствием для его оперативного применения является большой объем предварительно подготавливаемых данных, характеризующихся однотипным табличным форматом. Исходя из общего подхода береговая линия исследуемого участка аппроксимируется набором прямолинейных отрезков, из середины которых в направлении моря проводится ряд лучей в направлениях от нормали к берегу до 120° в обе стороны через каждые 5° или 10° до пересечения с противоположным берегом или в отдельных случаях с границей карты. Принятый шаг рассчитан на использование данных прямых измерений скорости ветра исходя из того, что для большинства современных приборов ошибка по направлению составляет $5\text{--}10^\circ$. После этого при наличии данных по батиметрии прилежащего региона моря определяется вертикальный профиль глубин вдоль каждого из лучей, при этом пространственное разрешение данных по батиметрии, естественно, влияет на точность последующих расчетов. Таким образом, общее количество таблиц с данными для расчета составляет $m \cdot n$, где m – количество лучей, равное 25 при их интервале в 10° и 49 в случае интервала в 5° ; n – количество аппроксимированных отрезков береговой линии.

На этом заканчивается непосредственная работа с инструментом. Дальнейшие этапы, согласно вышеуказанным источникам, подразумевают геометрическое суммирование вдольбереговых составляющих, рассчитанных для всех активных секторов. По результатам суммирования производится построение векторов, характеризующих направление и относительную интенсивность вдольбереговых потоков наносов на каждом отрезке в границах исследуемого участка побережья. Подобные результаты неоднократно публиковались в открытом доступе и не являются предметом обсуждения в настоящей работе.

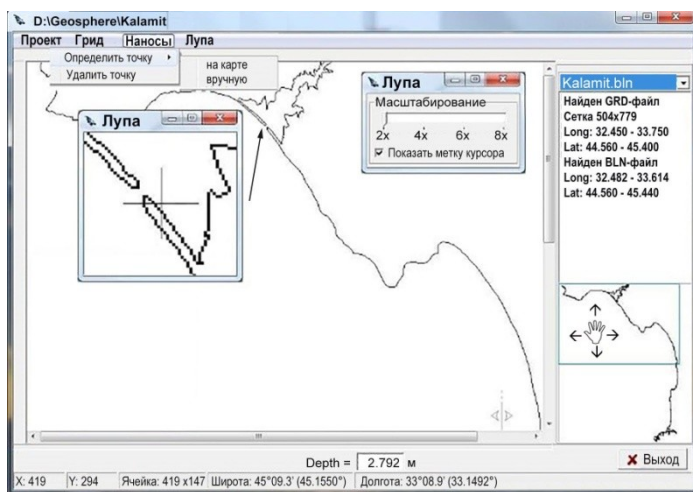
Основные результаты

С целью автоматизации всего комплекса трудоемких работ по подготовке входных данных для ВЭМ авторами был создан специализированный программный инструмент, основанный на использовании ГИС-технологий. Основной задачей инструмента является вычисление значений длины лучей разгона ветра над морской поверхностью и средних глубин по профилю дна для каждого отрезка аппроксимации береговой линии.

В качестве исходных данных в этом случае используются массивы глубин различной детализации и очертания береговой линии, охватывающие район исследований. С учетом характеристик исходных данных в качестве основных форматов при этом были выбраны представленные американской фирмой *Golden Software* информационные структуры в виде файлов контуров (*BLN*) и регулярных пространственных грид-массивов (*GRD*). Последний, по сути, представляет собой цифровую модель рельефа (ЦМР) поверхности дна. Описание структуры указанных массивов размещено в открытом доступе и свободно для загрузки из сети *Internet*⁹⁾. При этом вся работа с описываемым инструментом заключается в загрузке заранее подготовленных региональных массивов и указании географических координат середины отрезка аппроксимации береговой линии.

В разработанной для операционной системы *Windows* версии инструмента интерфейс традиционно выполнен в оконном варианте для визуализации картографической основы данных с размещением в его составе инструментов управления в виде меню и информационного табло (рис. 1).

Работа с инструментом производится в два этапа. На первом из них необходимо загрузить контур береговой линии, при этом одноименная ЦМР загружается автоматически. Процесс загрузки сопровождается визуализацией береговой линии с возможностью масштабирования, в то время как карта глубин изначально скрыта, чтобы впоследствии не загромождать отображение лучей. В нижней информационной строке отображаются характеристики ячейки грида, соответствующей текущему положению курсора на карте, которые позволяют контролировать такие величины, как широта, долгота и глубина. Соответствующее меню дополнительно позволяет вывести полную версию массива глубин в виде самостоятельной таблицы с возможностью ее интерактивного редактирования.

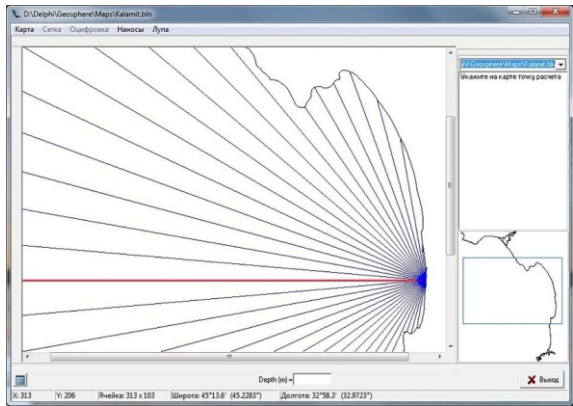


Р и с. 1. Пользовательский интерфейс инструмента

F i g. 1. The user interface of the software tool

⁹⁾ URL: www.goldensoftware.com (дата обращения: 30.11.2023).

На втором этапе предполагается указание расчетной точки, расположенной вблизи береговой линии и являющейся серединой моделируемого отрезка берега. Эту информацию возможно либо ввести в цифровом виде во всплывающем окне при вызове через меню, либо указать непосредственно ее положение на карте. В этом случае для более точного позиционирования возможно использовать инструмент увеличения участка карты, в котором располагается курсор (врезка на рис. 1). Реализация этой возможности позволяет



Р и с. 2. Визуализация построения лучей разгона для одного из отрезков аппроксимации береговой линии в Каламитском заливе

Fig. 2. Visualization of the construction of acceleration rays for one of the shoreline approximation segments in the Gulf of Kalamita

Опорная точка №23

Nº	Long	Lat	D, km	Нсп. m
1	33.61483	44.90917	0.383	0.041
2	33.61483	44.90917	0.383	0.075
3	33.61483	44.90917	0.383	0.484
4	33.61483	44.90917	0.383	0.981
5	33.61149	44.90083	1.206	3.014
6	33.60815	44.89333	2.057	5.751
7	33.58813	44.84583	7.555	7.141
8	33.57144	44.83750	8.836	8.487
9	33.55976	44.84083	8.874	9.818
10	33.28273	44.56083	46.847	56.075
11	33.20420	44.56083	50.521	62.600

Сохранить как текст | Передать в Excel | Закрыть

Р и с. 3. Результирующая таблица представления профиля дна вдоль одного из лучей разгона в Каламитском заливе

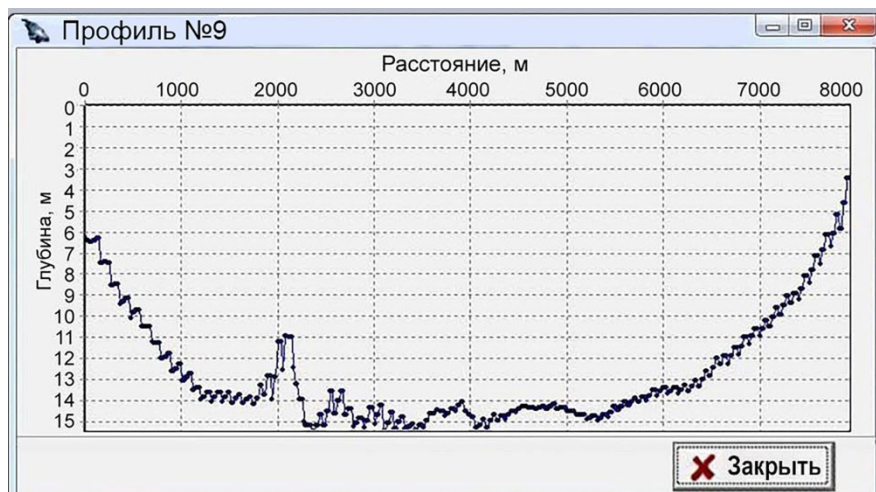
Fig. 3. The resulting table of the bottom profile along one of the acceleration rays in the Gulf of Kalamita

оперативно корректировать положение задаваемой точки в случаях ее попадания на линию берега либо примыкающую к ней полосу суши.

Дальнейшая работа инструмента основана на алгоритме, представленном на примере одного из отрезков аппроксимации берега, соответствующего максимально восточной точке Каламитского залива Крымского полуострова. Получаемые после расчетов результаты в дальнейшем запоминаются для каждой точки автоматически на основании ее координат и разрешения ЦМР.

После подтверждения корректности входных данных программа автоматически выполняет построение серии лучей, начиная от центрального, заданного значением угла нормали и выделяемого в процессе визуализации красным цветом (рис. 2).

Одновременно с построением лучей вдоль проведенных секущих линий определяются профили глубины, соответствующие загруженной сетке ЦМР, по которым, в свою очередь, рассчитываются средние значения, выводимые в результирующую таблицу одновременно с координатами конечных точек лучей разгона (рис. 3).



Р и с. 4. Пример графического представления профиля дна вдоль одного из лучей разгона в Каламитском заливе

F i g. 4. Example of a graphical representation of the bottom profile along one of the acceleration rays in the Gulf of Kalamita

Помимо этого, с целью визуального контроля профиля дна по каждому из сечений реализована возможность графического представления профиля дна в метрической системе (рис. 4).

Это позволяет при сложном рельефе оценить блокирующее влияние критических поднятий дна на передачу волновой энергии непосредственно в зону перемещения наносов. Для вычисления расстояний в этом представлении используется метод *Haversine* [12], показавший хорошие результаты в предыдущих работах авторов.

Выводы

Программный инструмент подготовки данных для модифицированного алгоритма расчета по ВЭМ использовался при исследовании структуры и параметров вдольбереговых миграций и интегрального перемещения наносов на протяженных участках береговой зоны Западного Крыма. Полученные результаты позволили уточнить схему потоков наносов и выделить особенности вдольберегового перераспределения наносов в различные сезоны года на современном этапе развития литодинамической системы данного региона.

Разработанный программный геоинформационный инструмент позволяет в автоматизированном режиме оперативно производить подготовку комплекта данных для проведения расчетов направления и относительной интенсивности вдольбереговых потоков наносов при использовании ВЭМ. Исключение трудоемких процедур работы с картографическим материалом, помимо этого, дает возможность более детально аппроксимировать береговую линию посредством увеличения количества отрезков и существенно повысить точность обработки данных о скорости ветра по направлениям в результате уменьшения ширины единичного сектора.

Модифицированный вариант схемы расчета, разработанный на основе ВЭМ, позволяет получать оценки структуры и относительной интенсивности вдольберегового транспорта наносов в широком диапазоне длин временных отрезков. При этом отрезки должны находиться в рамках общего периода исследования, определяемого длиной используемых данных о направлении и скорости ветра. Это дает возможность более детально изучить вклад в динамику наносов отдельных периодов интенсивного ветрового воздействия, в том числе на уровне отдельных штормовых событий.

Реализованная процедура автоматизированной подготовки входных данных для ВЭМ может быть использована, например, при расчетах параметров ветрового волнения по режимным характеристикам ветра, когда необходимо иметь такие исходные величины, как длины разгонов волн по открытым румбам и изменение глубин по лучам разгона.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бёрд Э. Ч. Ф. Изменения береговой линии. Ленинград : Гидрометеиздат, 1990. 255 с.
2. Longinov V. V. Some Aspects of Wave Action on A Gently Sloping Sandy Beach // International Geology Review. 1964. Vol. 6, iss. 2. P. 212–227. <https://doi.org/10.1080/00206816409474613>
3. Dyer K. R. Coastal and Estuarine Sediment Dynamics. Chichester : Wiley, 1986. 358 p.
4. Dean R. G., Dalrymple R. A. Coastal Processes with Engineering Applications. Cambridge : Cambridge University Press, 2001. 489 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754500>
5. Динамические процессы береговой зоны моря / Под ред. Р. Д. Косьяна, И. С. Подымова, Н. В. Пыхова. Москва : Научный мир, 2003. 320 с. doi:10.13140/RG.2.1.4589.7761
6. Smith E. R., Wang P., Zhang J. Evaluation of the CERC formula using large-scale model data // Coastal sediments 2003: Crossing disciplinary boundaries : Proceedings of the international conference. Vol. 3. Vicksburg, Mississippi, 2003. CD-ROM.
7. Кнапс Р. Я. О расчете мощности вдольбереговых потоков песчаных наносов в море // Океанология. 1968. Т. 8, вып. 5. С. 848–857.
8. Шишов Н. Д. Метод построения кривой распределения интенсивности вдольберегового перемещения песчаных наносов // Океанология. 1961. Т. 1, вып. 5. С. 915–919.
9. Правоторов И. А. О применении гидрометеорологического метода изучения вдольберегового перемещения морских наносов // Вестник МГУ. Серия 5: География. 1961. № 2. С. 28–33.
10. Иванов В. А., Удовик В. Ф. Оценка баланса интенсивности потоков наносов и основных тенденций переформирования береговой зоны на северо-восточном побережье о. Коса Тузла в 2004 г. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное исследование ресурсов шельфа. Севастополь, 2005. Вып. 13. С. 159–178. EDN YODYSY.
11. Горячкин Ю. Н., Удовик В. Ф., Харитонова Л. В. Оценки параметров потока наносов у западного берега Бакальской косы при прохождении сильных штормов в 2007 году // Морской гидрофизический журнал. 2010. № 5. С. 42–51. EDN TOERXH.

12. Haversine method in looking for the nearest masjid / S. Hartanto [et al.] // International Journal of Recent Trends in Engineering and Research. 2017. Vol. 3, iss. 8. P. 187–195. doi:10.23883/IJRTER.2017.3402.PD61H

Поступила 1.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 5.09.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах

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*

Удовик Владимир Федорович, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), **ORCID ID: 0000-0002-3832-2537**, **ResearcherID: AAV-7570-2020**, *udovik_uvfv@mhi-ras.ru*

Заявленный вклад авторов:

Долотов Вячеслав Валентинович – разработка алгоритма и программная реализация инструмента, подготовка текста статьи и иллюстративного материала

Удовик Владимир Федорович – постановка проблемы, обработка и анализ данных, подготовка текста статьи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Моделирование проникновения соленых вод в основные рукава дельты Дона в зависимости от ветровой ситуации

А. Л. Чикин^{1*}, А. В. Клещенко¹, Л. Г. Чикина²

¹ Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр Южный научный центр
Российской академии наук», Ростов-на-Дону, Россия

² Федеральное государственное автономное образовательное учреждение
высшего образования «Южный федеральный университет», Ростов-на-Дону, Россия

*e-mail: chikin1956@gmail.com

Аннотация

Представлена математическая модель, объединяющая в себе модель распределения солености в Азовском море и модель транспорта вещества в рукавах дельты Дона. В русловой модели дельтовой области Дона входными данными являются уровень воды и соленость в принимающем водоеме – Таганрогском заливе. Гидродинамическая составляющая модели для Азовского моря описывается уравнениями мелкой воды, а движение в рукавах дельты Дона – уравнениями Сен-Венана. Распределение концентрации соли в море и в рукавах Дона определяется с помощью уравнений конвекции – диффузии, записанных соответственно для двухмерного и одномерного случаев. Задача решается конечно-разностными методами на равномерных сетках. В морской модели полученные системы линейных алгебраических уравнений решаются с помощью пакета *Aztec*. В речной модели используется пакет *LAPACK*. Предлагаемая модель позволяет в зависимости от ветровой ситуации над акваторией Азовского моря рассчитать параметры течения и распределение солености во всем Азовском море, включая Таганрогский залив. Эти параметры являются входными данными для русловой модели с дальнейшим определением скорости течения, уровня водной поверхности и солености в основных рукавах дельты Дона. Приводится сравнение расчетных значений гидрофизических параметров с данными, зафиксированными в ходе морских экспедиций. Сравнение показало достаточную адекватность модели.

Ключевые слова: устьевая область, уравнения мелкой воды, уравнения Сен-Венана, уравнение переноса, уровень свободной поверхности, вычислительный эксперимент

Благодарности: публикация подготовлена в рамках реализации ГЗ ЮНЦ РАН, № госрегистрации проекта 122011900153-9. Работа выполнена на оборудовании ЦКП «Объединенный центр научно-технологического оборудования ЮНЦ РАН (исследование, разработка, апробация)» № 501994. Расчеты выполнены на кластере ЦКП Южного федерального университета «Высокопроизводительные вычисления».

© Чикин А. Л., Клещенко А. В., Чикина Л. Г., 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: Чикин А. Л., Клещенков А. В., Чикина Л. Г. Моделирование проникновения соленых вод в основные рукава дельты Дона в зависимости от ветровой ситуации // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 56–72. EDN KFZQNW.

Modelling Salt Water Intrusion into Main Branches of the Don Delta depending on Wind Situation

A. L. Chikin^{1*}, A. V. Kleshchenkov¹, L. G. Chikina²

¹ *Federal State Budgetary Institution of Science "Federal Research Center Southern Scientific Center of the Russian Academy of Sciences", Rostov-on-Don, Russia*

² *Federal State Autonomous Educational Institution of Higher Education "Southern Federal University", Rostov-on-Don, Russia*

** e-mail: chikin1956@gmail.com*

Abstract

The paper presents a mathematical model that combines a model of salinity distribution in the Sea of Azov and a model of substance transport in branches of the Don delta. In the channel model of the Don delta area, the input data are the water level and salinity in the recipient water body, Taganrog Bay. The hydrodynamic component of the model for the Sea of Azov is described by the shallow water equations, and the movement in branches of the Don delta is described by the Saint-Venant equations. The distribution of salt concentration in the sea and in the Don branches is determined using the convection–diffusion equations written for two-dimensional and one-dimensional cases, respectively. The problem was solved by finite difference methods on uniform grids. In the marine model, the resulting systems of linear algebraic equations were solved using the Aztec package. In the channel model, the LAPACK package was used. Depending on the wind situation over the Sea of Azov, the proposed model allows calculating the current parameters and salinity distribution in the entire Sea of Azov, including Taganrog Bay. These parameters are input data for the channel model which further determines the velocity of currents, the water surface level, and salinity in the main branches of the Don delta. The paper compares the calculated values of hydrophysical parameters with the observed data obtained during sea expeditions. The comparison showed the adequacy of the model.

Keywords: mouth area, shallow water equations, Saint-Venant equations, transport equation, free surface level, computational experiment

Acknowledgments: The publication has been prepared under state assignment; state registration no. 122011900153-9. The work was performed on the equipment of the Joint Center for Scientific and Technological Equipment of the SSC RAS (research, development, approbation) No. 501994. The calculations were performed on the cluster of the High-Performance Computing Center of Southern Federal University.

For citation: Chikin, A.L., Kleshchenkov, A.V. and Chikina, L.G., 2023. Modelling Salt Water Intrusion into Main Branches of the Don Delta depending on Wind Situation. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 56–72.

Введение

Устьевая область Дона – ключевой район бассейна Азовского моря, где происходят сложные процессы взаимодействия речных и морских вод. Здесь особенно сильно проявляются сгонно-нагонные колебания уровня, с которыми связано поступление морских трансформированных вод в рукава дельты Дона [1, 2].

Серьезную угрозу затопления представляют экстремальные сгонные явления при восточных и нагонные явления при западных ветрах. Особенно опасна ситуация, когда перед нагоном наблюдался сгон воды. Это происходит при резкой смене восточного ветра на западный. При такой ситуации затопление происходит быстрее и оно сильнее по масштабу, чем при постоянно действующем западном ветре. Подобная картина наблюдалась 23.03.2013, когда восточный ветер (3–11 м/с) сменился на юго-западный (15 м/с с порывами 20–22 м/с). В проведенных численных экспериментах, в которых направление ветра меняется на противоположное, данное явление подтверждается [3]. Такие экстремальные нагоны возможны только при сильных ветрах юго-западного направления. Кроме того, на сгонно-нагонные явления могут влиять сейшевые колебания, которые значительны в Азовском море [4], но в представленной модели не учитываются.

Соленые воды Таганрогского залива при определенных гидрометеорологических условиях проникают в дельту р. Дон, где находятся водозаборы крупнейших городов Ростовской агломерации, таких как Азов и Таганрог. Кроме того, введен в эксплуатацию новый водовод в ДНР. Во время сильного нагона в июне 2014 г. наблюдался подъем уровня моря до 1.7 м, а соленость в устье Дона достигала 5 ЕПС [5, 6]. В сентябре 2014 г. вода с повышенной (5–9 ЕПС) соленостью проникла по Дону до Азова и поступила в городской водопровод. Впоследствии подобное повторялось несколько раз, наиболее значительно в феврале 2021 г. [7].

В последние десятилетия мы наблюдаем масштабные изменения климата, которые привели к существенным изменениям условий окружающей среды в бассейне Дона и Азовском море. Маловодье Дона продолжается уже 17 лет и является самым длительным за последние 100 лет. Это привело к значительному сокращению пресного стока в Таганрогский залив Азовского моря и увеличению солености как в самом море, так и в Таганрогском заливе. Средняя соленость морской воды увеличилась до 14 ЕПС (в 1970-е гг. такая соленость считалась критической для экосистемы моря), а в Таганрогском заливе достигла 10 ЕПС [8]. Анализ экспедиционных данных океанологических исследований ЮНЦ РАН свидетельствует о продолжающемся росте солености. Сокращение стока Дона до исторических минимумов, наряду с аномальной адвекцией черноморских вод, привело к тому, что в течение 2014–2016 гг. в Таганрогском заливе наблюдалась аномально высокая соленость (до 12 ЕПС) [2]. Следует отметить, что скорость увеличения среднегодовой солености воды в море в настоящее время превышает темпы, наблюдавшиеся в середине 1970-х гг., в предыдущий период низкого уровня воды в Доне [9]. В связи с этим становится все более актуальным исследование проникновения соленой морской воды в дельту р. Дон.

В настоящее время появилось много работ по моделированию проникновения соленых вод в устья рек. В основном эти работы связаны с приливными процессами. Так, в работе [10] описывается модель поступления соли в устье р. Сан-Франциско. При этом используется численное решение задач адвекции – диффузии в гидродинамике на неструктурированной сетке [11].

Численная модель для изучения сезонной изменчивости течений и солености в устье р. Инд в Пакистане приведена в [12]. Модель откалибрована с учетом наблюдаемого уровня воды, скорости течения и данных о солености. Результаты моделирования показывают, что соленая вода вторгается далеко вверх по течению – примерно на 65 км.

Устье Дона не подвержено приливным процессам. Проникновение соленых вод в основные русла Дона происходит при нагонных явлениях, когда уровень воды в Таганрогском заливе существенно повышается. Поэтому проникновение соленых вод в основные рукава Дона непосредственно связано с соленостью воды в устье рукавов, а также движением воды в русловых каналах. Здесь на течение воды в русле реки влияет в первую очередь уровень воды в принимающем водоеме, в данном случае в Таганрогском заливе.

Целью представленной работы является численное исследование именно этого явления. Использование математической модели, основанной на уравнениях движения несжимаемой жидкости, а также уравнения конвекции – диффузии (переноса), позволяет изучить проникновение соленой воды в дельту Дона в процессе ее затопления.

По этим причинам при моделировании процесса проникновения соленых вод в основные русла Дона необходимо сделать следующие шаги для вычисления необходимых параметров.

1. Определить уровень воды в устьях рукавов при заданной ветровой ситуации над Азовским морем и Таганрогским заливом.
2. Определить величину солености воды в устьях рукавов.
3. Определить скорость движения воды в основных рукавах Дона и распределение в них солености.

Первые две задачи решаются с помощью двухмерной модели гидродинамики ветровых течений в Азовском море, а также модели распределения в нем солености [13]. Третья задача решается с помощью одномерных моделей движения воды в руслах и переноса вещества [14].

Материалы и методы

С начала 2000-х гг. в ходе морских экспедиций ЮНЦ РАН ведет систематические наблюдения за термохалинной структурой вод устьевого взморья и дельты р. Дон. Начиная с лета 2014 г. исследования динамики изменения солености и температуры воды совместно с измерением направления и скорости течения регулярно проводили комплексным измерителем течений *Aanderaa RSM-9LW* (URL: https://www.aanderaa.com/media/pdfs/Seaguard_RCM-TD262b_001.pdf) на стационарной буйковой станции на взморье в 5 км от края дельты (первый створный знак Азово-Донского морского канала) и в устье Дона (х. Донской, с. Кагальник), а также в дельте Дона на сети судовых океанологических станций. Параллельно с этим велись наблюдения за метеопараметрами и уровнем воды на гидропосту (ГП) х. Донской и уровнемерном посту в г. Таганроге.

Для исследования пространственного распределения температуры и солености морской воды в Азовском море и Таганрогском заливе проводилась непрерывная запись данных о температуре и электропроводности воды поверхностного горизонта термосоленографом *SBE 21 SEACAT* (<https://www.seabird.com/sbe-21-seacat-thermosalinograph/product?id=60762467702>) в ходе рейсов НИС «Денеб».

Областью расчета является устьевой участок Нижнего Дона от ст. Раздорской до Таганрогского залива, включая его восточную часть. Данный участок состоит из основного русла Дона и его основных рукавов – Старого Дона, Большой Каланчи, переходящей в Мокрую Каланчу и Большую Кутерму (рис. 1). Белыми кружками обозначены точки в Таганрогском заливе, в которых брали рассчитанные значения уровня воды, черные треугольники соответствуют гидропостам, где проводили наблюдения.

Перенос солености в Азовском море описывается системой, содержащей уравнения для длинных волн в однородной несжимаемой жидкости в поле силы Кориолиса и уравнение переноса в предположении консервативности распространяемого вещества [15]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} - f \cdot v &= -g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{\tau_{sx}}{H} - \frac{\tau_{bx}}{H}, \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + f \cdot u &= -g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{\tau_{sy}}{H} - \frac{\tau_{by}}{H}, \\ \frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial(Hu)}{\partial x} + \frac{\partial(Hv)}{\partial y} &= 0, \\ \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial(uc)}{\partial x} + \frac{\partial(vc)}{\partial y} &= \varepsilon_{xy} \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right), \end{aligned} \quad (1)$$

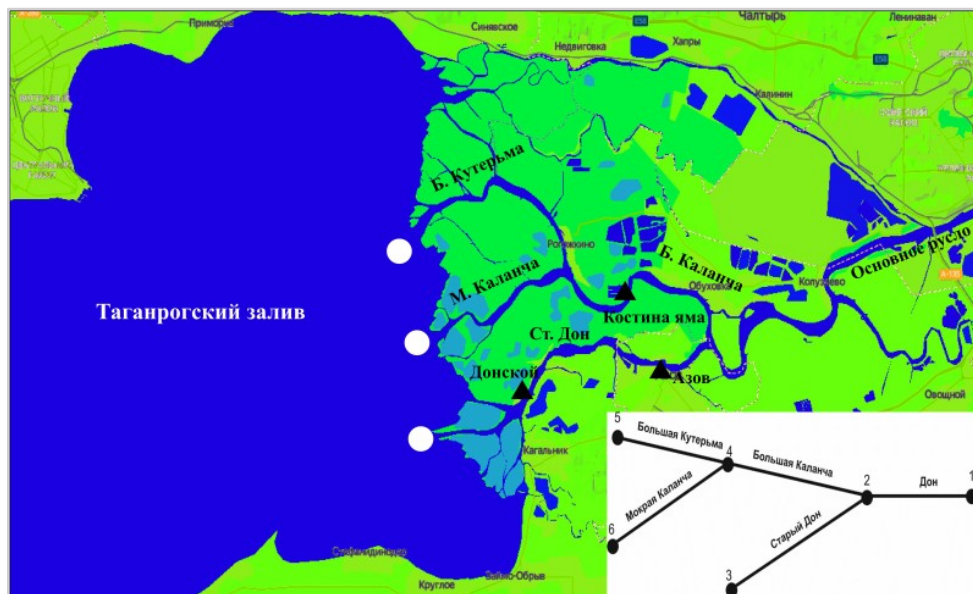
где $H = h + \zeta$; $h = h(x, y)$ – глубина; f – параметр Кориолиса; ζ – перепад уровня воды; $u = u(x, y, t)$, $v = v(x, y, t)$ – скорости; c – концентрация; ε_{xy} – коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии; τ_{sx} , τ_{sy} – проекции на оси OX и OY силы трения ветра о поверхность водоема; τ_{bx} , τ_{by} – проекции на оси OX и OY силы трения воды о дно. Эти величины зависят от скорости ветра $\mathbf{W}_B = \{W_x; W_y\}$ и течения $\mathbf{W}_T = \{u; v\}$ и определяются так [16]:

$$\tau_s = \gamma |\mathbf{W}_B| \mathbf{W}_B, \quad \tau_b = \beta |\mathbf{W}_T| \mathbf{W}_T,$$

где $|\mathbf{W}_B| = \sqrt{W_x^2 + W_y^2}$, $|\mathbf{W}_T| = \sqrt{u^2 + v^2}$, γ – коэффициент трения ветра о свободную поверхность; β – коэффициент трения жидкости о дно.

Вдоль твердой границы ставятся условия скольжения или задаются скорости втекания или вытекания воды (например, для устьев рек). Предполагается, что поток через свободную поверхность и боковую границу отсутствует.

Следуя работе [17], дельту Дона представим в виде графа (врезка на рис. 1), состоящего из пяти ребер и шести вершин. Ребра соответствуют участкам открытых русел – основному руслу Дона и его рукавам. Четыре вершины соответствуют концевым узлам (1, 3, 5, 6), а две – узлам разветвлений (2, 4).



Р и с. 1. Область расчета устьевое участка р. Дон. На врезке схема дельтовой части: 1, 3, 5, 6 – концевые узлы; 2, 4 – узлы разветвлений

Fig. 1. The area of calculation of the Don River mouth section. The inset shows the diagram of the delta part: 1, 3, 5, 6 – end nodes; 2, 4 – branch nodes

Проникновение соленой воды в рукава Дона описывается одномерными уравнениями движения воды в открытом русле и переноса консервативного вещества [18]. Предполагается, что на исследуемом участке русла Дона зоны резкого изменения живого сечения, а также распределенный боковой приток в силу его незначительности отсутствуют. В случае, когда поперечное сечение русла имеет параболический профиль, данную систему можно переписать в виде

$$\begin{aligned} \frac{\partial Q}{\partial t} + gW \left(\frac{\partial z}{\partial x} + \frac{Q|Q|}{K^2} \right) &= 0, \\ b \frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} &= 0, \\ \frac{\partial S}{\partial t} + v \frac{\partial S}{\partial x} - \mu \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} &= 0, \end{aligned} \quad (2)$$

где x – координата; t – время; Q – расход воды; z – уровень воды; W – площадь живого сечения; K – модуль расхода; g – ускорение свободного падения; b – ширина русла; S – концентрация; v – скорость движения воды в русле; μ – коэффициент турбулентной диффузии. Модуль расхода K вычисляется по формуле $K = \omega \cdot C \sqrt{R}$, здесь R – гидравлический радиус; C – коэффициент Шези, найденный по формуле Маннинга $C = \sqrt{R}/n$, n – шероховатость дна.

Первые два уравнения системы (2) (гидродинамическая составляющая) сводятся к характеристическим уравнениям

$$\begin{aligned} \frac{gW}{c_*} \frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial t} + gW \frac{\partial z}{\partial x} + c_* \frac{\partial Q}{\partial x} &= -gW \frac{Q|Q|}{K^2}, \\ -\frac{gW}{c_*} \frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial t} + gW \frac{\partial z}{\partial x} - c_* \frac{\partial Q}{\partial x} &= -gW \frac{Q|Q|}{K^2}, \end{aligned}$$

где $c_* = \sqrt{gW/b}$.

В качестве граничных условий в начальной точке (узел 1) задается расход поступающей воды $Q_0(0, t)$, в конечных точках (узлы 3, 5, 6) задается уровень в принимающем водоеме $z_k(X_k, t)$. В узлах ветвления граничные условия задаются следующим образом: сумма притоков – оттоков равна нулю $\sum_i Q_i = 0$ (i – число рукавов, приходящих в узел разветвления), а уровни водной поверхности равны между собой: $z_i = z$.

На концах рукавов граничные условия задаются в зависимости от знака скорости течения. В случае поступления воды в рукав задается условие $\frac{\partial S}{\partial x} = \frac{\nu}{\mu}(S - S^*)$, где S^* – значение концентрации соли на конце рукава.

В случае, когда вода покидает рукав, ставится условие $\frac{\partial S}{\partial x} + S \frac{\nu}{\mu} = 0$, которое соответствует удалению соли из рукава.

Так, во время сильных нагонов на границе рукавов, совпадающих с устьями в Таганрогском заливе, ставится условие $\frac{\partial S}{\partial x} = \frac{\nu}{\mu}(S - S_{zal})$, где S_{zal} – концентрация соли в Таганрогском заливе. Если конец рукава содержит сосредоточенные параметры, в частности концентрацию, S_{zal} надо заменить на S^* – концентрацию в точке ветвления, которая вычисляется следующим образом:

$$S^* = \frac{\sum S_i Q_i}{\sum Q_i}.$$

Суммирование проводится только по втекающим в точку ветвления рукавам.

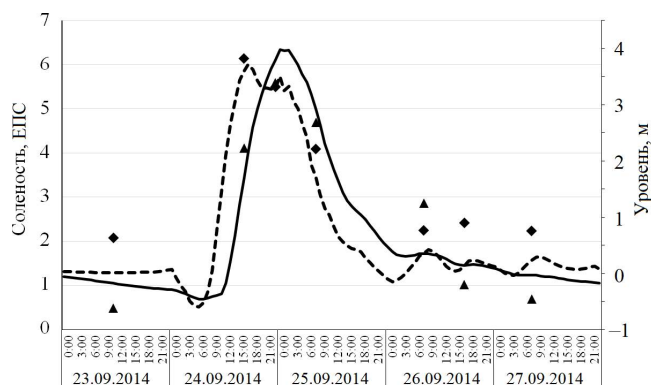
Задача решается конечно-разностными методами с использованием неявных схем. В «морской» модели (1) строится сетка с шагами $\Delta x = 660$ м, $\Delta y = 685$ м, в «русловой» модели (2) шаг $\Delta x = 1000$ м. Устойчивый счет соблюдается при шаге по времени $\Delta t = 30$ с. На каждом временном шаге сначала вычисляются гидрофизические параметры во всем Азовском море, затем выбираются значения солёности и уровня воды в точках, соответствующих устьям рукавов Дона. Эти точки обозначены кружками на рис. 1. Далее продолжается расчет в русловой области Дона. После этого осуществляется переход на новый временной слой.

Результаты расчетов и обсуждение

С использованием данных наблюдений за соленостью были проведены расчеты при соответствующих ветровых ситуациях. Данные о ветре брались с береговых метеостанций, расположенных вокруг Азовского моря. Для каждой расчетной точки определяли три ближайшие метеостанции, а затем с помощью линейной интерполяции определяли в ней зональную и меридиональную координаты скорости ветра.

С 23.09.2014 по 27.09.2014 наблюдался экстремальный нагон, который сопровождался затокотом соленой воды в рукава Дона [6]. В начале периода действовал ветер восточного направления скоростью 2–4 м/с. С 10:00 24.09.2014 ветер изменил направление на юго-западное и усилился до 20 м/с. Это привело к резкому подъему воды и повышению солености. Максимальные значения уровня и солености воды в районе азовского порта пришлось на 24–25 сентября и составили соответственно 3.82 м и 5.59 ЕПС. Изменение солености воды и уровня водной поверхности в районе азовского порта представлено на рис. 2. Расчеты подтверждают тот факт, что изменение солености прямо пропорционально изменению уровня воды. Погрешность расчетов составляет 19.1 % для солености и 22.8 % для уровня воды.

Один из последних относительно сильных нагонов с поступлением соленой воды в рукава Дона наблюдался 12–16 февраля 2021 г. В этот период подъем воды наблюдался дважды. С 15:00 12.02.2021 после действия западного ветра скоростью 13–16 м/с был первый подъем воды, затем с ослаблением ветра до 4–6 м/с уровень снизился. Но начиная с 12:00 13.02.2021 ветер



Р и с. 2. Соленость воды и уровень водной поверхности в акватории порта Азов с 24.09.2014 по 27.09.2014. Треугольники – зафиксированная концентрация; сплошная линия – расчетная концентрация; ромбы – зафиксированный уровень; штриховая линия – расчетный уровень

F i g. 2. Water salinity and water level in the water area of the port of Azov from 24.09.2014 to 27.09.2014. The triangles are observed concentration; the solid line is calculated concentration. The diamonds are the observed level; the dashed line is the calculated level

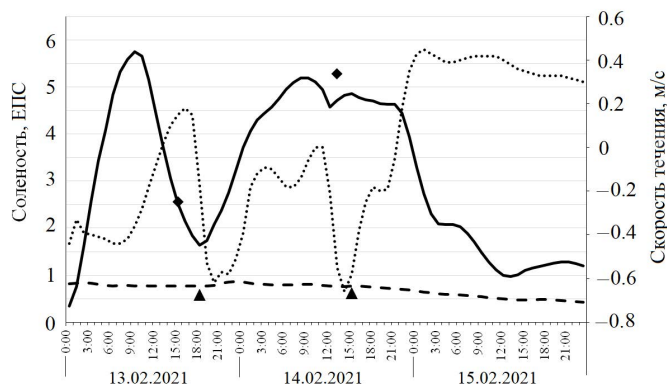
снова усилился до 12–16 м/с, что привело к новому подъему воды. Затем ветер ослаб до 1–2 м/с и принял северо-западное направление.

Отбор проб проводился повторно в Ростове-на-Дону (городской пляж) и Азова (порт). В пунктах Ростова-на-Дону (Нахичеванская протока), х. Колузаево, х. Дугино, х. Рогожкино отборы были проведены только один раз. На рис. 3 приведено изменение солености в районе ростовского пляжа и азовского порта, а также скорости течения в районе азовского порта.

В таблице приведено время отбора проб воды, расчетное и зафиксированное значения солености, а также погрешность расчета.

Изменение солености напрямую зависит от колебаний уровня воды в устьях рукавов, что вполне естественно. Видно, что изменение солености в азовском порту, который расположен в 15 км от устья, происходит с большими амплитудами, чем в районе Ростовского пляжа, расположенного в 50 км от того же устья (рис. 3). Здесь же можно видеть, что соленость увеличивается почти сразу после того, как скорость течения становится отрицательной (обратное течение), и уменьшается с восстановлением прямого течения.

С 22.11.2022 по 23.11.2022 на ГП Донской проводились замеры солености и скорости течения. В начале этого периода был ветер юго-западного направления скоростью 4–5 м/с, затем он усилился до 12–14 м/с, что привело к нагону с проникновением соленой воды в дельту Дона. Сравнение результатов расчета солености и скорости течения с зафиксированными данными

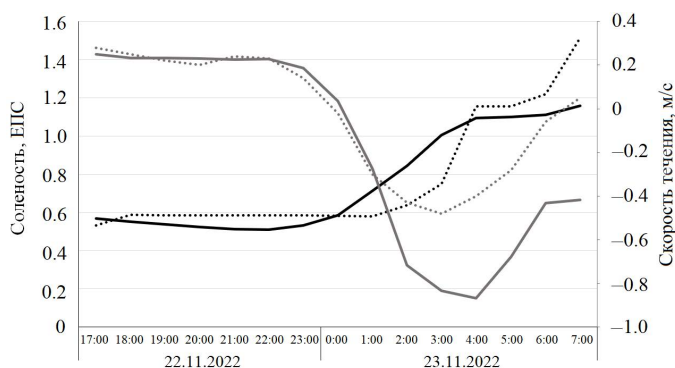


Р и с. 3. Соленость и скорость течения в районе порта Азов с 13.02.2021 по 15.02.2021. Треугольники – Ростовский пляж (наблюдение); штриховая линия – Ростовский пляж (расчет); ромбы – азовский порт (наблюдение); сплошная линия – азовский порт (расчет); пунктирная линия – скорость течения (азовский порт)

Fig. 3. Salinity and velocity of current in the area of the Azov port from 13 February 2021 to 15 February 2021. The triangles are the Rostov beach (observed). The dashed line is the Rostov beach (calculated). The diamonds are the port of Azov (observed). The solid line is the port of Azov (calculated). The dotted line is the velocity of current (the port of Azov)

Сравнение расчетных значений солености (ЕПС) с наблюдениями
Comparison of calculated salinity values (PSU) with observations

Место отбора пробы / Sampling location	Расстояние от устья, км / Distance from the mouth, km	Дата, время / Date, time	Соленость по результатам / Salinity		Погрешность, % / Error, %
			наблюдений / Observed	расчета / Calculated	
г. Ростов-на-Дону (Нахичеванская протока) / Rostov-on-Don (Nakhichevan Duct)	52.3	13.02.2021 14:54	0.79	0.756	4.30
г. Ростов-на-Дону (городской пляж) / Rostov-on-Don (city beach)	49.4	13.02.2021 15:41	0.79	0.768	2.78
г. Ростов-на-Дону (городской пляж) / Rostov-on-Don (city beach)	49.4	14.02.2021 12:27	0.83	0.760	8.43
х. Колузаево / Khutor of Koluzaevo	34.5	14.02.2021 16:35	0.85	0.694	18.35
х. Дугино / Khutor of Dugino	22.3	13.02.2021 17:48	3.24	0.768	76.30
х. Рогожино / Khutor of Rogozhkino	11.7	13.02.2021 17:22	3.97	1.023	74.23
г. Азов (порт) / City of Azov (port)	15.0	13.02.2021 14:36	2.56	2.534	1.02
г. Азов (порт) / City of Azov (port)	15.0	14.02.2021 12:15	5.28	4.72	10.61



Р и с. 4. Соленость и скорость течения на ГП Донской с 22.11.2022 по 23.11.2022. Черные линии – соленость; серые линии – скорость; сплошные линии – расчет; пунктирные линии – наблюдение

Fig. 4. Salinity and velocity of current at the hydrological station of Donskoy from 22 November 2022 to 23 November 2022. The black lines are salinity; the grey lines are velocity; the solid lines are calculations; the dotted lines are observations

приведено на рис. 4. Заметный рост солености начинается в момент, когда течение меняет направление на противоположное, из моря в реку, а скорость становится отрицательной (рис. 4).

Погрешности расчетов для уровня воды составляют 27.7 %, для солености – 16.8 %, для скорости течения – 92.6 %. Большая погрешность при расчете скорости течения объясняется допущением о параболичности профиля дна, что в данном гидрологическом створе не вполне соответствует действительности.

При сопоставлении зафиксированных и расчетных значений обращает на себя внимание большая погрешность в расчетах солености в х. Дугино и х. Рогожкино, которые стоят на рукаве Большая Каланча, в то время как в остальных пунктах, расположенных в основном русле Дона и рукаве Старый Дон, эта погрешность приемлемая (таблица).

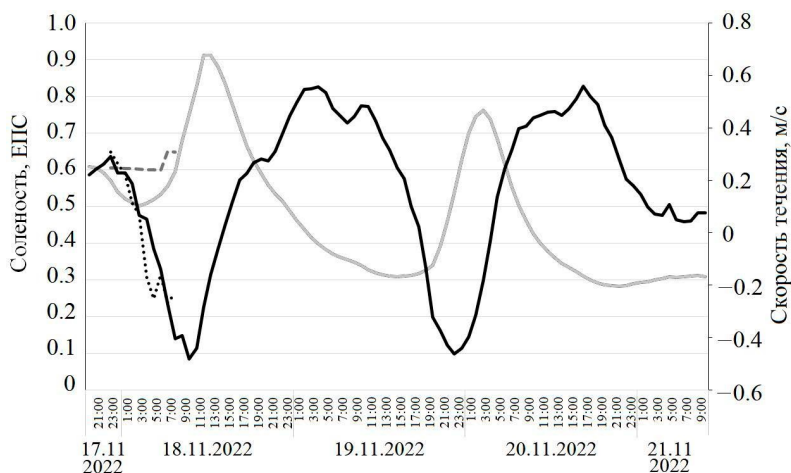
Для уточнения причин этого были проведены дополнительные расчеты гидродинамики в дельтовой области Дона по ветровой ситуации для умеренного нагона в ноябре 2022 г. В это время проводились измерения скорости и направления течений и солености воды с борта НИС «Денеб» в рукаве Старый Дон (ГП х. Донской, 7.2 км от устья) и в рукаве Большая Каланча (ниже ГП х. Дугино, 18 км от устья). Ход уровня воды в дельте во время нагона измерялся на уровнемере в х. Донском. На рис. 5 приведены зафиксированные и расчетные значения уровня воды на период наблюдений 17.11.2022–21.11.2022.

На рис. 6 показаны изменения расчетных и зафиксированных скоростей течения и солености на ГП х. Донской за период 17.11.2022–21.11.2022. Причем наблюдения здесь представлены только с 19:00 17.11.2022 по 07:00 18.11.2022, а дальше приведены расчетные значения, полученные с учетом ветровой ситуации на указанный период.



Р и с. 5. Ход уровня воды на ГП Донской в период с 17.11.2022 по 21.11.2022. Пунктирная линия – наблюдение; сплошная линия – расчет

F i g. 5. Change in the water level at the hydrological station of Donskoy from 17 November 2022 to 21 November 2022. The dotted line is observations. The solid line is calculations



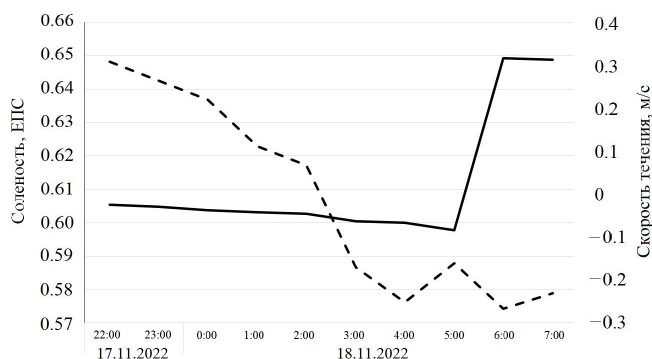
Р и с. 6. Расчетные и зафиксированные значения скорости течения и солености на ГП Донской в период с 17.11.2022 по 21.11.2022. Штриховая линия – зафиксированная соленость; сплошная серая линия – расчетная соленость; пунктирная линия – зафиксированная скорость; сплошная черная линия – расчетная скорость

F i g. 6. Calculated and observed values of the current velocity and salinity at the hydrological station of Donskoy from 17 November 2022 to 21 November 2022. The dashed line is observed salinity; the solid grey line is calculated salinity. The dotted line is observed velocity; the solid black line is calculated velocity

Здесь прослеживается четкая связь между направлением течения и изменением солёности: при отрицательной скорости, когда наблюдается обратное течение, из моря в реку, солёность увеличивается, а при положительной скорости солёность уменьшается. Эта связь подтверждается наблюдениями (рис. 6).

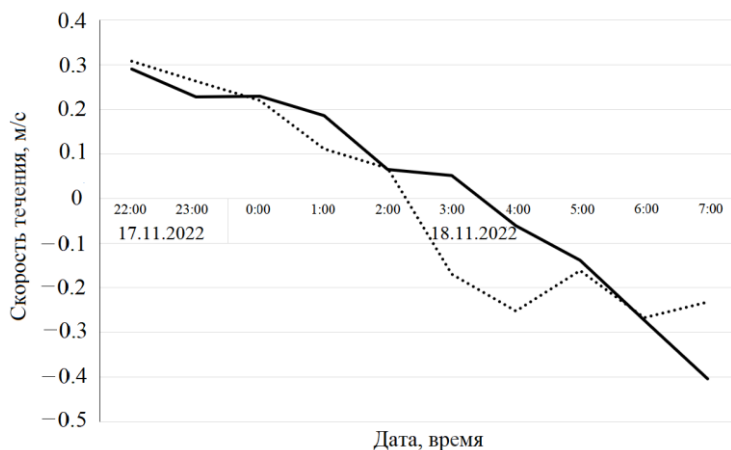
С 22:00 17.11.2022 скорость течения уменьшалась, оставаясь положительной примерно до 2:30. В это время солёность принимала значения, близкие к 0.60 ЕПС. Затем стало развиваться обратное течение, в 5:00 18.11.2022 произошло резкое повышение солёности. Разница во времени между началом обратного течения и скачком солёности объясняется тем, что Донской расположен в 6.5 км от Таганрогского залива и требуется время, чтобы солёная вода поступила к пункту наблюдения. Видно (рис. 7), что при обратном течении, начиная с 5:00 18.11.2022, солёность резко возрастает. Данный рисунок является увеличенной копией начальной части графика, представленного на рис.6.

На рис. 8 представлено изменение расчетных и зафиксированных значений скорости течения в период наблюдения с 22:00 17.11.2022 по 7:00 18.11.2022. Динамика расчетных значений хорошо согласуется с динамикой зафиксированных значений. Однако наблюдается рассогласование данных наблюдения и результатов моделирования в ночной период, когда зафиксированные значения уровня носят колебательный характер. Возможно, это объясняется погрешностью при интерполяции ветрового поля или возникновением собственных колебаний.



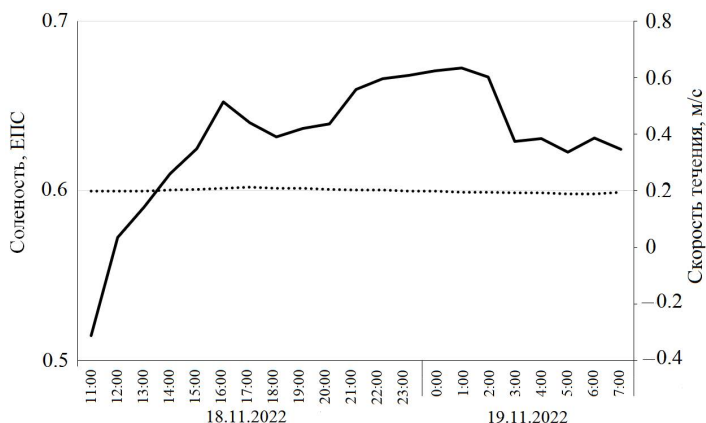
Р и с. 7. Зависимость солёности на ГП Донской от скорости течения в период с 17.11.2022 по 18.11.2022 (зафиксированные значения). Сплошная линия – зафиксированная солёность; штриховая линия – зафиксированная скорость

F i g. 7. The dependence of salinity at the hydrological station of Donskoy on the current velocity from 17 November 2022 to 18 November 2022 (observed values). The solid line is observed salinity. The dashed line is observed velocity



Р и с. 8. Расчетные и зафиксированные значения скорости течения на ГП Донской в период с 22:00 17.11.2022 по 7:00 18.11.2022. Пунктирная линия – зафиксированная скорость; сплошная линия – расчетная скорость

F i g. 8. Calculated and observed values of the current velocity at the hydrological station of Donskoy from 10 p. m. on 17 November 2022 to 7 a. m. on 18 November 2022. The dotted line is observed velocity. The solid line is calculated velocity



Р и с. 9. Зависимость солености от скорости течения в районе Костиной ямы в период с 18.11.2022 по 19.11.2022 (зафиксированные значения). Пунктирная линия – зафиксированная соленость; сплошная линия – зафиксированная скорость

F i g. 9. The dependence of salinity on the velocity of current in the area of Kostina Yama from 18 November 2022 to 19 November 2022 (observed values). The dotted line is observed salinity. The solid line is observed velocity

На участке наблюдения в районе Костиной Ямы связь между направлением течения и изменением солёности не такая явная, как в Донском. Фактически на данном участке русла Большой Каланчи инструментально фиксируются изменения скорости и направления течения в условиях нагона, удовлетворительно совпадающие с расчетными значениями, однако изменения солёности почти не происходит (рис. 9).

Это объясняется тем, что пункты наблюдений х. Донской и Костина Яма находятся на разном расстоянии от устья соответствующих рукавов дельты. Кроме того, распределение стока по рукавам также неравномерно – на Старый Дон приходится 40 % стока Дона, на Большую Каланчу – 60 %. И наконец, продольный профиль русла Старого Дона более равномерный, в этом рукаве проходит Азово-Донской морской судоходный канал и регулярно проводятся дноуглубительные работы, то есть формируются благоприятные условия для проникновения солёных вод. При этом профиль русла Большой Каланчи характеризуется меньшими средними глубинами и чередованием плесов и перекатов, что затрудняет интрузию солёных вод в этот рукав.

Выводы

Проблемной частью решаемой задачи является правильное задание начального поля солёности в Таганрогском заливе. От этого зависит дальнейшее распределение значений солёности на устьевом взморье, а затем и в рукавах Дона, что существенно влияет на результаты расчетов. По данным, полученным за весеннюю, летнюю и осеннюю съемки в ходе рейсов НИС «Денеб», были рассчитаны значения солёности по маршруту следования судна от устья Дона в Таганрогском заливе до Керченского пролива. С использованием полученных данных Азовское море и Таганрогский залив были разбиты на зоны, где солёность считалась постоянной. В случае отсутствия таких данных возможно использование соответствующих карт солёности на определенное время года. Это позволит получать начальное распределение солёности воды с некоторым приближением. Однако такой подход не может гарантировать приемлемое начальное распределение солёности в период времени, когда проводится расчет, тем более для будущего прогноза.

Данная модель позволяет определять скорость течения, уровень водной поверхности и концентрацию соли в основных рукавах дельты Дона в зависимости от ветровой ситуации в Азовском море и Таганрогском заливе.

Сравнение расчетных значений уровня воды со значениями на станциях наблюдения показывает идентичную динамику их изменения, что говорит о достаточной адекватности представленной модели. Предлагаемая методика может применяться и для других водоемов при совместном расчете течений в устьевых руслах и ветровых течений в принимающем водоеме.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Мишин Д. В., Полонский В. Ф. Исследование нестационарных водных потоков в неприливном устье реки Дон // Труды Государственного океанографического института. Москва, 2013. № 214. С. 166–179. EDN RUQHGD.
2. Матишов Г. Г., Григоренко К. С., Московец А. Ю. Механизмы осолонения Таганрогского залива в условиях экстремально низкого стока Дона // Наука Юга России. 2017. Т. 13, № 1. С. 35–43. EDN YHEZPJ. doi:10.23885/2500-0640-2017-13-1-35-43
3. Экстремальное наводнение в дельте Дона (23–24 марта 2013 г.) и факторы, его определяющие / Г. Г. Матишов [и др.] // Доклады Академии наук. 2014. Т. 455, № 3. С. 342–345. EDN RXFPZT. doi:10.7868/S0869565214090229
4. Матишов Г. Г., Матишов Д. Г., Инжебейкин Ю. И. Влияние сейш на формирование экстремальных уровней и течений в Азовском море // Вестник Южного научного центра РАН. 2008. Т. 4, № 2. С. 46–61. EDN KTMMMT.
5. Фомин В. В., Дианский Н. А. Расчет экстремальных нагонов в Таганрогском заливе с использованием моделей циркуляции атмосферы и океана // Метеорология и гидрология. 2018. № 12. С. 69–80. EDN VOGROA.
6. Матишов Г. Г. Случаи экстремальной адвекции соленых вод в дельту Дона и льда в Керченский пролив // Доклады Академии наук. 2015. Т. 465, № 1. С. 99–103. EDN UVEZUJ. doi:10.7868/S0869565215310229
7. Клещенков А. В., Московец А. Ю. Интрузии соленых вод в дельту Дона: закономерности развития и последствия // Наука Юга России. 2021. Т. 17, № 3. С. 30–37. EDN QJLZDC. doi:10.7868/S25000640210304
8. Дашкевич Л. В., Бердников С. В., Кулыгин В. В. Многолетнее изменение средней солености Азовского моря // Водные ресурсы. 2017. Т. 44, № 5. С. 563–572. EDN ZDQIKH. doi:10.7868/S0321059617040046
9. Бердников С. В., Дашкевич Л. В., Кулыгин В. В. Климатические условия и гидрологический режим Азовского моря в XX – начале XXI в. // Водные биоресурсы и среда обитания. 2019. Т. 2, № 2. С. 7–19. EDN WHVLZP. doi:10.47921/2619-1024_2019_2_2_7
10. Andrews S. W., Gross E. S., Hutton P. H. Modeling salt intrusion in the San Francisco Estuary prior to anthropogenic influence // Continental Shelf Research. 2017. Vol. 146. P. 58–81. doi:10.1016/j.csr.2017.07.010
11. Casulli V., Zanolli P. High resolution methods for multidimensional advection–diffusion problems in free-surface hydrodynamics // Ocean Modelling. 2005. Vol. 10, iss. 1–2. P. 137–151. doi:10.1016/j.ocemod.2004.06.007
12. Numerical modelling study of seawater intrusion in Indus River Estuary, Pakistan / J. Wang [et al.] // Ocean Engineering. 2019. Vol. 184. P. 74–84.
13. Чикин А. Л., Клещенков А. В., Чикина Л. Г. Моделирование изменения солености в Таганрогском заливе при штормовых нагонах // Водные ресурсы. 2019. Т. 46, № 6. С. 592–597. EDN NTVFSG. doi:10.31857/S0321-0596466592-597
14. Чикин А. Л., Клещенков А. В., Чикина Л. Г. Численное исследование влияния расхода воды на уровенный режим в устьевой области Дона // Морской гидрофизический журнал. 2019. Т. 35, № 4. С. 355–366. EDN MTFSEY. doi:10.22449/0233-7584-2019-4-355-366
15. Филиппов Ю. Г. Расчеты уровня в восточной части Таганрогского залива // Труды Государственного океанографического института. Москва, 2014. Вып. 215. С. 136–143. EDN XEBAFB.

16. *Филиппов Ю. Г.* Об одном способе расчета морских течений // Труды Государственного океанографического института. Москва, 1970. Вып. 103. С. 87.
17. *Воеводин А. Ф., Никифоровская В. С., Овчарова А. С.* Численные методы решения задачи о неустановившемся движении воды на устьевых участках рек // Труды Арктического и антарктического научно-исследовательского института. Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. Т. 378. С. 23–34. EDN ZEXZDT.
18. *Savenije H. H. G.* Salinity and tides in alluvial estuaries. Elsevier, 2012. 194 p. doi:10.1016/B978-0-444-52107-1.X5000-X

Поступила 15.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 2.10.2023 г.; принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Чикин Алексей Львович, главный научный сотрудник, Южный научный центр РАН (344006, г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41), доктор физико-математических наук, старший научный сотрудник, **SPIN-код: 3845-9760, ORCID ID: 0000-0002-4065-010X, Scopus Author ID: 8240627300**

Клещенков Алексей Владимирович, ведущий научный сотрудник, Южный научный центр РАН (344006, г. Ростов-на-Дону, пр. Чехова, 41), кандидат географических наук, **ResearcherID: E-6619-2014, ORCID ID: 0000-0002-7976-6951, Scopus Author ID: 57016697100**

Чикина Любовь Григорьевна, профессор, Южный федеральный университет, (344006, г. Ростов-на-Дону, ул. Б. Садовая, 105), доктор физико-математических наук, доцент, **SPIN-код: 4295-3950**

Заявленный вклад авторов:

Чикин Алексей Львович – инициация исследования, разработка математической модели, подготовка начального варианта текста, обзор литературы по проблеме исследования, доработка текста, построение таблиц, графиков и диаграмм

Клещенков Алексей Владимирович – формулировка целей и задач исследования, написание аннотации; анализ и обобщение результатов исследования, формулирование выводов, обзор литературы по проблеме исследования, сбор и систематизация данных, построение таблиц, графиков и диаграмм, компьютерные работы

Чикина Любовь Григорьевна – выбор и обоснование численных методов решения уравнений, коррекция математической модели и проведение вычислений, компьютерная реализация алгоритмов

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Метаболический отклик культивируемых двустворчатых моллюсков на закисление Черного моря

О. Ю. Вялова

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А.О. Ковалевского РАН» (ФГБНУ «ФИЦ ИнБЮМ»), Севастополь, Россия
e-mail: vyalova07@gmail.com

Аннотация

В течение последних десятилетий наблюдается снижение pH в Черном море, которое потенциально является самым большим поглотителем CO₂ среди морей Атлантического океана. Сведения о закислении Черного моря и его влиянии на биосистему моря фрагментарны. На основании литературных и собственных экспериментальных данных проводится анализ влияния низких значений pH морской воды на энергетический метаболизм основных промысловых двустворчатых моллюсков – мидии *Mytilus galloprovincialis* и устрицы *Magallana gigas*. Данные виды показали способность адаптировать уровень энергетического метаболизма в широком диапазоне pH – от 7.0 до 8.1. При понижении pH на 0.1 ед. потребление кислорода мидиями снижалось в среднем на 10–20 % в диапазоне pH 7.5–8.2. При pH 7.2–7.5 интенсивность дыхания *M. galloprovincialis* не менялась и оставалась на уровне 9.15–9.38 мкг O₂/(г сух. тк.·ч), а затем падала до 6.8 мкг O₂/(г сух. тк.·ч) при pH 7.0. У *M. gigas* интенсивность потребления кислорода снижалась равномерно: в среднем на 10–15 % на каждые 0.1 ед. изменения pH до значения pH 7.2. При pH 7.0–7.2 аэробное дыхание устриц фиксировалось на минимальном уровне (4.6–4.8 мкг O₂/(г сух. тк.·ч)).

Ключевые слова: мидия *Mytilus galloprovincialis*, устрица *Magallana gigas*, дыхание, pH, закисление, Черное море, прибрежные экосистемы, двустворчатые моллюски, марикультура

Благодарности: работа выполнена в рамках госзадания ФИЦ ИнБЮМ по теме № 121041400077-1.

Для цитирования: Вялова О. Ю. Метаболический отклик культивируемых двустворчатых моллюсков на закисление Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 73–86. EDN OVFSHX.

© Вялова О. Ю., 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

Metabolic Response of Cultivated Bivalve Mollusks to Acidification in the Black Sea

O. Yu. Vialova

A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (IBSS),
Sevastopol, Russia
e-mail: vyalova07@gmail.com

Abstract

The Black Sea, which is potentially the largest sink of CO₂ among the seas of the Atlantic Ocean, has been experiencing a decrease in pH over the last decades. Information on the acidification of the Black Sea and its impact on the marine biosystem is scarce. Based on literature and our own experimental data, we analyse the effect of low seawater pH values on the energy metabolism of the main commercial bivalve molluscs – the mussel *Mytilus galloprovincialis* and the oyster *Magallana gigas*. These species showed the ability to adapt energy metabolism levels over a wide pH range, from 7.0 to 8.1. When the pH was lowered by 0.1 unit, the oxygen consumption of mussels decreased on average by 10–20 % in the pH range 7.5–8.2. At pH 7.2–7.5, the respiration rate of *M. galloprovincialis* did not change and remained at 9.15–9.38 μg O₂/(g dry tissue·h) and then dropped to 6.8 μg O₂/(g dry tissue·h) at pH 7.0. In *M. gigas*, the oxygen consumption rate decreased uniformly: on average by 10–15 % for each 0.1 unit of pH change, up to pH value of 7.2. At pH 7.0–7.2, aerobic respiration of oysters was recorded at a minimum level of 4.6–4.8 μg O₂/(g dry tissue·h).

Keywords: mussel *Mytilus galloprovincialis*, oyster *Magallana gigas*, respiration, pH, acidification, Black Sea

Acknowledgments: The work was carried out within the framework of the state budget topic no. 121041400077-1.

For citation: Vialova, O.Yu., 2023. Metabolic Response of Cultivated Bivalve Mollusks to Acidification in the Black Sea. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 73–86.

Введение

Глобальные изменения вод Мирового океана приводят к изменениям почти всех прибрежных экосистем. Обоснованное беспокойство связано с ростом содержания углекислого газа в морской среде и увеличением ее кислотности. Океаническая вода действует в качестве основного поглотителя атмосферного углерода, помогая компенсировать последствия глобального потепления [1–3]. В течение последних десятилетий наблюдается снижение pH во всех морях Мирового океана, и, по прогнозам, к 2100 г. этот показатель может упасть до 7.1 [2]. Очевидно, что разные морские акватории будут затронуты не в одинаковой степени: на это влияют особенности их географического положения и гидрологические характеристики. В шельфовых морях закисление вод зависит от объема притока рек, степени органического загрязнения, а также от интенсивности апвеллинговых явлений и продукционных процессов в поверхностных слоях [4–6]. Следует учитывать и тот факт, что даже при сокращении выбросов парниковых газов в атмосферу кислотность

морской воды будет продолжать расти еще длительное время, поскольку CO_2 – долгоживущий атмосферный газ.

В докладах Межправительственной группы экспертов по изменению климата (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) утверждается, что более пресные и холодные воды могут поглощать гораздо больше CO_2 из атмосферы, чем более соленые океанические водные массы. Черное море характеризуется средней температурой на поверхности 17–19 °C (~ 14 °C зимой и ~ 25 °C летом) и соленостью 17–18 ЕПС. По мнению специалистов, Черное море потенциально является самым большим поглотителем CO_2 среди ближайших морей Атлантического океана [3, 6]. Из-за высокой общей щелочности рек, впадающих в Черное море, в поверхностных слоях моря этот показатель выше типичных океанических значений [7]. Наиболее существенное снижение значений pH зафиксировано в верхней части субкислородного слоя: в среднем на 0.15–0.20 за десятилетие [4–6, 8]. По данным [6], в поверхностном слое (0–30 м) в 1990–2014 гг. максимальные и минимальные среднегодовые значения pH составили ~ 8.7 и 7.4 соответственно. Данные наблюдений в прибрежных зонах восточной части Черного моря показали, что в течение года pH колеблется в пределах 8.36–8.45 [5], а в западной части (румынское побережье) – в пределах 7.37–8.58, что объясняется более интенсивными продукционными процессами в слое 0–10 м [3]. Выделяют два сезона: холодный (с ноября по март) с минимальными значениями pH и теплый (с апреля по октябрь) с максимальными значениями. Эти различия связаны с общими климатическими закономерностями, речным стоком, апвеллингами и сезонной изменчивостью продукционных процессов в Черном море [6–8]. Кроме этого, в прибрежных районах наблюдаются суточные колебания pH, которые могут превышать единицу [5, 9]. Эти изменения часто обусловлены тем, что первичные продуценты повышают pH окружающей морской воды днем в процессе фотосинтеза и снижают этот показатель ночью при дыхании [10, 11].

В настоящее время опубликован ряд широко цитируемых мета-анализов и систематических обзоров, касающихся влияния закисления океана на отдельные группы гидробионтов [12–17]. Рассматриваемые сценарии и прогнозы выявили пробелы в изучении физиологических и поведенческих реакций двустворчатых моллюсков в условиях понижающихся значений pH морской среды. Это связано со сложностью определения прямого и/или косвенного влияния исследуемого фактора, противоречивостью результатов, полученных разными авторами. Морские организмы, использующие карбонат кальция (CaCO_3) для создания раковин или других структурных образований тела, так называемые морские кальцификаторы, находятся под прямой угрозой на всех стадиях жизни: личиночной, ювильной и взрослой [12, 18–25]. Уменьшение количества доступных карбонат-ионов может не только затруднять формирование биогенных кальциевых структур организма, но и делать такие структуры уязвимыми к растворению в условиях низких значений pH [24, 26, 27]. Авторы отмечают, что скорость изменения pH беспрецедентна и уже потенциально опасна для многих кальцифицирующих морских видов.

Снижение pH морской воды отрицательно влияет на физиологию двустворчатых моллюсков, изменяя внеклеточный кислотно-щелочной баланс [28–30] и метаболическую активность [31]. Кроме того, происходит угнетение

дыхания, экскреции, снижение потребления пищи [12, 32, 33], а также нарушение развития организмов [18, 27]. В некоторых случаях снижение pH может приводить к гибели [12]. Закисление морской среды приводит к ухудшению механических свойств биссусных нитей и уменьшению их количества [26, 34]. Эмбриональная и личиночная стадии мидий оказались чувствительными к величине pH. В результате закисления уменьшаются размеры личинок, снижается их выживаемость, а также растет число особей с аномалиями и более длительным периодом развития [22].

Вместе с тем есть свидетельства о некотором положительном влиянии закисления воды на рост раковины [35]. Так, пониженная величина pH может смягчать негативное воздействие высокой температуры на биоминерализацию и кристаллическую ультраструктуру рода *Mytilus*. Устойчивость двустворчатых моллюсков к закислению среды описана у таких видов из эстуарных и апвеллинговых зон, как *M. chilensis* [22], *Argopecten purpuratus* [36, 37], *M. edulis* [22, 38, 39], *M. galloprovincialis* [39–41], *M. coruscus* [42], *Pinctada fucata* и *Perna viridis* [33]. В некоторых работах указывается, что обеспеченность пищей играет важную роль в устойчивости мидий к закислению морской среды [20, 33].

Данные о закислении Черного моря и его влиянии на биосистему моря фрагментарны. Однако очевидно, что многие компоненты биоты могут зависеть от снижения значений pH, что, в свою очередь, может вызвать экологические и экономические проблемы в этом регионе. Двустворчатые моллюски доминируют в макрофауне лиманов и заливов. Эти организмы являются важным элементом экологической структуры биотопов и промысловым ресурсом для рыболовства и марикультуры. Морские хозяйства, выращивающие два основных промысловых вида, мидии *Mytilus galloprovincialis* и устрицы *Magallana* (ранее *Crassostrea*) *gigas*, расположены вдоль береговой линии Черного моря, включая Крымский полуостров и Краснодарский край. Оценка последствий влияния закисления на состояние коммерчески важных видов является актуальной задачей современных исследований.

Интенсивность дыхания моллюсков – важный обобщающий показатель уровня обменных процессов в организме. По объему кислорода, потребленного моллюсками, можно судить об их физиологическом состоянии и степени влияния на них различных факторов внешней среды [12, 31, 33]. Изучение уровня энергетического метаболизма мидий *M. galloprovincialis* и устриц *M. gigas* в условиях продолжающегося закисления Черного моря является целью настоящего исследования. В работе рассматривается сценарий влияния широкого диапазона значений pH (7.0–8.1), потенциально возможных в условиях Черного моря, на адаптационные возможности данных коммерчески важных видов.

Материалы и методы

Экземпляры мидий *Mytilus galloprovincialis* и устриц *Magallana gigas* были собраны на морской ферме, расположенной в б. Ласпи (Черное море, Южный берег Крыма), помещены в термобоксы и доставлены в лабораторию ФИЦ ИнБЮМ (Севастополь). Далее в течение 7 сут моллюски находились в проточной морской воде при температуре 20–21 °C, pH 8.2 и солености 18.1 ЕПС. Моллюсков кормили ежедневно *Isochrysis galbana*. Эксперименты

проводили в замкнутых респирометрах объемом 950 мл с использованием фильтрованной морской воды. Продолжительность опытов составляла от 2 до 2.5 ч. Моллюсков предварительно очищали от эпibiонтов, взвешивали и измеряли. В каждый респирометр помещали один экземпляр и обеспечивали непрерывную циркуляцию фильтрованной морской воды по замкнутому циклу при помощи перистальтического насоса. Начальную и конечную концентрацию кислорода определяли при помощи анализатора растворенного кислорода «МАРК-404».

Морскую воду с разными значениями pH подготавливали с применением препарата фирмы *Tetra minus* pH. Данный сертифицированный препарат используется в морской аквариумистике для снижения pH и карбонатной жесткости и является безопасным для гидробионтов. Путем применения различных дозировок препарата создавали условия со значениями pH от 8.1 до 7.0, что несколько шире прогнозируемого диапазона pH в Черном море. В каждом респирометре показатель pH определяли до и после проведения эксперимента при помощи лабораторного pH-метра *Ohaus ST2100*.

После завершения каждого из экспериментов воду в респирометрах с моллюсками полностью заменяли новой с заданными значениями pH. Температура составляла 20–21 °C, соленость – 18.1 ЕПС. Эксперименты проводили в четырех повторностях. Общее количество исследованных моллюсков – 24.

Потребление кислорода RR , мкг O_2 /(г сух. тк.·ч), моллюсками рассчитывали по формуле

$$RR = (C_{\text{нач.}} - C_{\text{кон.}}) \cdot V / T \cdot M_{\text{сух. тк.}}$$

где $C_{\text{нач.}}$ и $C_{\text{кон.}}$ – содержание O_2 в респирометрах с моллюсками в начале и конце опыта; V – объем респирометра, мл; T – время, ч; $M_{\text{сух. тк.}}$ – масса сухих тканей, г. Сухую массу получали путем сушки мягких тканей в термостате при 98 °C до постоянного веса.

Статистическую и графическую обработку данных проводили с помощью программы *Excel, one-way ANOVA*.

Результаты

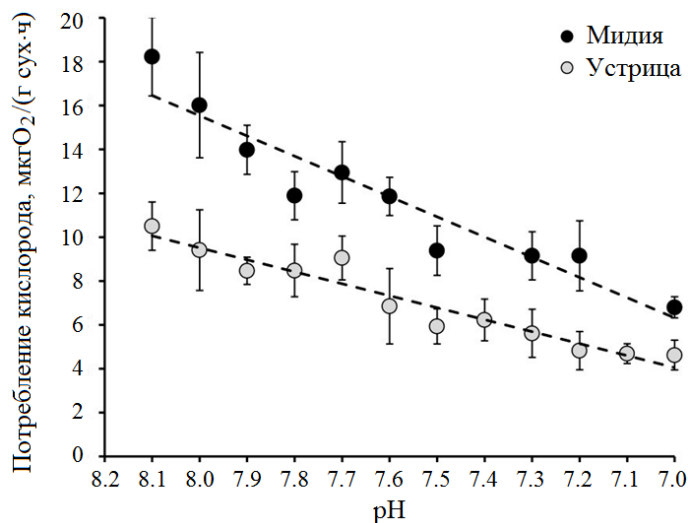
Основные характеристики объектов исследования – мидий *M. galloprovincialis* и устриц *M. gigas* представлены в таблице.

В ходе исследования установлено, что в норме уровень энергетического метаболизма у мидий (18.23 ± 1.2 мкг O_2 /(г сух. тк.·ч) был выше, чем у устриц

Размерно-весовые характеристики двустворчатых моллюсков (среднее $\pm$ СКО)

Size and weight characteristics of bivalves (mean $\pm$ SD)

Вид / Species	n, экз. / n, ind.	L, мм / L, mm	$W_{\text{общий}}$, г / W_{total} , g	$W_{\text{раковины}}$, г / W_{shell} , g	$W_{\text{сух. мягких тканей}}$, г / $W_{\text{dry soft tiss.}}$, g
Мидия / Mussel	12	55.71 ± 4.82	19.96 ± 4.80	13.73 ± 4.22	0.224 ± 0.088
Устрица / Oyster	12	64.88 ± 6.17	27.56 ± 8.88	10.19 ± 0.80	0.306 ± 0.217



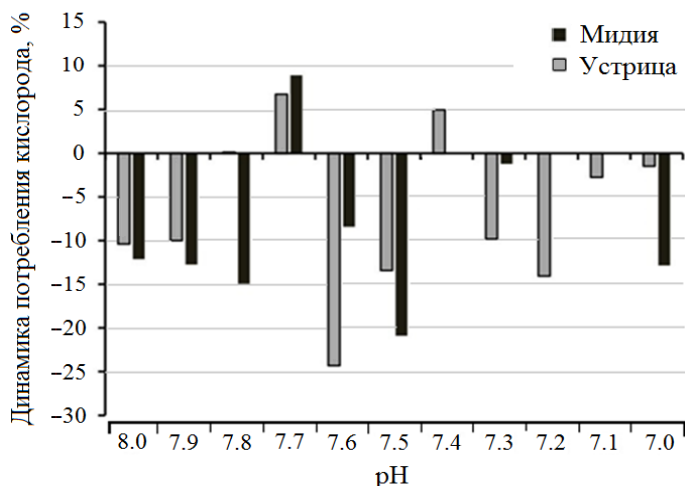
Р и с. 1. Зависимость потребления кислорода мидиями *M. galloprovincialis* и устрицами *M. gigas* от pH морской воды, среднее $\pm$ СКО

Fig. 1. Dependence of oxygen consumption by mussels *M. galloprovincialis* and oysters *M. gigas* on seawater pH, mean $\pm$ SD

(10.50 ± 1.1 мкг O₂/(г сух. тк.·ч)). Снижение pH морской воды приводило к сокращению уровня дыхания у обоих видов моллюсков (рис. 1). Установлена линейная отрицательная зависимость потребления кислорода от значений pH у мидий *M. galloprovincialis* ($R^2 = 0.90$) и устриц *M. gigas* ($R^2 = 0.93$).

Результаты показали, что в диапазоне pH 7.5–8.2 при понижении pH на 0.1 ед. потребление кислорода мидиями снижалось на 10–20 % от предыдущего значения. Далее при pH 7.2–7.5 дыхание моллюсков оставалось на уровне 9.15–9.38 мкг O₂/(г сух. тк.·ч), затем фиксировалось падение этого показателя до 6.8 мкг O₂/(г сух. тк.·ч) при pH 7.0 (рис. 2). У *M. gigas* наблюдаемое сокращение потребления кислорода происходило более равномерно, на 10–15 % на каждые 0.1 ед. pH, до значений pH 7.2. Далее этот показатель не менялся и фиксировался минимальном уровне (4.6–4.8 мкг O₂/(г сух. тк.·ч)).

Таким образом, закисление морской воды приводило к сокращению интенсивности дыхания мидий *M. galloprovincialis* и устриц *M. gigas*. При pH 7.5–7.7 у исследованных моллюсков происходили наиболее заметные изменения уровня энергетического обмена (рис. 2). После равномерного снижения потребления кислорода у обоих видов при pH 7.7 был зафиксирован неожиданный рост этого показателя (на 8.9 % у мидий, на 6.7 % у устриц) с последующим резким падением на 20–30 % от предыдущих показателей (при pH 7.5–7.6). При этом у двух видов наблюдалась разная физиологическая реакция: мидии устойчиво поддерживали уровень аэробного метаболизма при понижении pH с 7.4 до 7.1 (нулевые изменения интенсивности дыхания), устрицы же демонстрировали равномерное сокращение аэробных процессов до минимальных значений.



Р и с. 2. Динамика потребления кислорода мидиями *M. galloprovincialis* и устрицами *M. gigas* при снижении рН морской воды на 0.1 ед.

Fig. 2. Dynamics of oxygen consumption by mussels *M. galloprovincialis* and oysters *M. gigas* with a decrease in pH of seawater by 0.1 unit

Обсуждение

Способность двустворчатых моллюсков компенсировать уровень энергетического метаболизма на фоне изменений окружающей среды подтверждена рядом научных исследований [31, 40, 43, 44]. Это обусловлено образом жизни моллюсков, которые образуют плотные поселения в прибрежной зоне и периодически подвергаются влиянию изменяющихся внешних факторов, таких как температура, соленость, кислородный режим. В нашем исследовании впервые изучалось влияние низких значений рН окружающей среды на уровень энергетического метаболизма двустворчатых моллюсков, культивируемых в Черном море. На прибрежных фермах моллюски выращиваются в пластиковых садках и сетных рукавах на глубинах до 10 м от поверхности. Таким образом, мидии и устрицы потенциально попадают в зоны смены рН, обусловленной естественной суточной и сезонной динамикой этого показателя [5, 45] и апвеллингами [6].

Изучение нескольких видов мидий *M. edulis*, *M. galloprovincialis* и *M. trossulus* показало, что порог физиологической толерантности находится в точке рН ~7.8, что приблизительно соответствует нижним значениям локального естественного фона рН морских вод [39, 40, 46]. В работе [28] приводятся результаты содержания молоди и взрослых особей *M. galloprovincialis* при рН ~7.3 (18 °C). В таких закисленных условиях скорость потребления кислорода значительно больше снижалась у молоди мидий: через 5 ч эксперимента потребление кислорода падало на 25 %, через 10 ч – более чем на 45 %, через 20 ч – на 60–65 %. У взрослых моллюсков максимальное сокращение интенсивности дыхания составило 35 % от контроля. Некоторые авторы считают, что рН морской воды < 7.5 наносит вред раковинным моллюскам, а значения рН ~7.3 могут быть фатальными для них [28, 46].

Известно, что широта диапазона толерантности вида часто тесно связана с диапазоном изменчивости параметров окружающей среды. Это позволяет нам сделать вывод о том, что исследованные моллюски сталкиваются со значениями $\text{pH} > 7.6$ в естественной среде, то есть от 8.2 (норма) до 7.5–7.6 pH (закисление), и хорошо переносят такие изменения. Приведем несколько примеров подобных исследований на двустворчатых моллюсках.

К. Варгаз с коллегами [23, 25] на основании собственных и литературных данных утверждают, что организмы одного вида по-разному реагируют на закисление среды: реакция была от отрицательной до положительной. Например, мидии *M. chilensis* из эстуариев с высоким естественным фоном CO_2 воды показали большую устойчивость к высоким уровням pCO_2 , чем особи из открытых районов. Моллюски *M. trossulus* в течение 2.5 месяцев при значениях pH в диапазоне от 7.29 до 7.95 сохраняли способность восстанавливать поврежденные раковины и минерализацию оболочки [47]. В литературе сообщается о *Bathymodiolus brevior*, способных жить в естественных условиях как при значениях pH 7.8, так и при pH 5.36 на северо-западном склоне подводного вулкана Эйфуку Марианской дуги, в гидротермальной среде которого присутствуют жидкая двуокись углерода и сероводород [48]. Сравнение двух популяций показало, что среднесуточный прирост и толщина раковины особей из района вулкана оказались в два раза меньше, чем у моллюсков, живущих в воде с pH более 7.8.

Недавние исследования естественных популяций *M. galloprovincialis* из мелководных лагун и открытых прибрежных зон указывают на то, что у моллюсков существует генетическое разнообразие адаптации к фактору закисления океана [49]. Анализ паттернов экспрессии генов выявил тот факт, что различия в динамике колебаний pH , наблюдаемые между береговыми и лагунными местообитаниями, потенциально формируют паттерны пластичности и молекулярно-фенотипической дифференциации между популяциями одного вида. Пластичность экспрессии в ответ на влияние низкого pH была значительно выше у прибрежной популяции, которая обитает в более постоянных условиях больших масс Средиземного моря, в отличие от условий мелководных лагун, для которых характерны резкие колебания природных факторов [49]. Делается предположение, что устойчивость двустворчатых моллюсков к изменениям pH может закрепляться на молекулярно-генетическом уровне.

Результаты исследований метаболического отклика устриц на закисление моря также не однозначны. Например, сообщается о снижении скорости дыхания *C. virginica*, подвергающихся воздействию высокого парциального давления CO_2 (0.8–1 кПа pCO_2) и низкого pH (≤ 7) по сравнению с контролем (< 0.1 кПа pCO_2 , $\text{pH} = 8.2$) [50]. В другой работе высокое содержание CO_2 на протяжении 30 сут приводило к угнетению процессов потребления и усвоения пищи, снижению эффективности адсорбции у *C. gigas*, но одновременно увеличивало потребление кислорода и скорость экскреции аммонийного азота [51]. Интересны результаты 55-суточного эксперимента на *C. gigas*, где при 15 °C у контрольной (pH 7.9) и опытной (pH 7.09) групп моллюсков интенсивность обменных процессов сохранялась на одном стабильном уровне [29]. Однако с повышением температуры до 20–25 °C ситуация менялась:

у устриц, находящихся в закисленных условиях, уровень метаболизма достоверно увеличивался. Высказывается предположение о том, что температура является более значимым фактором для физиологии устриц, чем низкие значения pH.

В условиях постоянного и флуктуирующего закисления тихоокеанские устрицы проявляли адаптивность таких жизненно важных процессов, как кальцификация, дыхание, питание и выживаемость [52, 53]. В условиях низких значений pH (7.5–7.7) отмечалось ускорение репродуктивного развития как у самцов, так и у самок восточных устриц (*C. virginica*) [54]. Наблюдения за гаметами во время нереста, оплодотворения и инкубации эмбрионов показали более высокую выживаемость личинок (на 6–8 % по сравнению с контролем).

В ходе нашего исследования при pH 7.7 было зафиксировано усиление потребления кислорода моллюсками обоих видов (на 8.9 % у мидий и на 6.7 % у устриц). Похожая реакция наблюдалась у черноморских мидий при отравлении ДДТ [55]. Так, влияние токсиканта первоначально приводило к сокращению дыхания, затем отмечалось кратковременное его возбуждение (к концу первой недели эксперимента потребление кислорода у мидии почти восстановилось до исходного уровня), а после этого наступало дальнейшее угнетение процесса. Авторы объясняют это явление тем, что для восстановления исходного физиологического состояния организма после начала действия негативного фактора (токсиканта) потребность в кислороде повышается, усиливаются окислительные процессы. Однако продолжающаяся постепенная аккумуляция ДДТ в органах и тканях моллюсков в конечном счете вызывала у последних нарушение обменных процессов, и интенсивность потребления кислорода мидиями начинала вновь снижаться. Анализируя наши результаты, можем предположить, что закисление воды может оказывать аналогичное действие на уровень обменных процессов в организме исследуемых моллюсков.

В ходе эволюции у моллюсков выработались определенные механизмы адаптации к неблагоприятным факторам среды, например прекращается фильтрация, плотно закрываются створки и резко уменьшается скорость потребления кислорода, дыхание становится анаэробным. Скорость энергетических процессов, проходящих у моллюсков, снижается до минимума, и животные переходят в состояние анаэробноз. Адаптация бентосных организмов к неблагоприятным факторам происходит на разных уровнях: молекулярном, клеточном, физиологическом, поведенческом.

Заключение

Последние исследования показывают, что границей толерантности для большинства морских кальцифицирующих организмов является уровень pH 7.5. Наши результаты свидетельствуют о том, что мидии *M. galloprovincialis* и устрицы *M. gigas*, обитающие в Черном море, приспособлены к закислению морской среды, могут поддерживать жизнеспособность и уровень энергетического метаболизма в широком диапазоне водородного показателя – от 7.0 до 8.1. Во время умеренного стресса организм может компенсировать повышенную потребность в энергии за счет увеличения потребления и усвоения энергии. Однако при экстремальном воздействии внешних факторов такая физиологическая компенсация для гидробионтов может быть неполной или невозможной.

Так, моллюски могут входить в метаболически депрессивное состояние, чтобы снизить энергозатраты и увеличить время выживания до тех пор, пока условия не вернутся к оптимальным. В данной работе показано, что при крайне низких значениях pH наблюдается нарушение энергетического гомеостаза, что приводит к ограничению аэробных возможностей организма.

Наряду с постепенным глобальным закислением океана, вызванным высокими концентрациями атмосферного CO₂, ожидается увеличение суточной и сезонной динамики CO₂ и pH в морской воде. Влияние этих системных переменных на физиологические процессы гидробионтов в коротких временных масштабах только начинает оцениваться. Наше понимание последствий продолжающегося закисления Черного моря на состояние экологически и экономически важных гидробионтов пока ограничено. В лабораторных условиях трудно воспроизвести неоднородность окружающей среды, которая возникает в естественных условиях. Флуктуирующие понижения и повышения pH могут смягчать некоторое негативное влияние закисления на ракообразные организмы, предоставляя им периоды «передышки», во время которой запускаются процессы, связанные с кальцификацией структурных элементов. Подавляющее большинство работ посвящено изучению влияния постоянных уровней pH на разные виды гидробионтов. Вместе с тем становится очевидным, что экологическая значимость таких исследований ограничена. Это можно объяснить тем, что прогнозируемые значения pH океана будут отличаться от сегодняшних, а также тем, что физиологические адаптации организмов и в конечном итоге естественный отбор проявляются сильнее при экстремальных условиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. A time-series view of changing ocean chemistry due to ocean uptake of anthropogenic CO₂ and ocean acidification / N. R. Bates [et al.] // *Oceanography*. 2014. Vol. 27, iss. 1. P. 126–141. doi:10.5670/oceanog.2014.16
2. Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / N. Masson-Delmotte [et al.] ; ed. B. Zhou. Cambridge : Cambridge University Press, 2022. 2391 p. doi:10.1017/9781009157896
3. Fowler S. W. Ocean acidification issues in the Mediterranean and Black Seas: present status and future perspectives // *Impacts of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas* / F. Briand (ed.). Monaco : CIESM, 2008. P. 23–30. (CIESM Workshop Monographs ; no. 36).
4. Полонский А. Б., Гребнева Е. А. Пространственно-временная изменчивость водородного показателя вод Черного моря // *Доклады Академии наук*. 2019. Т. 486, № 4. С. 494–499. EDN CBJPHS. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524864494-499>
5. Хоружий Д. С., Коновалов С. К. Суточный ход и межсуточные изменения содержания углекислого газа и растворенного неорганического углерода в прибрежных водах Черного моря // *Морской гидрофизический журнал*. 2014. № 1. С. 28–43. EDN TDXUTZ.
6. Elge M. Analysis of Black Sea Ocean acidification // *International Journal of Environment and Geoinformatics*. 2021. Vol. 8, iss. 4. P. 467–474. doi:10.30897/ijgeo.857893

7. Савенко А. В., Покровский О. С. Трансформация макро- и микроэлементного состава стока растворенных веществ в устьях средних и малых рек черноморского побережья России // *Океанология*. 2022. Т. 62, № 3. С. 380–402. EDN MJPAOV. doi:10.31857/S003015742203011X
8. Гребнева Е. А., Полонский А. Б. Декомпозиция временного ряда величины pH поверхностных вод глубоководной части Черного моря по архивным данным второй половины XX века // *Системы контроля окружающей среды*. 2021. Т. 44, № 2. С. 29–38. EDN HTMANT. doi:10.33075/2220-5861-2021-2-29-38
9. Хоружий Д. С. Изменчивость равновесного парциального давления углекислого газа ($p\text{CO}_2$) и концентрации растворенного неорганического углерода (TCO_2) в прибрежных водах Черного моря в 2010–2014 годах // *Морской гидрофизический журнал*. 2016. № 4. С. 38–52. doi:10.22449/0233-7584-2016-4-38-52
10. Metabolically-induced pH fluctuations by some coastal calcifiers exceed projected 22nd century ocean acidification: a mechanism for differential susceptibility? / C. L. Hurd [et al.] // *Global Change Biology*. 2011. Vol. 17, iss. 10. P. 3254–3262. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02473.x
11. Characterizing mean and extreme diurnal variability of ocean CO_2 system variables across marine environments / O. Torres [et al.] // *Geophysical Research Letters*. 2021. Vol. 48, iss. 5. P. 1–12. doi:10.1029/2020GL090228
12. Impacts of ocean acidification on marine shelled molluscs / F. Gazeau [et al.] // *Marine Biology*. 2013. Vol. 160, iss. 8. P. 2207–2245. doi:10.1007/s00227-013-2219-3
13. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming / K. J. Kroeker [et al.] // *Global Change Biology*. 2013. Vol. 19, iss. 6. P. 1884–1896. doi:10.1111/gcb.12179
14. The impacts of ocean acidification on marine ecosystems and reliant human communities / S. C. Doney [et al.] // *Annual Review of Environment and Resources*. 2020. Vol. 45. P. 83–112. doi:10.1146/annurev-environ-012320-083019
15. Influence of ocean warming and acidification on habitat-forming coralline algae and their associated molluscan assemblages / B. P. Kelaher [et al.] // *Global Ecology and Conservation*. 2022. Vol. 35. e02081. doi:10.1016/j.gecco.2022.e02081
16. Leung J. Y. S., Zhang S., Connell S. D. Ocean acidification really a threat to marine calcifiers? A systematic review and meta-analysis of 980+ studies spanning two decades // *Small*. 2022. Vol. 18, iss. 35. 2107407. doi:10.1002/sml.202107407
17. Exposure of commercially exploited shellfish to changing pH levels: how to scale-up experimental evidence to regional impacts / B. L. Townhill [et al.] // *ICES Journal of Marine Science*. 2022. Vol. 79, iss. 9. P. 2362–2372. doi:10.1093/icesjms/fsac177
18. The impact of ocean acidification on reproduction, early development and settlement of marine organisms / P. M. Ross [et al.] // *Water*. 2011. Vol. 3, iss. 4. P. 1005–1030. doi:10.3390/w3041005
19. Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and mussel (*Mytilus edulis*) / R. K. Bechmann [et al.] // *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 2011. Vol. 74, iss. 7–9. P. 424–438. doi:10.1080/15287394.2011.550460
20. Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: laboratory and field experiments / J. Thomsen [et al.] // *Global Change Biology*. 2013. Vol. 19, iss. 4. P. 1017–1027. doi:10.1111/gcb.12109
21. Predicting the response of molluscs to the impact of ocean acidification / L. M. Parker [et al.] // *Biology*. 2013. Vol. 2, iss. 2. P. 651–692. doi:10.3390/biology2020651

22. Combined effects of temperature and ocean acidification on the juvenile individuals of the mussel *Mytilus chilensis* / C. Duarte [et al.] // Journal of Sea Research. 2014. Vol. 85. P. 308–314. doi:10.1016/j.seares.2013.06.002
23. Species-specific responses to ocean acidification should account for local adaptation and adaptive plasticity / C. A. Vargas [et al.] // Nature Ecology and Evolution. 2017. Vol. 1. 0084. P. 1–7. doi:10.1038/s41559-017-0084
24. Combined effects of ocean acidification and hypoxia on the early development of the thick shell mussel *Mytilus coruscus* / X. Wang [et al.] // Helgoland Marine Research. 2020. Vol. 74, iss. 3. P. 1–9. doi:10.1186/s10152-020-0535-9
25. Upper environmental pCO₂ drives sensitivity to ocean acidification in marine invertebrates / C. A. Vargas [et al.] // Nature Climate Change. 2022. Vol. 12. P. 200–207. doi:10.1038/s41558-021-01269-2
26. Ocean acidification decreases mussel byssal attachment strength and induces molecular byssal responses / X. Zhao [et al.] // Marine Ecology Progress Series. 2017. Vol. 565. P. 67–77. doi:10.3354/meps11992
27. Ocean acidification and temperature increase impact mussel shell shape and thickness: problematic for protection? / S. C. Fitzner [et al.] // Ecology and Evolution. 2015. Vol. 5, iss. 21. P. 4875–4884. doi:10.1002/ece3.1756
28. Effects of long-term moderate hypercapnia on acid-base balance and growth rate in marine mussels *Mytilus galloprovincialis* / B. Michaelidis [et al.] // Marine Ecology Progress Series. 2005. Vol. 293. P. 109–118. doi:10.3354/meps293109
29. Impact of ocean acidification on energy metabolism of oyster, *Crassostrea gigas* – changes in metabolic pathways and thermal response / G. Lannig [et al.] // Marine Drugs. 2010. Vol. 8. P. 2318–2339. doi:10.3390/md8082318
30. Ocean acidification increases copper toxicity differentially in two key marine invertebrates with distinct acid-base responses / C. Lewis [et al.] // Scientific Reports. 2016. Vol. 6. 21554. P. 1–10. doi:10.1038/srep21554
31. Thomsen J., Melzner F. Moderate seawater acidification does not elicit long-term metabolic depression in the blue mussel *Mytilus edulis* // Marine Biology. 2010. Vol. 157. P. 2667–2676. doi:10.1007/s00227-010-1527-0
32. Physiological energetics of juvenile clams *Ruditapes decussatus* in a high CO₂ coastal ocean / M. J. Fernández-Reiriz [et al.] // Marine Ecology Progress Series. 2011. Vol. 433. P. 97–105. doi:10.3354/meps09062
33. Liu W., He M. Effects of ocean acidification on the metabolic rates of three species of bivalve from southern coast of China // Chinese Journal of Oceanology and Limnology. 2012. Vol. 30, iss. 2. P. 206–211. doi:10.1007/s00343-012-1067-1
34. Clements J. C., George M. N. Ocean acidification and bivalve byssus: explaining variable responses using meta-analysis // Marine Ecology Progress Series. 2022. Vol. 694. P. 89–103. doi:10.3354/meps14101
35. Ocean acidification mitigates the negative effects of increased sea temperatures on the biomineralization and crystalline ultrastructure of *Mytilus* / A. M. Knights [et al.] // Frontiers in Marine Science. 2020. Vol. 7. 567228. doi:10.3389/fmars.2020.567228
36. Effects of temperature and ocean acidification on shell characteristics of *Argopecten purpuratus*: implications for scallop aquaculture in an upwelling-influenced area / N. A. Lagos [et al.] // Aquaculture environment interactions. 2016. Vol. 8. P. 357–370. doi:10.3354/aei00183

37. Physiological and histopathological impacts of increased carbon dioxide and temperature on the scallops *Argopecten purpuratus* cultured under upwelling influences in northern Chile / M. A. Lardies [et al.] // Aquaculture. 2017. Vol. 479. P. 455–466. doi:10.1016/j.aquaculture.2017.06.008
38. Elevated seawater temperature, not pCO₂, negatively affects post-spawning adult mussels (*Mytilus edulis*) under food limitation / J. C. Clements [et al.] // Conservation Physiology. 2018. Vol. 6, iss. 1. cox078. doi:10.1093/conphys/cox078
39. Gene expression correlated with delay in shell formation in larval Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) exposed to experimental ocean acidification provides insights into shell formation mechanisms / P. De Wit [et al.] // BMC Genomics. 2018. Vol. 19, iss. 1. P. 160–175. doi:10.1186/s12864-018-4519-y
40. Tolerance of juvenile *Mytilus galloprovincialis* to experimental seawater acidification / M. J. Fernández-Reiriz [et al.] // Marine Ecology Progress Series. 2012. Vol. 454. P. 65–74. doi:10.3354/meps09660
41. Impact of ocean acidification and warming on the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) / F. Gazeau [et al.] // Frontiers in Marine Science. 2014. Vol. 1. 62. doi:10.3389/fmars.2014.00062
42. CO₂-induced pH reduction increases physiological toxicity of nano-TiO₂ in the mussel *Mytilus coruscus* / M. Hu [et al.] // Scientific Reports. 2017. Vol. 7, 40015. doi:10.1038/srep40015
43. High pCO₂ levels affect metabolic rate, but not feeding behavior and fitness, of farmed giant mussel *Choromytilus chorus* / S. Benítez [et al.] // Aquaculture Environment Interactions. 2018. Vol. 10. P. 267–278. doi:10.3354/aei00271
44. The energetic physiology of juvenile mussels, *Mytilus chilensis* (Hupe): The prevalent role of salinity under current and predicted pCO₂ scenarios / C. Duarte [et al.] // Environmental Pollution. 2018. Vol. 242, Part A. P. 156–163. doi:10.1016/j.envpol.2018.06.053
45. Хоружий Д. С. Изменчивость потока CO₂ на границе раздела вода – атмосфера в прибрежных водах Черного моря на разных масштабах времени в 2010–2014 гг. // Морской гидрофизический журнал. 2018. Т. 34, № 5. С. 434–445. EDN YMQLZJ. doi:10.22449/0233-7584-2018-5-434-445
46. EAT BREATHE EXCRETE REPEAT: Physiological responses of the mussel *Mytilus galloprovincialis* to diclofenac and ocean acidification / M. Munari [et al.] // Journal of Marine Science and Engineering. 2020. Vol. 8, iss. 11. 907. doi:10.3390/jmse8110907
47. Mussels repair shell damage despite limitations imposed by ocean acidification / M. N. George [et al.] // Journal of Marine Science and Engineering. 2022. Vol. 10, iss. 3. P. 359. doi:10.3390/jmse10030359
48. Survival of mussels in extremely acidic waters on a submarine volcano / V. Tunnicliffe [et al.] // Nature Geoscience. 2009. Vol. 2. P. 344–348. doi:10.1038/NGEO500
49. Magnitude and predictability of pH fluctuations shape plastic responses to ocean acidification / M. C. Bitter [et al.] // The American Naturalist. 2021. Vol. 197, iss. 4. P. 486–501. doi:10.1086/712930
50. Willson L. L., Burnett L. E. Whole animal and gill tissue oxygen uptake in the Eastern oyster, *Crassostrea virginica*: effect of hypoxia, hypercapnia, air exposure, and infection with the protozoan parasite *Perkinsus marinus* // Journal Experimental Marine Biology and Ecology. 2000. Vol. 246. P. 223–240. doi:10.1016/S0022-0981(99)00183-5
51. Effects of elevated pCO₂ on the physiological energetics of Pacific oyster, *Crassostrea gigas* / W. Jiang [et al.] // ICES Journal of Marine Science. 2021. Vol. 78, iss. 7. P. 2579–2590. doi:10.1093/icesjms/fsab139

52. Natural analogues in pH variability and predictability across the coastal Pacific estuaries: extrapolation of the increased oyster dissolution under increased pH amplitude and low predictability related to ocean acidification / N. Bednarsek [et al.] // *Environmental Science and Technology*. 2022. Vol. 56. P. 9015–9028. doi:10.1021/acs.est.2c00010
53. Secretory and transcriptomic responses of mantle cells to low pH in the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) / N. Zuñiga-Soto [et al.] // *Frontiers in Marine Science*. 2023. Vol. 10. doi:10.3389/fmars.2023.1156831
54. CO₂-induced low pH in an eastern oyster (*Crassostrea virginica*) hatchery positively affects reproductive development and larval survival but negatively affects larval shape and size, with no intergenerational linkages / J. C. Clements [et al.] // *ICES Journal of Marine Science*. 2021. Vol. 78, iss. 1. P. 349–359. doi:10.1093/icesjms/fsaa089
55. Козлова Г. В., Гордиенко Н. А. Влияние хлорорганических соединений на интенсивность дыхания и содержание гликогена в мидиях Керченского пролива // *Вестник Керченского государственного морского технологического университета*. 2021. № 4. С. 46–58. EDN KНTEZN. doi:10.47404/2619-0605_2021_4_46

Поступила 15.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 5.07.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторе:

Вялова Оксана Юрьевна, старший научный сотрудник, ФИЦ Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2); кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-8304-0029**, **Scopus Author ID: 6503936925**, **AuthorID: 979304**, vyalova07@gmail.com

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.

Имитационная модель роста устрицы *Ostrea edulis* L. в условиях культивирования

Т. А. Филиппова *, Е. Ф. Васечкина

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

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

Аннотация

Культивирование плоской устрицы *Ostrea edulis* L., потерявшей свое промысловое значение вследствие сокращения численности, является актуальной задачей. Применение математических имитационных моделей может способствовать развитию технологии выращивания устриц в условиях морской фермы. Предложенная математическая модель динамики роста *O. edulis* построена на принципах динамического баланса энергии. В модели использованы математические аппроксимации физиологических процессов (филтрация, дыхание, экскреция, рост, нерест), полученные на основе опубликованных данных наблюдений. Установлены функциональные зависимости параметров аппроксимаций от условий среды. Валидация модели выполнена по натурным данным о линейном и весовом росте устрицы *O. edulis*, выращиваемой в заливе Донузлав в течение 30 мес. с апреля 2001 по октябрь 2003 г. Использование модели позволило получить динамику составляющих энергетического баланса плоской устрицы, находящейся на разных стадиях жизненного цикла. Полученное количественное распределение энергии роста между генеративными и соматическими тканями устрицы подтверждается качественным описанием роста тканей устрицы по натурным измерениям. Разработанная модель хорошо воспроизводит качественные и количественные характеристики физиологических процессов плоской устрицы. Модель энергетического баланса устрицы может быть использована в качестве блока комплексной экологической модели, имитирующей культивирование моллюсков на устричной ферме.

Ключевые слова: плоская устрица, *Ostrea edulis*, залив Донузлав, модель энергетического баланса, аквакультура

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ФИЦ МГИ по теме: FNNN-2021-0005 «Комплексные междисциплинарные исследования океанологических процессов, определяющих функционирование и эволюцию экосистем прибрежных зон Черного и Азовского морей».

Для цитирования: Филиппова Т. А., Васечкина Е. Ф. Имитационная модель роста устрицы *Ostrea edulis* L. в условиях культивирования // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 87–100. EDN NZYAOP.

© Филиппова Т. А., Васечкина Е. Ф., 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

A Simulation Growth Model for the Cultured Oyster *Ostrea edulis* L.

T. A. Filippova *, E. F. Vasechkina

Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia

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

Abstract

Cultivation of the flat oyster *Ostrea edulis* L., which has lost its commercial value due to reduction in abundance, is a relevant task. Simulation models of the flat oyster's growth can be used to improve oyster cultivation methods. The proposed simulation model of the *O. edulis* growth dynamics is based on the principles of dynamic energy balance. The model uses approximations of the oyster's physiological processes (filtration, respiration, excretion, growth, spawning) derived from published observational data. The paper determines functional dependencies of approximation parameters on the environmental conditions. The model was validated using *in situ* data on the linear and weight growth of the oyster *O. edulis* cultured in Donuzlav Bay for 30 months from April 2001 to October 2003. The model allowed us to obtain the dynamics of the energy balance components of the flat oyster at different life-cycle stages. The resulting quantitative distribution of growth energy between generative and somatic tissues of the oyster is confirmed by the qualitative description of the oyster's tissue growth based on *in situ* measurements. The developed model reproduces well the qualitative and quantitative characteristics of the flat oyster functioning processes. The model of the oyster's energy balance can be used as a block of a complex ecological model simulating the cultivation of mollusks on an oyster farm.

Keywords: flat oyster, *Ostrea edulis*, Donuzlav Bay, energy balance model, mariculture

Acknowledgments: The work was performed under state assignment on topic FNNN-2021-0005 "Complex interdisciplinary research of oceanologic processes, which determine functioning and evolution of the Black and Azov Sea coastal ecosystems".

For citation: Filippova, T.A. and Vasechkina, E.F., 2023. A Simulation Growth Model for the Cultured Oyster *Ostrea edulis* L. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 87–100.

Введение

Устрица *Ostrea edulis* является одним из наиболее ценных видов моллюсков черноморского побережья. Однако в настоящее время этот вид потерял свое промысловое значение вследствие раковинной болезни, вызванной грибом. Во второй половине прошлого столетия произошло катастрофическое сокращение ареала обитания вида *Ostrea edulis* в Черном море. Это обусловило необходимость работ по искусственному воспроизводству моллюска, которые проводились начиная с 1980-х гг. [1]. Таким образом, исследования, посвященные количественному описанию динамики физиологических процессов у устриц данного вида, являются актуальными и могут быть востребованы при развитии данной аквакультуры.

В последние годы исследователи прилагают довольно много усилий для создания математических моделей, позволяющих имитировать динамику роста устриц в зависимости от параметров среды: температуры воды и концентрации кормовой взвеси. Целью настоящей работы является разработка такой модели

для устрицы *O. edulis*, культивируемой в конкретном районе побережья Крыма – заливе Донузлав. Вначале рассмотрим ряд наиболее интересных и близких к нашей задаче моделей, предложенных другими авторами [2–8].

В исследовании [2] представлена имитационная модель динамики популяции устрицы вида *Magallana gigas*. Авторы анализировали натурные данные, описывающие рост устриц, устанавливали функциональные зависимости скорости роста от размеров моллюска, затем полученные зависимости использовали в качестве параметризаций в популяционной модели. Ввиду того, что процессы фильтрации, дыхания и экскреции у устриц разных стадий развития протекают по-разному, исследователи ввели отдельные математические функции для описания каждой стадии жизненного цикла устрицы и рассматривали их отдельно друг от друга. Недостатком такого подхода является сложность в описании непрерывного роста особей в популяции.

В работе [3] представлена модель роста тихоокеанской устрицы *M. gigas*, культивируемой в пруду Тау, Франция. Управляющие переменные модели: температура воды, концентрация органического вещества и хлорофилла *a*, а также соленость вод. Модель верифицировали по данным о линейном и весовом росте двух популяций устриц, выращиваемых в пруду в 2000–2001 гг. Авторы пришли к заключению, что их модель показывает хорошую сходимость натурных и имитационных данных, но лучших результатов удалось бы добиться с использованием моделей динамического бюджета энергии (*dynamic energy budget, DEB*).

Более поздняя работа тех же авторов [4] демонстрирует уже модель на основе *DEB*-подхода. Результаты моделирования роста устриц по эмпирической модели сравнили с результатами, полученными с помощью *DEB*-модели. Последняя позволяет добиться лучшего соответствия результатов моделирования натурным данным о весовом и линейном росте устриц [3].

В работе [5] представлена достаточно универсальная для морских экосистем атлантического побережья *DEB*-модель роста устрицы *M. gigas*. Авторы применили единый подход к шести различным экосистемам и использовали коэффициент питания, который учитывает особенности пищевой активности устриц, находящихся в различных внешних условиях. Модель хорошо воспроизводит периоды нереста и потери биомассы в осенне-зимний период. Недостатком является отсутствие явной зависимости переменных модели от температуры воды. Авторы отметили, что в зимний период температура воды на всех рассматриваемых участках примерно одинакова, а в летний наблюдаются значительные различия. Тем не менее в модели для всех локаций используется один и тот же набор параметров, за исключением коэффициента питания.

Аналогичная модель разработана для нескольких морских экосистем тихоокеанского побережья [6]. *DEB*-модель роста устрицы *M. gigas* показала хорошие результаты при сопоставлении с данными измерений параметров, определяющих процессы роста и нереста. Однако авторы пришли к выводу, что три исследуемых локации характеризуются сходными внешними условиями. Поэтому для применения указанной модели в условиях, отличных от заданных, необходимо детализировать модель, включив в нее ряд величин, учитывающих разные условия среды.

В работе [7] *DEB*-модель применяется для сравнения жизненных циклов двух видов устриц: *O. edulis* и *M. gigas*. Использование *DEB*-подхода позволило авторам определить реакцию обоих видов устриц на повышение среднегодовой температуры воды на 2 °С. Вид *M. gigas* показал достаточную устойчивость к изменению параметров среды, в то время как у вида *O. edulis* жизненный цикл изменился вследствие угнетения процессов нереста. По результатам работы авторы смогли оценить значения параметров среды, необходимые для обеспечения устойчивого роста устриц *O. edulis*. Модель разработана для региональных условий пролива Лим-фьорд, Дания.

В работе [8] представлена математическая модель роста мидии *Mytilus galloprovincialis*, разработанная в соответствии с принципами динамического баланса энергии. Авторы подробно рассматривают процессы фильтрации, дыхания, нереста и экскреции мидий. Модель верифицировали по натурным данным, полученным на мидийной ферме в прибрежной зоне Крыма.

Приведенные примеры успешного применения *DEB*-моделей определяют наш выбор построения имитационной модели устрицы *O. edulis* на основе уравнения баланса энергии. Анализ литературных источников показал, что региональные особенности играют большую роль при построении модели, поскольку существенным образом определяют конкретный вид параметризации для основных физиологических процессов. В связи с этим представляется актуальной разработка имитационной модели для *O. edulis*, культивируемой в заливе Донузлав. Модель должна описывать процессы ассимиляции пищи, выделения, дыхания, роста, размножения. Разработка такой модели с использованием подходов, описанных в [2–8], и ее верификация по данным натурных наблюдений являются целью настоящей работы.

Материалы и методы

В заливе Донузлав находится несколько морских хозяйств, в которых выращиваются двустворчатые моллюски: устрицы и мидии. В основном все хозяйства сосредоточены в центральной части залива. Многолетний опыт ведения морских хозяйств в этом заливе указывает на пригодность данной акватории для разведения устриц и мидий [9]. С учетом сказанного центральный район залива Донузлав был выбран для тестового расчета в качестве места возможного размещения аквакультуры плоской устрицы.

Модель динамического баланса энергии. Основные физиологические процессы, определяющие рост устрицы, – фильтрация, питание, дыхание, экскреция и нерест. Приведенная ниже модель математически описывает эти процессы для устриц, уже прошедших личиночную стадию и закрепившихся на твердом субстрате. Модель построена в соответствии с концепцией динамического баланса энергии. Количественные характеристики процессов выражаются в энергетических единицах измерения: калориях или джоулях. Для перехода от массовых единиц измерения к энергетическим используются коэффициенты калорийности тканей устрицы.

Энергетический баланс формируется и меняется в зависимости от физиологических процессов устрицы, которые зависят от ее веса, возраста, температуры воды, солености, времени года, обеспеченности ресурсами, индивидуальных особенностей. При практическом использовании данного подхода

в разработке имитационной модели жизненного цикла моллюска необходимо как можно более точно математически описать все физиологические процессы для конкретного вида. Для этого необходимы данные натурных наблюдений и лабораторных экспериментов. В работе мы использовали аппроксимации, полученные по натурным данным (таблица), представленным в основном в диссертации¹⁾ и работах Н. А. Сытник [10, 11].

Морфометрические соотношения. Сырой вес устрицы W (г) представим как сумму веса раковины W_{sh} (г) и мягких тканей W_{soft} (г). Сырой и сухой вес мягких тканей моллюска связаны между собой соотношением $W_d = 0.11W_{soft}$ [12].

В процессе роста устрицы высота раковины также увеличивается. По натурным данным, представленным в работе¹⁾, мы предложили следующую аппроксимацию зависимости высоты раковины от сырого веса моллюска:

$$\begin{aligned} \text{при } W_{soft} \leq 0.35 \text{ г } H &= 154.67W_{soft}^2 - 32.40W_{soft} + 2.39, \\ \text{при } W_{soft} > 0.35 \text{ г } H &= -0.013W_{soft}^2 - 1.88W_{soft} + 17.70. \end{aligned}$$

Потребление. Все питательные вещества, т. е. энергию, расходуемую на поддержание структуры и рост, устрица получает из морской воды, содержащей кормовую взвесь – фитопланктон и детрит. В процессе фильтрации моллюск потребляет энергию рациона I (кал/ч), однако усваивает только ее часть $A = I - E_a$, где E_a – неусвоенная часть рациона. Ассимилированную энергию моллюск тратит на дыхание R с выделением метаболитов E_x , рост мягких тканей P_{som} , гонад P_{gen} и увеличение размеров раковины P_{sh} :

$$\begin{aligned} A &= R + P + E_x; \\ P &= P_{som} + P_{gen} + P_{sh}, \end{aligned}$$

где P – энергетические затраты на рост, кал/ч; R – энергетические затраты на дыхание, кал/ч; E_x – экскретируемая энергия, кал/ч. Таким образом, распределение энергетических затрат плоской устрицы можно упрощенно представить в виде уравнения баланса

$$I = P + R + E_a + E_x. \quad (1)$$

Рассмотрим составляющие баланса (1) более подробно. Потребленная энергия (или рацион) зависит от скорости фильтрации F (л/ч), концентрации кормовой взвеси в воде C (мг/л) и калорийности взвеси K_c (кал/мг): $I = F \cdot K_c \cdot C$. Количество ассимилированной энергии зависит от эффективности усвоения пищи, традиционно описываемой с использованием коэффициента ассимиляции: $A = A_e \cdot F \cdot K_c \cdot C$. Тогда суммарное выделение энергии можно учитывать в виде $E = F \cdot K_c \cdot C (1 - A_e) + E_x$.

Продукция. В процессе роста устрица увеличивает массу раковины и массу мягких тканей. Будем считать, что вес раковины может увеличиваться или оставаться неизменным, в то время как масса мягких тканей может как увеличиваться, так и уменьшаться в зависимости от периодов жизни (состояние

¹⁾ Сытник Н. А. Функциональная экология плоской устрицы (*Ostrea edulis* L., 1758, Ostreidae, Bivalvia) Черного моря : автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. Севастополь, 2015. 23 с.

нереста либо голодание могут приводить к снижению веса). Изменение массы тела устрицы зависит от количества энергии, затрачиваемой организмом на рост:

$$K_d \frac{dW_d}{dt} = P_{som} + P_{gen},$$

где $K_d = 5307$ кал/(г сух. вес) – калорийность сухого веса мягких тканей устрицы; W_d – сухой вес мягких тканей моллюска, г. Согласно данным [10], энергетические затраты на рост раковины P_{sh} в среднем составляют 12 % общей продукционной энергии, которой располагает моллюск исходя из уравнения энергетического баланса (1). Принимая во внимание эти наблюдения, мы полагали в модельных расчетах $P_{som} + P_{gen} = 0.88P$.

Нерест. Рост устриц тесно связан с процессом нереста. Для осуществления нереста должен выполняться ряд условий. Как правило, устрицы нерестятся при высоте раковины более 35 мм и массе генеративных тканей более 0.015 г сух. веса. Исследователи отмечают, что в разных акваториях начало нереста устрицы *O. edulis* может происходить при разных температурах: в Галисии (Испания) устрицы нерестятся при температуре 12–13 °С, в Северной Адриатике (Италия) – при температуре 13–17 °С, в норвежских фьордах – при температуре 25 °С [1, 13, 14]. Для Черного моря натурные данные об интенсивности процессов нереста показывают, что температурные рамки нереста составляют 17–25 °С [1, 10]. Этот интервал температуры воды и был принят в модели. Распределение энергии, затрачиваемой на рост соматических и генеративных тканей, можно оценивать, используя эмпирическое отношение энергетических затрат P_{gen}/P_{som} . Согласно работе [15], это соотношение линейно растет с ростом моллюска и для устрицы вида *O. edulis* выражается уравнением

$$\frac{P_{gen}}{P_{som}} = 0.013W_d + 0.09. \quad (2)$$

В модели принято условие, согласно которому при положительной продукционной энергии она распределяется в соответствии с уравнением (2), а при отрицательной (голодание) P_{gen} принимается равной нулю.

Фильтрация. Интенсивность фильтрации европейской устрицы зависит от возраста и размера моллюска, температуры воды, концентрации кормовой взвеси и ее калорийности, времени суток. При возрастании температуры воды с 7 до 23 °С интенсивность фильтрации моллюсков возрастает, при дальнейшем увеличении температуры воды – снижается. При температуре 7 °С и ниже жизнедеятельность моллюска угнетена [11]. Скорость фильтрации, как и некоторые другие жизненные функции моллюска, можно аппроксимировать степенной функцией сухого веса тела – аллометрической зависимостью. Учитывая также зависимость скорости фильтрации от температуры воды, запишем

$$F_T = a_f(T)W_d^{b_f(T)},$$

при $T < 23$ °С $a_f(T) = 0.1161T - 0.2678$,
при $T \geq 23$ °С $a_f(T) = -0.1T + 4.67$,
 $b_f(T) = 10^{-4}T^2 + 0.0046T + 0.38$.

где T – температура воды, °С; $a_f(T)$ и $b_f(T)$ – эмпирические коэффициенты, полученные по натурным данным (таблица).

Коэффициенты аллометрических зависимостей вида aW_d^b для основных физиологических процессов (по работам Н. А. Сытник и Р. Манна)
 Coefficients of allometric dependencies of the form aW_d^b for the main physiological processes (based on the works of N. A. Sytnik and R. Mann)

Процесс / Process	Температура, °C / Temperature, °C	Коэффициент / Coefficient		Работа / Work
		<i>a</i>	<i>b</i>	
Фильтрация / Filtration	7	0.54	0.443	[11]
	10	0.88	0.435	
	13	1.20	0.583	
	16	1.69	0.512	
	20	2.05	0.602	
	23	2.37	0.487	
	27	1.97	0.606	
Дыхание / Respiration	6	0.112	0.617	Работа ¹⁾ / Work ¹⁾
	11	0.291	0.773	
	13	0.320	0.813	
	18	0.491	0.688	
	19	0.475	0.721	
	23	0.725	0.737	
Экскреция / Excretion	12	10.92	0.601	[16]
	15	13.88	0.501	
	18	12.71	0.796	
	21	11.73	0.874	

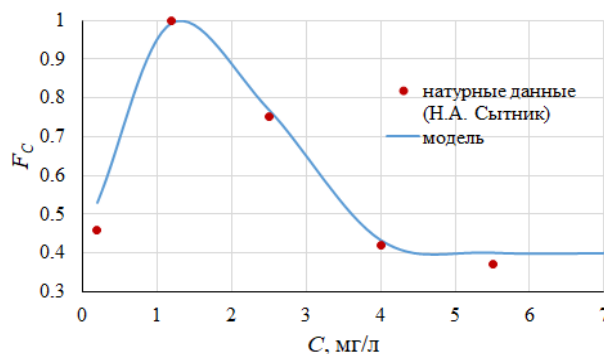
Примечание: оценки получены по натурным данным.
 Note: The estimates were derived from *in situ* data.

Наблюдения показывают, что скорость фильтрации зависит от концентрации кормовой взвеси в воде. Есть некоторая оптимальная концентрация, выше и ниже которой скорость фильтрации снижается. Для учета этих особенностей необходимо ввести модулирующую функцию, меняющуюся в пределах от 0 до 1 [8]. Натурные данные о скорости фильтрации, представленные в [11], были аппроксимированы функцией (рис. 1)

$$F_C = 0.4 + 0.65 C \exp(-0.18C^{2.3}).$$

Таким образом, определим скорость фильтрации как $F = F_T F_C$ и рацион (потребление) как $I = K_C F_T F_C C$.

Согласно работе [11], устрицы фильтруют воду только в течение определенной части суток. Минимальное время фильтрации составляет 6 ч для устриц малых размеров, с ростом особи оно увеличивается до 18 ч. Для учета продолжительности фильтрации в модель была введена эмпирическая функция, позволяющая рассчитать количество часов фильтрации: $h = 6 + 14t/(t + 50)$, где t – время с момента прикрепления устрицы к субстрату.



Р и с. 1. Зависимость нормированной на максимум скорости фильтрации от концентрации кормовой взвеси в воде

F i g. 1. Dependence of the normalized to maximum filtration rate on the feed suspension concentration in water

Дыхание. Часть ассимилированной энергии двустворчатые моллюски тратят на процессы метаболизма – дыхание. Интенсивность дыхания определяется температурой воды и размером устрицы. По натурным данным, представленным в таблице, была получена аппроксимация

$$R_O = a_r(T)W_d^{b_r(T)}$$

$$a_r(T) = 0.0357T - 0.1161,$$

$$b_r(T) = 0.0042T + 0.642,$$

где R_O – скорость потребления кислорода, мл O_2 /ч. Для перевода в энергетические единицы использовался оксикалорийный коэффициент $K_{ox} = 4.74$ кал/мл O_2 (отношение количества энергии в калориях, выделяющейся при окислении вещества, к массе потребленного гидробионтом кислорода в миллилитрах), следовательно, затраты на дыхание $R = R_O K_{ox}$.

Экскреция. Ассимилированная устрицей энергия расходуется также на выведение из организма метаболитов, т. е. на процесс экскреции. Основным экскретируемым веществом является аммоний. Скорость экскреции зависит от температуры воды и размеров моллюска, что можно выразить аллометрическим уравнением. Максимальная скорость экскреции устрицы *O. edulis* наблюдается при температуре около 15 °С. Выше и ниже этого значения скорость незначительно снижается [16]. В таблице представлены значения коэффициентов аллометрического уравнения экскреции, полученные в лабораторных условиях при разной температуре воды. По этим значениям была выполнена аппроксимация и выведено аллометрическое уравнение экскреции, являющееся функцией двух переменных (температуры воды и сухого веса устрицы):

$$A_m = a_{ex}(T)W_d^{b_{ex}(T)},$$

$$\text{при } T < 15 \text{ } ^\circ\text{C} \quad a_{ex}(T) = 0.9867T - 0.92,$$

$$\text{при } T \geq 15 \text{ } ^\circ\text{C} \quad a_{ex}(T) = -0.3583T + 19.22,$$

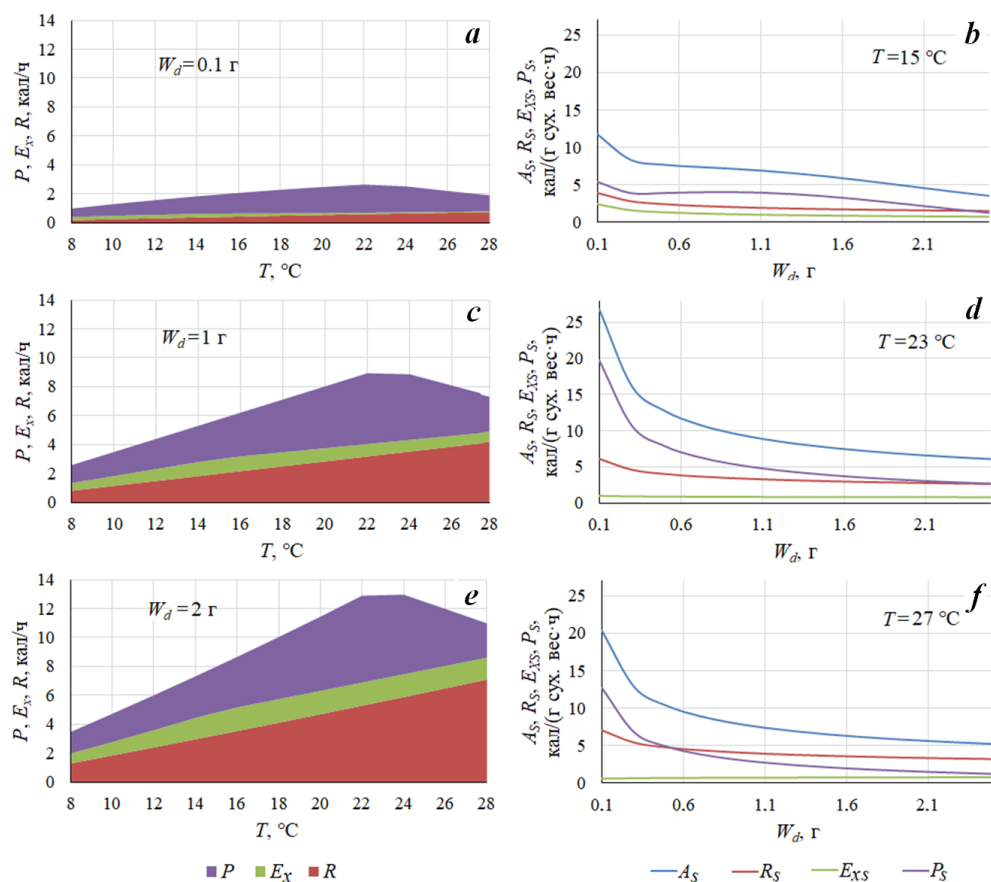
$$b_{ex}(T) = 0.0371T + 0.0803,$$

где A_m – скорость экскреции, мкг NH_4 /ч. Учитывая калорийность тканей устрицы и процентное содержание азота в сухом весе мягких тканей моллюска (7 % по данным из работы [16]), энергетические затраты на экскрецию можно рассчитать по формуле

$$E_x = 0.0758 A_m,$$

где E_x – энергетические затраты на процесс экскреции, кал/ч.

Составляющие энергетического баланса. Представляет интерес графическое описание вариаций энергетического баланса в зависимости от температуры воды и концентрации морской взвеси. На рис. 2 представлены модельные зависимости составляющих энергетического баланса устрицы, представленные в абсолютном и удельном выражении. На рис. 2, *a, c, e* показано, как распределяется ассимилированная энергия между процессами роста, выделения и дыхания в зависимости от температуры у устриц различных размеров. Чем крупнее моллюск, тем больше энергии он способен ассимилировать. Максимальные значения ассимилированной энергии фиксируются при температуре среды 22–24 °С, что обусловлено максимумом скорости фильтрации в этом диапазоне температур (наиболее комфортные условия для устриц этого вида).



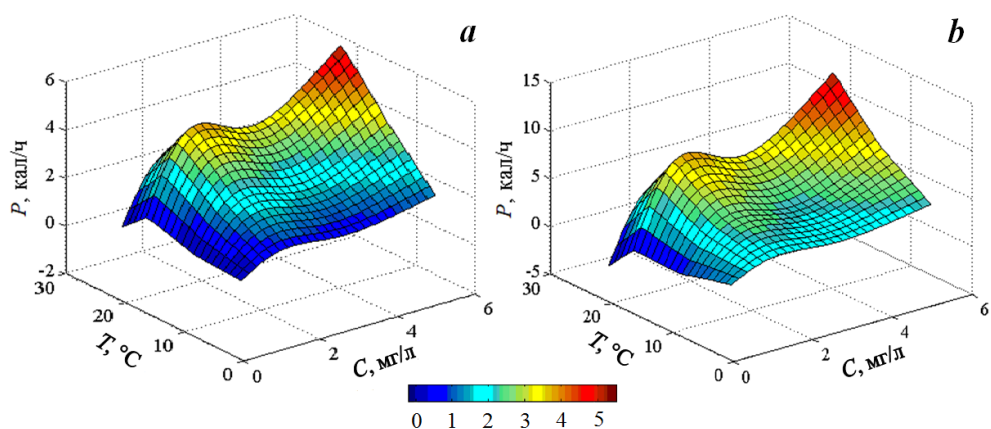
Р и с. 2. Зависимость составляющих энергетического баланса от температуры воды T (*a, c, e*) и сухого веса устриц W_d (*b, d, f*). P – продукционная энергия; E_x – энергия экскреции; R – энергетические затраты на дыхание; A – ассимилированная энергия. Индексами S обозначены величины в удельном выражении

Fig. 2. Dependence of the energy balance components on water temperature T (*a, c, e*) and oyster dry weight W_d (*b, d, f*). P – productive energy; E_x – excretion energy; R – respiration costs; A – assimilated energy. The S indices denote specific quantities

У устриц малых размеров больше половины ассимилированной энергии тратится на рост, в то время как у более крупных моллюсков энергетические затраты на рост и дыхание почти равны. При этом размер устрицы почти не влияет на величину экскретируемой энергии, доля которой составляет 10–15 % от ассимилированной энергии.

На рис. 2, *b*, *d*, *f* представлены удельные (нормированные на сухой вес) составляющие энергетического баланса в зависимости от сухого веса мягких тканей устрицы для различных температур. Следует отметить несколько особенностей вариаций энергетического баланса устриц. При температурах 22–24 °C ассимиляция и продукция принимают максимальные значения. Энергетические затраты на рост определяются разницей между ассимиляцией и метаболическими затратами (дыхание и экскреция). У моллюсков малых размеров значения продукционной энергии превышают экскрецию и дыхание, при увеличении массы тела на рост тратится все меньше энергии. С ростом моллюска удельные величины ассимилированной энергии, энергии роста и дыхания убывают, в то время как величина экскретируемой энергии остается прежней. В слишком теплой воде (27 °C) затраты устриц на дыхание превышают продукционную энергию.

На рис. 3 представлена динамика изменения продукционной энергии, обусловленная совместным действием двух переменных (концентрации кормовой взвеси и температуры) для устриц двух размеров: $W_{soft} = 4.5$ г, $H = 26$ мм и $W_{soft} = 27$ г, $H = 59$ мм. Для устриц обоих размеров можно выделить области отсутствия роста вследствие голодания при низких значениях концентрации кормовой взвеси в достаточно теплой воде. Устрицы начинают расти при концентрации кормовой взвеси выше 1 мг/л и температуре больше 8 °C. Максимальные скорости роста наблюдаются при максимальной концентрации кормовой взвеси и температуре 23 °C.



Р и с. 3. Зависимость продукционной энергии от температуры воды и концентрации кормовой взвеси для устриц с высотой раковины 26 (*a*) и 59 мм (*b*)

F i g. 3. Dependence of the productive energy on water temperature and feed suspension concentration for oysters with a shell height of 26 mm (*a*) and 59 mm (*b*)

Обсуждение результатов

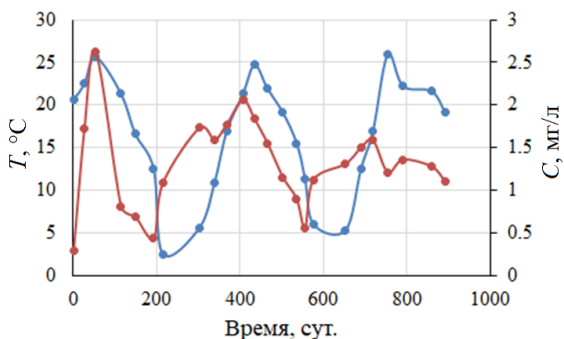
Валидация модели. В работе¹⁾ представлены натурные данные о линейном и весовом росте устрицы *O. edulis*, выращиваемой в заливе Донузлав в течение 30 мес. с апреля 2001 по октябрь 2003 г. Интервалы между последовательными измерениями среднего веса и высоты устриц варьируются от 1 до 2 мес. Валидацию модели проводили путем сопоставления результатов имитационного моделирования с этими данными. Интегрирование модели проводили с шагом 1 сут. Время модельного эксперимента составляло 30 мес. Начало эксперимента – 19 апреля 2001 г., окончание – 29 октября 2003 г. Ряды управляющих переменных для модели (температура воды и концентрация взвеси) взяты также из работы¹⁾ (рис. 4), они соответствуют средним характеристикам для центрального района Донузлава в период изучения роста моллюсков.

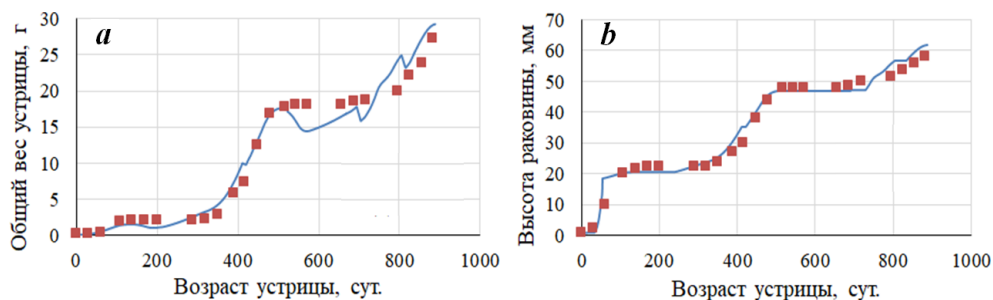
Результаты сравнения модельных и натурных данных показаны на рис. 5. Показатели линейного и весового роста демонстрируют хорошую сходимость величин с натурными данными. Однако существует ряд отличий. На модельном графике динамики веса устриц наблюдаются зубцы, соответствующие наступлению периодов нереста. В натурных данных такие изменения не регистрируются вследствие их большой дискретности, не позволяющей зафиксировать столь быстрые изменения физиологического состояния устриц. В течение 30 мес. интегрирования модели нерест устриц фиксировался три раза: в июне 2002 г., апреле и июле 2003 г. Таким образом, устрицы нерестились через 15, 25 и 28 мес. после прикрепления к твердому субстрату.

Результаты моделирования позволяют детально изучить динамику составляющих энергетического баланса культивируемых устриц. На рис. 6 показано, какое количество энергии устрица ассимилирует ежедневно и как эта энергия распределяется между процессами роста, дыхания и выделения на протяжении 30 мес. выращивания. Максимумы ассимилированной энергии соответствуют максимумам концентрации кормовой взвеси, за которыми, как правило, следуют периоды нереста. Продолжительное время продукционная энергия положительна, моллюск растет. Однако в результате нереста масса моллюска уменьшается, ассимилированной энергии не хватает для покрытия

Р и с. 4. Параметры среды центрального района залива Донузлав, влияющие на культивирование устриц. Красная кривая – температура воды; синяя кривая – концентрация кормовой взвеси

F i g. 4. Environmental parameters of the central Donuzlav Bay which affect the oyster cultivation. The red curve is water temperature; the blue curve is feed suspension concentration



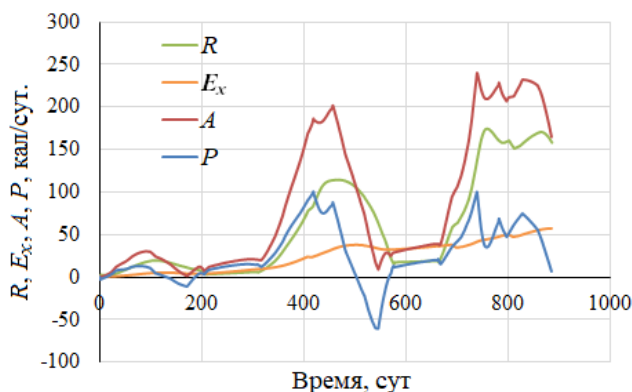


Р и с. 5. Сравнение модельных результатов (кривая) с натурными данными (квадраты) о росте устриц на ферме в Донузлаве 2001–2003 гг.: *a* – общий сырой вес устрицы; *b* – линейный размер

F i g. 5. Simulation results (curve) compared with *in situ* data (squares) on the oyster growth at a farm in Donuzlav, 2001–2003: *a* – total fresh weight; *b* – linear size

затрат на дыхание и экскрецию, рост тормозится. За время выращивания регистрируется два периода угнетения роста моллюска, не связанных с нерестом, а обусловленных резким уменьшением концентрации кормовой взвеси (отрицательные значения P на рис. 6). Аналогичные выводы сделаны по натурным экспериментам, представленным в работе ¹⁾ и работе [17].

Представляет интерес распределение энергии роста между генеративными и соматическими тканями. В первый год культивирования P_{gen}/P_{som} возрастает от 10 до 16 %, моллюск развивается до взрослого состояния, наращивая в основном соматические ткани. Во второй год P_{gen}/P_{som} увеличивается с 16 до 33 %, устрица уже достаточно велика, большая часть продуктивной энергии тратится на рост генеративных тканей, нужных для обеспечения размножения. В течение третьего года наблюдения энергетические затраты на рост генеративных тканей возрастают до 47 %. Эти модельные результаты подтверждают качественные выводы по росту плоской устрицы, сделанные в работе ¹⁾ и работе [17].



Р и с. 6. Динамика распределения составляющих энергетического баланса в течение 30 мес. выращивания

F i g. 6. Dynamics of the energy-balance components distribution during 30 months of cultivation

Заключение

В исследовании представлена разработанная математическая модель роста плоской устрицы. Модель позволяет рассчитывать энергетику процессов дыхания, фильтрации, экскреции, размножения. В работе подробно исследованы процессы функционирования устрицы *O. edulis*, выделены факторы (температура, концентрация кормовой взвеси, возраст особи), влияющие на эти процессы и их взаимосвязь. Предложены математические аппроксимации жизненных функций устрицы: дыхания, фильтрации, экскреции, нереста.

Валидацию модели проводили по натурным данным, полученным при исследовании устриц *O. edulis*, выращиваемых в заливе Донузлав в 2001–2003 гг. Результаты моделирования показывают хорошее качественное и количественное соответствие натурным данным о линейном и весовом росте, распределению энергетических затрат, отношению энергии, затраченной на рост генеративных тканей, к энергии структурного роста. Модель может быть использована в качестве блока, имитирующего процессы функционирования устричной фермы в комплексной экологической модели.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Кракатица Т. Ф.* Биология черноморской устрицы *Ostrea edulis* L. в связи с вопросами ее воспроизводства. Киев : Наукова думка, 1976. 80 с. URL: <http://aquacultura.org/upload/files/pdf/library/invert/Кракатица - Биология черноморской устрицы.pdf> (дата обращения: 23.11.2023).
2. A population dynamics model for the Japanese oyster, *Magallana gigas* / M. Kobayashi [et al.] // Aquaculture. 1997. Vol. 149. P. 285–321. doi:10.1016/S0044-8486(96)01456-1
3. Growth model of the Pacific oyster, *Magallana gigas*, cultured in Thau Lagoon (Méditerranée, France) / A. Gangnery [et al.] // Aquaculture. 2003. Vol. 215, iss. 1–4. P. 267–290. doi:10.1016/S0044-8486(02)00351-4
4. Bacher C., Gangnery A. Use of dynamic energy budget and individual based models to simulate the dynamics of cultivated oyster populations // Journal of Sea Research. 2006. Vol. 56. P. 140–155. doi:10.1016/j.seares.2006.03.004
5. A single bio-energetics growth and reproduction model for the oyster *Magallana gigas* in six Atlantic ecosystems / M. Alunno-Bruscia [et al.] // Journal of Sea Research. 2011. Vol. 66, iss. 4. P. 340–348. doi:10.1016/j.seares.2011.07.008
6. Application of a dynamic energy budget model to the Pacific oyster, *Magallana gigas*, reared under various environmental conditions / S. Pouvreau [et al.] // Journal of Sea Research. 2006. Vol. 56. P. 156–167. doi:10.1016/j.seares.2006.03.007
7. Comparing life history traits and tolerance to changing environments of two oyster species (*Ostrea edulis* and *Magallana gigas*) through Dynamic Energy Budget theory / B. Stechele [et al.] // Conservation Physiology. 2022. Vol. 10, iss. 1. coac034. doi:10.1093/conphys/coac034
8. Васечкина Е. Ф., Казанкова И. И. Математическое моделирование роста и развития мидии *Mytilus galloprovincialis* на искусственном субстрате // Океанология. 2014. Т. 54, № 6. С. 816–824. EDN TCJANB. doi:10.7868/s0030157414060112
9. Вялова О. Ю. Рост и сроки получения товарной триплоидной устрицы в лимане Донузлав (Черное море, Крым) // Морской биологический журнал. 2019. Т. 4, № 1. С. 24–32. EDN NZVTQB. doi:10.21072/mbj.2019.04.1.03

10. Сытник Н. А., Полякова Т. В. Характеристика аллометрического роста плоской устрицы (*Ostrea edulis*, Linnaeus (1758)) в онтогенезе // Водные биоресурсы и аквакультура Юга России : материалы Всероссийской научно-практической конференции, приуроченной к 20-летию открытия в Кубанском гос. университете направления подготовки «Водные биоресурсы и аквакультура», г. Краснодар, 17–19 мая 2018 г. Краснодар : Кубанский гос. ун-т, 2018. С. 249–253.
11. Сытник Н. А. О некоторых экологических закономерностях фильтрационного питания устрицы (*Ostrea edulis* L.) // Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия: Биология, химия. 2010. Т. 23, № 3. С. 143–153. EDN VKWOVL.
12. Mo C., Neilson B. Standardization of oyster soft tissue dry weight measurements // Water Research. 1994. Vol. 28, iss. 1. P. 243–246. doi:10.1016/0043-1354(94)90140-6
13. His E., Beiras R., Seaman M. N. L. The Assessment of Marine Pollution – Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae // Advances in Marine Biology. 1999. Vol. 37. P. 1–178. doi:10.1016/S0065-2881(08)60428-9
14. Factors determining the timing of swarming of European flat oyster (*Ostrea edulis* L.) larvae in the Dutch Delta area: Implications for flat oyster restoration / M. Maathuis [et al.] // Journal of Sea Research. 2020. Vol. 156. 101828. doi:10.1016/j.seares.2019.101828
15. Сытник Н. А. Рост и продукция устрицы (*Ostrea edulis* L.) лимана Донузлав Черного моря // Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь, 2011. Вып. 17, т. 2. С. 429–434.
16. Mann R. Some biochemical and physiological aspects of growth and gametogenesis in *Magallana gigas* and *Ostrea edulis* grown at sustained elevated temperatures // Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 1979. Vol. 59, iss. 1. P. 95–110. <https://doi.org/10.1017/S0025315400046208>
17. Холодов В. И., Пиркова А. В., Ладыгина Л. В. Выращивание мидий и устриц в Черном море / Под. ред. В. Н. Еремеева. Севастополь, 2010. 424 с.

Поступила 3.07.2023 г.; одобрена после рецензирования 29.07.2023 г.; принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Филиппова Татьяна Александровна, младший научный сотрудник, Морской гидрофизический институт (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), **ORCID ID: 0000-0001-5762-5894**, **Scopus Author ID: 56190548500**, **ResearcherID: AAO-5512-2020**, filippovata@mhi-ras.ru

Васечкина Елена Федоровна, заместитель директора по научно-методической и образовательной работе, Морской гидрофизический институт (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0001-7007-9496**, **Scopus Author ID: 6507481336**, **ResearcherID: P-2178-2017**, vasechkina.elena@gmail.com

Заявленный вклад авторов:

Филиппова Татьяна Александровна – разработка численной модели, выполнение имитационных экспериментов, анализ данных, написание текста статьи

Васечкина Елена Федоровна – концептуальная модель, подбор параметризаций, анализ результатов моделирования, редакция текста

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Самоочистительная способность экосистем Севастопольской бухты в отношении неорганических форм азота и фосфора в период с 2012 по 2020 год

И. В. Мезенцева¹, Е. Е. Совга^{2*}, Т. В. Хмара²

¹ *Севастопольское отделение Государственного океанографического института
им. Н. Н. Зубова, Севастополь, Россия*

² *Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия*

** e-mail: science-mhi@mail.ru*

Аннотация

На основе сводной базы океанографических данных МГИ РАН и СО ФГБУ ГОИН за 2012–2020 гг. выполнены оценки самоочистительной способности экосистем Севастопольской бухты в отношении биогенных элементов – азота и фосфора, рассчитанные балансовым методом по величине ассимиляционной емкости и ее удельной величине. Оценены средние и максимальные концентрации неорганических форм фосфора (PO_4) и азота (NO_2 , NO_3 , NH_4) за указанный период, а также значения средней и максимальной скорости и времени удаления этих биогенных элементов из экосистем бухты. Показаны изменения в процентном соотношении форм неорганического азота (NO_2 , NO_3 , NH_4) в акватории всех частей Севастопольской бухты за два периода (1998–2012 гг. и 2012–2020 гг.). Эти изменения в большей степени отразились на содержании восстановленной формы азота аммония, которое за последние годы увеличилось в экосистемах всей бухты. Изменения самоочистительной способности экосистем бухты проявились в разбросе данных об ассимиляционной емкости исследуемых экосистем в отношении биогенных элементов. При этом наиболее низкая самоочистительная способность наблюдается в экосистеме восточной части бухты. Оценены возможные причины наблюдаемой ситуации, которые связаны с изменениями ветрового режима над акваторией бухты в последнее десятилетие и формирующейся под его влиянием системой поверхностных течений. Методом математического моделирования рассчитаны поверхностные течения в бухте при преобладающих ветрах восточных направлений. Показано, что увеличение периодичности действия таких ветров способствует усилению вентиляции вод Южной бухты и более интенсивному поступлению загрязняющих веществ в западном направлении. Проанализированы причины ухудшения самоочистительной способности восточной части бухты в отношении всех неорганических форм азота и фосфатов в последнее десятилетие. Показано, что изменения самоочистительной способности экосистем всей акватории Севастопольской бухты связаны с ростом рекреационной нагрузки на побережье бухты.

© Мезенцева И. В., Совга Е. Е., Хмара Т. 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

Ключевые слова: Севастопольская бухта, биогенные элементы, биогенный азот, биогенный фосфор, экосистема, самоочищение, самоочистительная способность, ассимиляционная емкость, поверхностные течения

Благодарности: работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН МГИ по теме № 0827-2020-0004 «Прибрежные исследования».

Для цитирования: Мезенцева И. В., Совга Е. Е., Хмара Т. В. Самоочистительная способность экосистем Севастопольской бухты в отношении неорганических форм азота и фосфора в период с 2012 по 2020 год // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 101–115. EDN MQUMMV.

Self-Purification Capacity of Sevastopol Bay Ecosystems in Relation to Inorganic Forms of Nitrogen and Phosphorus from 2012 to 2020

I. V. Mezentseva¹, E. E. Sovga^{2*}, T. V. Khmara²

¹ *Sevastopol Branch of the N. N. Zubov State Oceanographic Institute, Sevastopol, Russia*

² *Marine Hydrophysical Institute of RAS, Sevastopol, Russia*

* e-mail: science-mhi@mail.ru

Abstract

The paper uses the 2012–2020 joint oceanographic database of MHI RAS and SB FSBI SOI to estimate the self-purification capacity of Sevastopol Bay ecosystems in relation to biogenic nitrogen and phosphorus. The assimilation capacity and its specific value were calculated using the balance method. The paper estimates the average and maximum concentrations of inorganic phosphorus (PO_4) and nitrogen (NO_2 , NO_3 , NH_4), as well as the average and maximum rates and time of removal of these nutrients from the bay ecosystems. The paper shows changes in the percentage of forms of inorganic nitrogen (NO_2 , NO_3 , NH_4) in the water area of all parts of Sevastopol Bay for two periods (1998–2012 and 2012–2020). These changes had a greater impact on the content of the reduced form of ammonium nitrogen which has increased in all ecosystems of the bay in recent years. Changes in the self-purification capacity of the bay ecosystems were manifested as a spread of data on the assimilation capacity of the study ecosystems in relation to nutrients. At the same time, the lowest self-purification capacity was observed for the ecosystem of the eastern part of the bay. The paper assesses possible causes of the observed situation, which are associated with changes in the wind regime over the bay water area in the last decade and the resulting formation of the system of surface currents. The surface currents in the bay under prevailing easterly winds were calculated using the computational modeling method. The paper shows that an increase in the frequency of such winds contributes to increased ventilation of the waters of Yuzhnaya Bay and a more intense input of pollutants in the westerly direction. The paper analyzes the reasons for deterioration in the self-purification ability of the eastern part of the bay in the last decade in relation to all inorganic forms of nitrogen and phosphates. It was shown that changes in the self-purification ability of ecosystems throughout the Sevastopol Bay waters were associated with an increase in the recreational load on the bay coast.

Keywords: Sevastopol Bay, biogenic nitrogen, biogenic phosphorus, ecosystem, self-purification ability, assimilation capacity, surface currents

Acknowledgements: The study was performed under state assignment of MHI RAS on topic no. 0827-2020-0004 “Coastal research”.

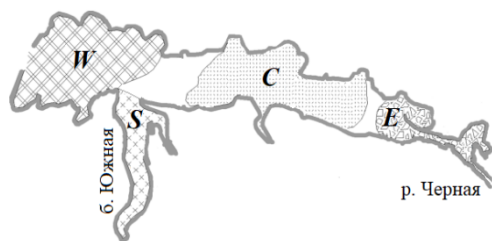
For citation: Mezentseva, I.V., Sovga, E.E. and Khmara, T.V., 2023. Self-Purification Capacity of Sevastopol Bay Ecosystems in Relation to Inorganic Forms of Nitrogen and Phosphorus from 2012 to 2020. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 101–115.

Введение

Севастопольская бухта является одним из градообразующих факторов Севастополя и служит индикатором экологического здоровья региона. Бухта представляет собой полузамкнутую акваторию эстуарного типа длиной около 7 км, максимальной шириной до 1 км, с площадью зеркала более 7 км². Водобмен в бухте затруднен, кроме того, она постоянно испытывает активное антропогенное воздействие. Систематические исследования качества вод Севастопольской бухты начаты в 1975 г. после введения в действие программы Общегосударственной службы наблюдения и контроля окружающей среды [1]. Результаты гидролого-гидрохимических исследований Севастопольской бухты¹⁾ неоднократно рассматривались в литературе (например, [2, 3]). В этих работах показано, что в зависимости от локализации источников загрязнения, рельефа дна и гидрометеорологических условий в Севастопольской бухте образуются как относительно чистые зоны, так и зоны устойчивого высокого уровня загрязнения (например, Южная бухта). В соответствии с уровнем загрязнения акватория бухты была разделена на четыре района [3] (рис. 1).

Экологическое благополучие экосистем морских мелководных акваторий, независимо от проводимых природоохранных мероприятий, определяется в первую очередь их самоочистительной способностью, интенсивность которой зависит от целого ряда взаимно обусловленных факторов. Оценить способность экосистем мелководных акваторий к самоочищению можно, рассчитав их ассимиляционную емкость (АЕ) по отношению к приоритетному загрязняющему веществу (ЗВ) или комплексу ЗВ.

Севастопольская бухта – водный объект со сложными географическими и гидролого-гидрохимическими характеристиками. Это подразумевает наличие источников пресных вод и зон их смешения с морскими водами, а также неоднородность антропогенной нагрузки. Поэтому акваторию необходимо районировать и рассчитывать способность к самоочищению (АЕ экосистемы) для каждого выделенного района.



Р и с. 1. Районирование Севастопольской бухты по видам антропогенного воздействия: *W* – западный район, *E* – восточный район, *C* – центральный район и *S* – южный район (по работе [3])

F i g. 1. Zoning of Sevastopol Bay according to the anthropogenic influence level: *W* – western area, *E* – eastern area, *C* – central area and *S* – southern area (from work [3])

¹⁾ Атлас океанографических характеристик Севастопольской бухты / С. К. Коновалов [и др.]. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. 320 с.

В статье анализируется способность к самоочищению восточной, центральной, западной частей бухты и Южной бухты, а также акватории всей Севастопольской бухты. Самоочистительной способности экосистемы Севастопольской бухты в отношении всех форм неорганического азота и неорганического фосфора посвящено несколько работ [4–7]. В них изучается экосистема всей бухты либо отдельных ее частей (западной, центральной, восточной и Южной бухты) с привлечением расчетных данных по гидродинамике вод бухты. Так, в работе [4] сравнивали самоочистительные способности экосистем западной части бухты, граничащей с открытым морем, в отношении всех форм неорганического азота и южной, наиболее загрязненной ее части. В работе [5] приведены оценки самоочистительной способности экосистем всех частей Севастопольской бухты в отношении восстановленных форм азота (нитриты и аммоний). В работе [6] сравнивается самоочистительная способность экосистем бухты в отношении всех неорганических форм азота и приведены индексы трофности исследуемых экосистем. В работе [7] изучена самоочистительная способность экосистем Южной бухты и восточной части Севастопольской бухты, находящейся под влиянием стока р. Черной в периоды паводка и межени, по отношению к фосфатам при изменении гидродинамического режима бухты. Общим для работ [4–7] является то обстоятельство, что самоочистительная способность экосистем Севастопольской бухты была рассчитана на основе базы океанографических данных МГИ РАН за 1998–2012 гг.

Сезонная динамика вод в отдельных частях Севастопольской бухты рассчитана при использовании гидротермодинамического блока численной трехмерной нестационарной модели *MECCA (Model for Estuarine and Coastal Circulation Assessment)* [8]. Полученные результаты для восточной части бухты и Южной бухты представлены в работе [7], а для центральной части бухты – в работе [5].

Цель исследования – рассчитать самоочистительную способность экосистем всех частей Севастопольской бухты в отношении неорганического азота и фосфора с использованием базы данных МГИ РАН и СО ФГБУ ГОИН за 2012–2020 гг. с учетом изменения гидрометеоситуации в последнее десятилетие.

Материалы и методы исследования

Использована сводная база архивных материалов МГИ РАН и СО ФГБУ ГОИН за 2012–2020 гг., включающая 8277 определений содержания фосфатов, нитритов, нитратов и аммония. Для оценки АЕ выделенных районов Севастопольской бухты были отобраны 5567 значений концентрации указанных показателей (табл. 1).

При расчете АЕ экосистем выделенных районов Севастопольской бухты использовался балансовый метод [9]. При указанном методе наиболее сложным является расчет интегрального времени пребывания ЗВ в исследуемой экосистеме. Это время в значительной степени определяется физико-химическими свойствами конкретного ЗВ, гидродинамическими параметрами акватории и комплексом процессов (физических, химических, микробиологических), отвечающих за деструкцию ЗВ или его вынос за пределы исследуемой акватории.

Т а б л и ц а 1. Концентрация неорганических соединений фосфора и азота в разных частях Севастопольской бухты (по базе данных МГИ РАН и СО ФГБУ ГОИН) в 2012–2020 гг.

Table 1. Concentration of inorganic phosphorus and nitrogen compounds in different parts of Sevastopol Bay (according to database of MHI RAS and Sevastopol Branch of SOI) in 2012–2020

Соединения / Compounds	Среднее содержание за период, мкМ/л / Mean content for the period, μM/L	Диапазон концентрации, мкМ/л / Concentration range, μM/L	Стандартное отклонение / Standard deviation	Количество определений / Number of determinations
Фосфаты / Phosphates	0.10	0–3.65	0.082	1520
Нитриты / Nitrites	0.24	0–7.67	0.711	1354
Нитраты / Nitrates	5.70	0–67.28	1.765	1355
Аммоний / Ammonium	1.40	0–40.66	1.021	1338

Итоговые формулы для оценки среднего значения $\bar{A}_{mi}$ и среднеквадратичного отклонения $\sqrt{D[A_{mi}]}$ АЕ морской экосистемы (m) по отношению к i -му ЗВ выглядят следующим образом:

$$\begin{aligned}
 AE_{mi} &= \bar{A}_{mi} \pm \sqrt{D[A_{mi}]}, \\
 \bar{A}_{mi} &= \frac{Q_m \cdot C_{thri}}{C_{maxi}} \cdot \bar{v}_i, \quad D[A_{mi}] = \left(\frac{Q_m \cdot C_{thri}}{C_{maxi}} \right)^2 \cdot D[v_i],
 \end{aligned}$$

где Q_m – объем воды в расчетной области; C_{thri} – пороговая концентрация ЗВ; C_{maxi} – максимальная в экосистеме концентрация ЗВ; v_i – скорость удаления ЗВ из экосистемы, среднее значение $\bar{v}_i$ и дисперсия $D[v_i]$ которой определяются по оригинальному алгоритму [10].

Результаты и обсуждение

Сравнение относительно новых данных за 2012–2022 гг. с материалами ранее опубликованных исследований (1998–2012 гг.) показало значительное изменение содержания биогенных форм азота и фосфора в водах выделенных районов Севастопольской бухты. В табл. 2 представлены средние и максимальные значения концентрации неорганических соединений фосфора и азота в разных частях бухты в 2012–2020 гг.

Так, за исследуемый период 2012–2020 гг. среднее содержание **фосфатов** либо осталось без изменений (восточная часть бухты), либо уменьшилось на 0.02–0.06 мкМ/л (во всех остальных акваториях). Максимальные значения концентрации значительно выросли в восточной части (в 2.6 раза) и незначительно снизились в остальных частях бухты.

Т а б л и ц а 2. Содержание (мкМ/л) неорганических соединений фосфора и азота в разных частях Севастопольской бухты в 2012–2020 гг.

T a b l e 2. Content (μM/L) of inorganic phosphorus and nitrogen compounds in different parts of Sevastopol Bay in 2012–2020

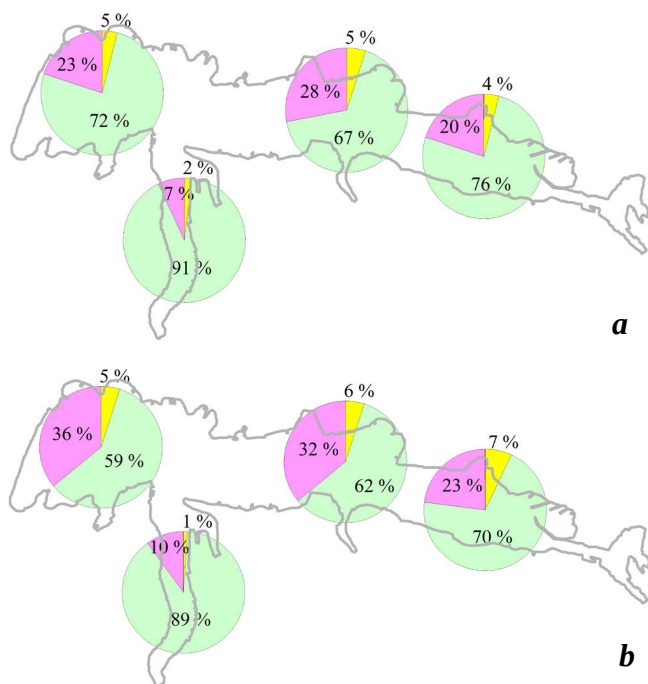
Район / Area	Фосфаты (PO_4^{3-}) / Phosphates		Нитриты (NO_2^-) / Nitrites		Нитраты (NO_3^-) / Nitrates		Аммоний (NH_4^+) / Ammonium	
	Среднее / Mean	Максимум / Max	Среднее / Mean	Максимум / Max	Среднее / Mean	Максимум / Max	Среднее / Mean	Максимум / Max
Южная бухта / Yuzhnaya Bay	0.10	0.95	0.23	2.54	14.79	286.40	1.59	16.02
Восточная часть / Eastern part	0.15	3.65	0.30	7.06	3.71	67.28	2.25	40.66
Центральная часть / Central part	0.07	0.66	0.19	5.18	2.08	14.67	1.05	9.94
Западная часть / Western part	0.07	0.77	0.23	7.67	2.22	8.29	0.72	9.09

Содержание **нитритов** возросло во всех частях бухты: максимальная концентрация в восточной части составила 7.06 мкМ/л, в западной – 7.67 мкМ/л.

Снижение среднего и максимального содержания **нитратов** в 1.1 и 1.6 раза (до 2.22 и 8.29 мкМ/л соответственно) отмечено в водах более чистой западной части Севастопольской бухты. В остальных выделенных акваториях наблюдается увеличение концентрации. В центральной части максимальное значение составило 14.7 мкМ/л, в восточной части – 67.3 мкМ/л, а в Южной бухте – 286.4 мкМ/л.

В водах экосистем всех частей Севастопольской бухты среднее содержание **аммония** выросло на 0.15–1.20 мкМ/л, а максимальное снизилось в 1.5 раза в центральной части бухты и незначительно изменилось в западной (сократилось до 9.09 мкМ/л). При этом в Южной бухте максимальные значения этого показателя выросли вдвое (до 16.02 мкМ/л), а в восточной части – в восемь раз (до 40.66 мкМ/л).

Показано (рис. 2), что в последнее десятилетие во всех частях Севастопольской бухты изменилось процентное соотношение различных форм неорганического азота. Это в большей степени касается содержания восстановленной формы азота – аммония. В последние годы во всех акваториях бухты наблюдается увеличение его содержания, причем самый большой рост (с 23 до 36 %) отмечен в западной части бухты. По-видимому, сказывается расположение в этой части бухты пляжа Хрустального и рост рекреационной нагрузки на акваторию. Одновременно происходит уменьшение содержания нитратов (рис. 2). В западной части бухты их содержание снизилось с 72 до 59 %. Самые незначительные изменения содержания неорганических форм азота наблюдаются в акватории Южной бухты.



Р и с. 2. Распределение долей содержания форм минерального азота в выделенных районах Севастопольской бухты в 1998–2012 гг. (а) [6] и в 2012–2020 гг. (б). Желтый цвет – NO₂; зеленый – NO₃; розовый – NH₄

F i g. 2. Distribution of content shares for mineral forms of nitrogen in the Sevastopol Bay in 1998–2012 (а) [6] and 2012–2020 (б). Yellow color – NO₂; green – NO₃; pink – NH₄

Сравнительный анализ скорости и времени удаления неорганических форм азота и фосфора в экосистеме Севастопольской бухты в 2012–2020 гг. и предыдущий период 1998–2012 гг. показал разнонаправленность тенденций изменений этих параметров в акваториях выделенных районов. Так, время удаления **фосфатов** из экосистем всех частей бухты в последние годы уменьшилось, но по-прежнему остается максимальным в восточной части Севастопольской бухты (табл. 3). Очевидно, что сокращение времени присутствия фосфатов обусловлено увеличением средней скорости элиминации повсеместно за исключением Южной бухты, где эта скорость снизилась с 0.007 до 0.005 мкМ/(л·сут). Максимальная расчетная скорость удаления фосфатов (0.039 мкМ/(л·сут)) фиксировалась в центральной части бухты, в то время как в остальных районах скорость удаления не превышала 0.023–0.024 мкМ/(л·сут).

В восточной и центральной частях Севастопольской бухты отмечено увеличение средней скорости удаления **нитритов** в 2.3–2.5 раза. Максимальные значения показателя определены для восточной и западной частей бухты (0.085 и 0.097 мкМ/(л·сут) соответственно). В центральной части скорость удаления снизилась с 0.126 мкМ/(л·сут) в 1998–2012 гг. до 0.062 мкМ/(л·сут) в 2012–2020 гг. Время удаления нитритов сократилось для всех частей бухты, кроме западной, для которой наблюдается увеличение времени нахождения нитритов в экосистеме при относительно стабильной скорости элиминации.

Т а б л и ц а 3. Скорость v_i (мкМ/(л·сут)) и время t_y (сут) удаления форм неорганических фосфора и азота из разных частей Севастопольской бухты в 2012–2020 гг.

Т а б л и ц а 3. Rate v_i ($\mu\text{M}/(\text{L}\cdot\text{day})$) and time (day) of removal of inorganic phosphorus and nitrogen from different parts of Sevastopol Bay in 2012–2020

Район / Area	Фосфаты (PO_4^{3-}) / Phosphates		Нитриты (NO_2^-) / Nitrites		Нитраты (NO_3^-) / Nitrates		Аммоний (NH_4^+) / Ammonium	
	v_i	t_y	v_i	t_y	v_i	t_y	v_i	t_y
Южная бухта / Yuzhnaya Bay	0.005	18–22	0.006	33–37	0.536	22–28	0.033	49–53
Восточная часть / Eastern part	0.005	30–38	0.010	25–29	0.051	63–72	0.029	76–81
Центральная часть / Central part	0.008	9–15	0.007	24–27	0.048	40–43	0.031	34–42
Западная часть / Western part	0.006	13–22	0.013	15–18	0.037	58–61	0.036	20–29

Для **нитратов** наблюдается четкая закономерность – даже небольшое увеличение скорости их удаления из Южной бухты и центральной части Севастопольской бухты сокращает время элиминации. И наоборот, при существенном уменьшении скорости удаления нитратов из акватории восточной и западной частей бухты (в 2.7 и 7.5 раза соответственно) время их удаления значительно увеличивается (в 2.3 и 7.4 раза соответственно). Максимальная скорость удаления (2.098 мкМ/(л·сут)), как и в предыдущий период, отмечена в Южной бухте, а в остальных районах она не превышала 0.396 мкМ/(л·сут).

За исследуемый период во всех частях акватории Севастопольской бухты, как показано выше, возросло содержание **аммония**. Средняя скорость его удаления снизилась втрое в акватории Южной бухты и в 5.8 раза – в западной, наиболее чистой части Севастопольской бухты. Максимальная скорость удаления во всех выделенных районах не превышала 0.181 мкМ/(л·сут) по сравнению с максимумом 0.940 мкМ/(л·сут), отмеченным в предыдущий расчетный период (1998–2012 гг., западная часть бухты [5]). Падение скорости удаления аммония обусловило увеличение времени, требуемого для самоочищения экосистем. Так, время пребывания аммония в водах бухты Южной и в восточной части Севастопольской бухты возросло в 2.8 и 2.3 раза соответственно. А для акватории западной части бухты расчетное время возросло более чем в восемь раз.

Особый интерес представляет информация по уточнению способности экосистем всех частей Севастопольской бухты к самоочищению по величине АЕ за последнее десятилетие (табл. 4), в частности по ее удельной, то есть рассчитанной на фиксированную единицу объема (в нашем случае на 1 л), величине ($\text{АЕ}_{\text{уд.}}$), которая позволяет нивелировать различия в объеме разных частей акватории Севастопольской бухты.

Т а б л и ц а 4. Характеристики способности выделенных акваторий Севастопольской бухты к самоочищению $AE_{уд.}$ (мкМ/(л·сут)) и AE акватории (т/год) в 2012–2020 гг.

Table 4. Characteristics of capacity of the study water areas of Sevastopol Bay to self-purification $AC_{spec.}$ ($\mu M/(L \cdot day)$) and AC of water area (t/year) in 2012–2020

Район / Area	Фосфаты (PO_4^{3-}) / Phosphates		Нитриты (NO_2^-) / Nitrites		Нитраты (NO_3^-) / Nitrates		Аммоний (NH_4^+) / Ammonium	
	$AE_{уд.}$ / $AC_{spec.}$	AE / AC	$AE_{уд.}$ / $AC_{spec.}$	AE / AC	$AE_{уд.}$ / $AC_{spec.}$	AE / AC	$AE_{уд.}$ / $AC_{spec.}$	AE / AC
Южная бухта / Yuzhnaya Bay	0.0076	0.89	0.0046	0.24	1.524	79.86	0.389	20.39
Восточная часть / Eastern part	0.0017	0.25	0.0029	0.19	0.565	37.37	0.142	9.41
Центральная часть / Central part	0.0111	2.89	0.0026	0.30	2.315	269.75	0.519	60.43
Западная часть / Western part	0.0070	2.69	0.0034	0.58	3.003	519.04	0.571	98.69

В рассматриваемый период 2012–2020 гг. в отношении **фосфатов** минимальное значение $AE_{уд.}$ наблюдается в восточной части бухты – 0.0017 мкМ/(л·сут). Согласно расчетной AE этой акватории, без ущерба для экосистемы может поступать до 0.25 тонн фосфора в год. В предыдущий расчетный период 1998–2012 гг. это значение составляло 0.64 тонны фосфора в год, то есть порог допустимого уровня снизился в 2.6 раза [7]. Для экосистемы Южной бухты значение показателя составляет 0.0076 мкМ/сут или 0.89 т/год, что указывает на незначительное снижение границы допустимого уровня (0.93 т для 1998–2012 гг. [7]). Близким значением $AE_{уд.}$ характеризуется и западная часть бухты. Повышенная способность центральной части к самоочищению нивелируется разницей между объемами ее акватории и акватории западной части, поэтому значения AE этих частей близки по значению (2.89 и 2.69 тонн фосфатов в год соответственно). Для сравнения: в 1998–2012 гг. разница была значительнее – 1.17 и 2.00 тонн фосфатов в год [7], что указывает на улучшение ситуации в настоящее время.

В отношении **нитритов** важно отметить существенное снижение способности к самоочищению западной части Севастопольской бухты. Так, в сравнении с предыдущим расчетным периодом (1998–2012 гг.) $AE_{уд.}$ снизилась в 14.3 раза, что повлекло снижение в 12.6 раза AE указанной акватории (7.38 и 0.58 тонны нитритов в год соответственно). Для экосистемы центральной и восточной частей бухты также выявлено снижение AE , но не столь резкое – до 0.30 и 0.19 тонны нитритов в год соответственно против 0.48 и 0.39 тонны нитритов в год в предыдущий период [6]. В южной части бухты не наблюдается изменений за два периода: $AE_{уд.}$ 0.005 мкМ/(л·сут), AE акватории 0.24–0.25 т/год.

Величина $AE_{уд.}$ в отношении **нитратов** в экосистеме восточной части бухты в сравнении с предыдущим расчетным периодом существенно не изменилась. В последнее десятилетие экосистема этого района характеризуется самой слабой способностью к самоочищению. Способность экосистемы Южной бухты к самоочищению возросла более чем вдвое, достигнув предела по удалению нитратов в 79.86 т/год. Еще более изменилась AE центральной части Севастопольской бухты, достигнув значения почти 270 т нитратов в год, $AE_{уд.}$ в сравнении с предыдущим расчетным периодом возросла с 0.614 до 2.315 мкМ/(л·сут). Как и в случае нитритов, в граничащей с открытым морем западной части бухты наблюдается снижение способности к самоочищению, которое составило 519 тонн нитратов в год за последнее десятилетие, против 882 тонн в год за 1998–2012 гг. [6].

В отношении **аммония** минимальное значение $AE_{уд.}$ наблюдается в экосистеме восточной части бухты – 0.142 мкМ/(л·сут), что соответствует AE акватории 9.41 тонны аммония в год. Высокие значения $AE_{уд.}$ отмечены для экосистем западной и центральной частей бухты – 0.571 и 0.519 мкМ/(л·сут) соответственно, что соответствует AE акватории 98.69 и 60.43 т/год. Для сравнения: по данным 1998–2012 гг., эти значения составили для Южной бухты 6.90 тонны аммония в год, для восточной части бухты – 8.36 т, для центральной – 9.33 т, а для западной – 93.40 т [5]. Таким образом, для акваторий восточной и западной частей бухты изменения самоочистительной способности в отношении аммония незначительны. Однако, несмотря на значительное увеличение концентрации аммония в центральной части бухты, самоочистительная способность ее экосистемы улучшилась. По-видимому, существенную роль могли сыграть соответствующие гидрометеороусловия и гидродинамика вод в бухте. Чуть менее значимое усиление самоочистительной способности имеет место в Южной бухте, где $AE_{уд.}$ возросла с 0.132 до 0.389 мкМ/(л·сут).

Таким образом, наблюдается большой разброс данных по AE экосистемы в отношении как конкретного биогенного элемента, так и каждой отдельной части акватории Севастопольской бухты. Распределение концентрации биогенных элементов между различными частями Севастопольской бухты несколько не соответствует изменениям величины AE . Это обусловлено комплексностью AE , которая определяется процессами разной природы.

Представленная в табл. 4 информация позволяет оценить современную ситуацию для каждой конкретной акватории в отношении всех биогенных элементов по величине их удельной ассимиляционной емкости.

Таким образом, полученные результаты позволили оценить по величине AE общее состояние экосистем Севастопольской бухты:

- **Южная бухта.** В отношении фосфатов – незначительное уменьшение $AE_{уд.}$; в отношении нитратов и аммония – увеличение $AE_{уд.}$, в отношении нитритов – без изменений. В целом ситуация улучшилась.

- **Центральная часть бухты.** В отношении фосфатов – существенное увеличение $AE_{уд.}$; в отношении нитратов и аммония – существенное увеличение; в отношении нитритов – уменьшение. В целом ситуация существенно улучшилась.

- **Восточная часть бухты.** В отношении фосфатов – уменьшение $AE_{уд.}$; в отношении нитратов – незначительное уменьшение; в отношении аммония – незначительное увеличение; в отношении нитритов – существенное уменьшение. В целом ситуация ухудшилась.

– **Западная часть бухты.** В отношении фосфатов – увеличение $AE_{уд.}$; в отношении нитратов – существенное уменьшение; в отношении аммония и нитритов – уменьшение. В целом ситуация, как и в восточной части, за последнее время ухудшилась.

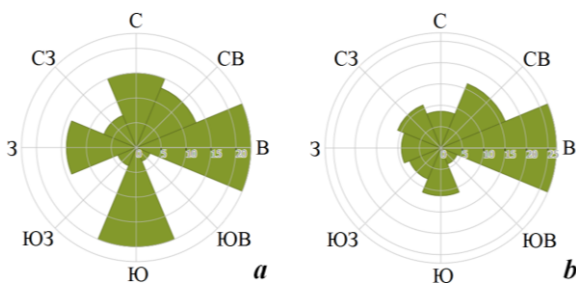
Для объяснения причин возникновения такой ситуации необходимо рассмотреть изменения гидрометеоситуации в последнее десятилетие.

Из-за вытянутой в зональном направлении ориентации бухты, окруженной высокими берегами, преобладающими направлениями ветров являются восточное (23.1 %) и южное (19.6 %) [11]. Изменения повторяемости ветров по направлениям за два периода (1998–2012 гг. [11] и 2012–2020²⁾ гг.) представлены на рис. 3.

Из рис. 3, *b* следует, что в современный период продолжительность восточных ветров увеличилась до 35 %, и по сравнению с предыдущим десятилетием существенно уменьшилась доля южных ветров (рис. 3, *a*). Как известно из данных работы [7], именно южные ветра затрудняют водообмен Южной бухты с акваторией всей Севастопольской бухты. Для установления причин различий в величине $AE_{уд.}$ в экосистемах различных частей бухты рассмотрим особенности их гидродинамической ситуации, полученные расчетным путем с использованием гидротермодинамического блока численной трехмерной нестационарной модели *MECCA* [8] при преобладающих ветрах восточных направлений (рис. 3, *b*). Результаты расчета течений, полученные для акватории Севастопольской бухты, представлены на рис. 4.

Из рис. 4 следует, что наблюдающееся в последнее десятилетие увеличение периодичности действия ветров восточных направлений способствует усилению вентиляции вод Южной бухты и их переносу в западную часть бухты. Бухта Южная характеризуется затрудненным водообменом с прилегающей акваторией. В воды бухты поступают рекордные объемы бытовых и ливневых стоков, в ее акватории располагаются причалы.

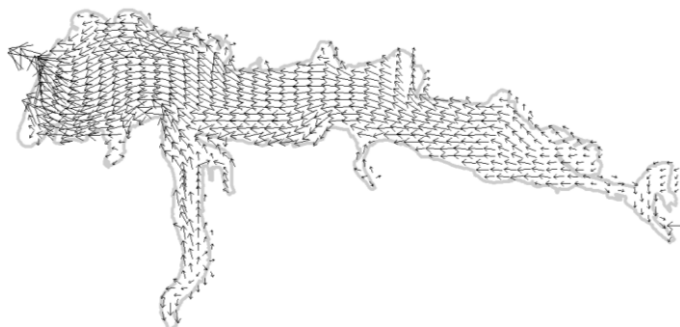
При преобладании над акваторией бухты северных и северо-восточных ветров формируется поверхностное дрейфовое течение, направленное вдоль оси бухты на запад. Это способствует более интенсивному поступлению вод в Южную бухту как в поверхностном, так и в придонном слое. Северный и северо-западный ветер вызывает нагонный эффект и соответствующий компенсационный подъем вод с придонных горизонтов к поверхности срединной части Южной бухты [7].



Р и с. 3. Роза ветров в акватории Севастополя в 1998–2012 гг. (*a*) и 2012–2020 гг. (*b*)

Fig. 3. Wind rose for the Sevastopol water area in 1998–2012 (*a*) and 2012–2020 (*b*)

²⁾ URL: https://rp5.ru/Архив_погоды_в_Севастополе (дата обращения: 30.11.2023).



Р и с. 4. Схема поверхностных течений в акватории Севастопольской бухты при восточном ветре скоростью 5–10 см/с

Fig. 4. Map of surface currents in Sevastopol Bay under an easterly wind of 5–10 cm/s

Остановимся на особенностях динамического режима в центральной части бухты как возможной причине увеличения самоочистительной способности ее экосистемы в последнее десятилетие. В силу расположения центральной части бухты течения здесь определяются в основном ветром. Под воздействием восточного ветра в поверхностном слое вод формируется прямой поток западного направления, который также сохраняется при северном и южном ветрах и способствует переносу загрязнений в западную часть бухты (рис. 4).

Согласно данным работы [5], в центральной части Севастопольской бухты находятся два встречных потока – один с востока на запад со стороны р. Черной и второй со стороны открытой части моря. Это способствует формированию в центральной части бухты буферной зоны, в которой как бы «замыкаются» разнонаправленные потоки, несущие загрязнение. Это объясняется ориентацией и морфометрическими характеристиками бухты, а также поступлением с востока речных вод, создающих уклон водной поверхности и обуславливающих стоковые течения.

В восточную часть Севастопольской бухты поступают воды р. Черной, основная часть стока (до 80 %) которой приходится на зимний и весенний периоды. Во время половодья при слабых ветрах стоковые течения, обусловленные поступлением вод р. Черной, становятся преобладающими. Ухудшение самоочистительной способности этой части бухты в последнее десятилетие связано с увеличением потока биогенных азота и фосфора со стоком р. Черной. Этот поток особенно усиливается в условиях формирования зимне-весенних паводков, когда распресненные поверхностные воды паводка распространяются вплоть до района Нефтегавани. В водах паводка наблюдается повышенное содержание кремния, нитратов, аммония и фосфора, которые попадают в воды реки и бухты из бытовых стоков в нижнем течении реки, а также из сбросов сточных вод населенных пунктов и предприятий, расположенных в водоохранной зоне. Более подробная информация о влиянии режимов конкретного зимне-весеннего паводка и летней межени р. Черной в 2015 г. на самоочистительную способность восточной части бухты представлена в работе [12].

Для этой части акватории Севастопольской бухты существенное значение имеют и особенности строения дна. Более продолжительное удаление фосфатов в восточной части Севастопольской бухты (табл. 3), наблюдаемое нами в последнее десятилетие, может свидетельствовать о накоплении их в донных грунтах и повышении риска вторичного загрязнения акватории. Так, в работе [13] приведены полученные в экспедиции МГИ РАН сведения об искусственном углублении дна (глубины 19–20 м) в районе плавучего дока, расположенного у южного берега восточной части Севастопольской бухты. В результате этого углубления дна в восточной части бухты возникли восстановительные условия, при которых вследствие гипоксии фосфор, накопленный в донных отложениях, может повторно поступать в придонный слой воды [7]. Это также способствует окислению органического вещества за счет нитратов с образованием аммония и нитритов.

В последнее время наблюдается некоторое уменьшение самоочистительной способности экосистемы западной части бухты, особенно в отношении неорганических форм азота (табл. 4). Это связано как с гидродинамическим режимом (рис. 4), согласно которому перенос ЗВ, включая биогенные элементы, осуществляется в западном направлении, так и с увеличением количества источников поступления биогенных элементов в результате увеличения рекреационной нагрузки на побережье бухты.

Заключение

На основе сводной базы архивных материалов МГИ РАН и СО ФГБУ ГОИН за 2012–2020 гг. балансовым методом рассчитана величина ассимиляционной емкости АЕ экосистем Севастопольской бухты в отношении биогенных форм азота и фосфора и ее удельная составляющая $AE_{уд}$, которая позволяет учесть различия в объеме исследуемых частей бухты.

Оценены средние и максимальные концентрации неорганических форм фосфора (PO_4) и азота (NO_2 , NO_3 , NH_4) за указанный период, получены значения средней и максимальной скоростей удаления указанных биогенных элементов из экосистем бухты и рассчитано время их удаления из экосистем бухты.

Приведены результаты сравнения изменения процентного соотношения форм неорганического азота (NO_2 , NO_3 , NH_4) в акватории всех частей Севастопольской бухты за два периода (1998–2012 гг. и 2012–2020 гг.). Эти изменения в большей степени отразились на содержании восстановленной формы азота аммония. В последние годы наблюдается увеличение ее содержания во всех акваториях бухты, причем наибольший рост наблюдается в акватории западной части бухты – с 23 до 36 %. Средняя и максимальная концентрация нитритов (NO_2) в экосистемах всех частей бухты только увеличивается. При этом максимальное значение концентрации отмечено в восточной и западной частях бухты (7.07 и 7.67 мкМ/л соответственно).

Показано, что за последнее десятилетие произошли определенные изменения самоочистительной способности экосистем бухты, которые проявились в большом разбросе данных о величине ассимиляционной емкости исследуемых экосистем в отношении как конкретного биогенного элемента, так и экосистемы каждой отдельной части акватории бухты. Для всех исследуемых акваторий Севастопольской бухты в некоторых случаях наблюдалось улучшение самоочистительной способности, а в некоторых – ухудшение.

Так, самоочистительная способность экосистемы Южной бухты улучшилась в отношении нитратов и аммония и ухудшилась в отношении фосфатов.

Для центральной части бухты отмечено увеличение самоочистительной способности в отношении фосфатов, нитратов и аммония, уменьшение только в отношении нитритов. В целом ситуация существенно улучшилась.

Для экосистемы восточной части бухты, находящейся под влиянием стока р. Черной, в последнее десятилетие наблюдается уменьшение самоочистительной способности в отношении фосфатов и всех форм азота, а значит, и ухудшение состояния экосистемы.

Для экосистемы западной части бухты отмечено уменьшение самоочистительной способности в отношении всех неорганических форм азота и незначительное увеличение в отношении фосфатов. В целом, как и в восточной части бухты, состояние экосистемы ухудшилось.

Показано, что полученные в работе данные о состоянии экосистем Севастопольской бухты могут быть связаны с изменениями в последнее десятилетие ветрового режима над акваторией и формирующейся под его влиянием системой поверхностных течений в акватории бухты. Кроме того, современное состояние экосистем бухты связано с увеличением количества источников поступления биогенных элементов в результате роста рекреационной нагрузки на побережье бухты.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гидрометеорология и гидрохимия морей. Т. IV : Черное море. Вып. 3 : Современное состояние загрязнения вод Черного моря / Под ред. А. И. Симонова, А. И. Рябина. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 1996. 230 с.
2. Сезонные особенности гидролого-гидрохимической структуры вод Севастопольской бухты, микропланктон и распределение его биохимических компонент (Черное море, наблюдения 2004–2005 гг.) / А. С. Лопухин [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. Вып. 15. С. 74–109. EDN YMTPTQ.
3. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов / В. А. Иванов [и др.]. Севастополь : МГИ НАНУ, 2006. 90 с. URL: http://mhi-ras.ru/assets/files/gidrologo-gidrohimijskij_rezhim_sevastopolskoj_buhty_2006.pdf (дата обращения: 10.11.2023).
4. Совга Е. Е., Мезенцева И. В., Котельянец Е. А. Ассимиляционная емкость экосистем морских мелководных акваторий с различным уровнем антропогенной нагрузки как метод оценки их самоочистительной способности // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2017. Т. 28, № 4. С. 38–51. EDN ZXHLNF. doi:10.21513/0207-2564-2017-4-38-51
5. Совга Е. Е., Мезенцева И. В., Хмара Т. В. Природно-климатические и антропогенные факторы, определяющие самоочистительную способность морских мелководных экосистем в отношении восстановленных форм азота // Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон моря. 2021. № 3. С. 23–36. doi:10.22449/2413-5577-2021-3-23-36
6. Совга Е. Е., Мезенцева И. В., Слепчук К. А. Сравнение ассимиляционной емкости и индекса трофности различных частей акватории Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2020. № 3. С. 63–76. doi:10.22449/2413-5577-2020-3-63-76

7. *Совга Е. Е., Мезенцева И. В., Хмара Т. В.* Моделирование сезонной изменчивости гидродинамического режима Севастопольской бухты и оценки самоочистительной способности ее экосистемы // *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*. 2022. Т. 15, № 2. С. 110–123. EDN AWWRHN. doi:10.48612/fpg/92ge-ahz6-n2pt
8. *Иванов В. А., Тучковенко Ю. С.* Прикладное математическое моделирование качества вод шельфовых морских экосистем. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 368 с.
9. *Израэль Ю. А., Цыбань А. В.* Антропогенная экология океана. Москва : Гидрометеиздат, 1989. 528 с.
10. *Sovga E., Mezentseva I., Verzhvetskaia L.* Assimilation Capacity of the Ecosystem of Sevastopol Bay // *Proceedings of the Twelfth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment MEDCOAST' 2015*, 6–10 October 2015. Varna, Bulgaria. Varna, 2015. Vol. 1. P. 317–326.
11. *Репетин Л. Н., Белокопытов В. Н., Липченко М. М.* Ветры и волнение в прибрежной зоне юго-западной части Крыма // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. Севастополь, 2003. Вып. 9. С. 13–28. EDN ZREIKZ.
12. *Совга Е. Е., Хмара Т. В.* Влияние стока реки Черной в периоды паводка и межени на экологическое состояние кутовой части акватории Севастопольской бухты // *Морской гидрофизический журнал*. 2020. № 1. С. 31–40. EDN AWWRHN. doi:10.22449/0233-7584-2020-1-31-40
13. *Кондратьев С. И., Видничук А. В.* Локальная сезонная гипоксия и образование сероводорода в придонных водах Севастопольской бухты в 2009–2019 годах // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2020. № 2. С. 107–121. EDN EDXBJU. doi:10.22449/2413-5577-2020-2-107-121

Поступила 21.08.2023 г.; одобрена после рецензирования 15.09.2023 г.;
принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Мезенцева Ирина Владимировна, старший научный сотрудник, Севастопольское отделение Государственного океанографического института им. Н. Н. Зубова (299011, Россия, Севастополь, ул. Советская, 61), кандидат географических наук, **ORCID ID: 0000-0001-9771-0380**, mez-irina@mail.ru

Совга Елена Евгеньевна, ведущий научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), доктор географических наук, **ORCID ID: 0000-0002-0670-4573**, **SPIN-код: 8675-2443**, **ResearcherID: A-9774-2018**, esovga@mhi-ras.ru

Хмара Татьяна Викторовна, научный сотрудник, Морской гидрофизический институт РАН (299011, Россия, Севастополь, ул. Капитанская, 2), **Scopus Author ID: 6506060413**, **ResearcherID: C-2358-2016**, xmara@mhi-ras.ru

Заявленный вклад авторов:

Мезенцева Ирина Владимировна – проведение расчета ассимиляционной емкости экосистем частей Севастопольской бухты, анализ результатов расчета

Совга Елена Евгеньевна – постановка задачи исследования, анализ методов расчета ассимиляционной емкости, сопоставление величин ассимиляционной емкости экосистем различных частей Севастопольской бухты, формирование статьи

Хмара Татьяна Викторовна – проведение расчетов, обсуждение результатов исследования, представление данных в тексте и их анализ, редактирование рукописи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Хлорорганические ксенобиотики в экосистеме реки Салгир: содержание, распределение, экологический риск

Л. В. Малахова^{1,2*}, Е. П. Карпова^{1,2}, Р. Е. Белогурова^{1,2},
В. В. Губанов², Г. А. Прокопов^{1,3}, И. И. Чеснокова^{1,2},
С. В. Куршаков^{1,2}, С. В. Статкевич^{1,2}, Д. Г. Шавриев², С. В. Овечко¹

¹ ФГБНУ «Научно-исследовательский центр пресноводной
и солоноватоводной гидробиологии», Херсон, Россия

² ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Россия

³ ФГАОУ ВО Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского,
Симферополь, Россия

* e-mail: malakh2003@list.ru

Аннотация

Определено содержание и распределение хлорорганических пестицидов группы ДДТ и полихлорированных бифенилов (ПХБ) в воде, амфиподах, рыбах и донных осадках р. Салгир, а также в донных отложениях ее притока Бююк-Карасу, отобранных в мае и июле 2023 г. Анализ хлорорганических ксенобиотиков проводили на газовом хроматографе «Хроматэк-Кристалл 5000», оснащенном микродетектором электронного захвата. Концентрация Σ ДДТ в воде изменялась в широком диапазоне: от 0.53 в районе с. Доброго до 14.91 нг/л в с. Молочном, Σ 6ПХБ – от 0.50 до 37.87 нг/л соответственно. Наименьшее содержание Σ ДДТ (9.06 нг/г) в донных отложениях обнаружено в с. Добром, наибольшее – в с. Молочном (71.69 нг/г). Минимальная концентрация Σ 6ПХБ (3.41 нг/г) определена в районе с. Белоглинка, максимальная – в с. Молочном (61.88 нг/г). Распределение загрязнителей в воде и донных отложениях свидетельствует о том, что по течению реки между селами Белоглинка и Молочным расположены локальные источники поступления ДДТ и ПХБ. В пробах гидробионтов наиболее низкие концентрации ДДТ и ПХБ определены в мышцах быстринок у с. Доброго. Максимальное содержание загрязнителей обнаружено в тканях щиповок у с. Новогригорьевка и уклеи у с. Молочного, у которых было отмечено превышение ПДК Σ ДДТ, составляющей 300 нг/г сырой массы. Полученные результаты были сопоставлены с загрязнением воды и донных отложений в других реках Крыма, Европы и Азии. Оценка экологического риска показала, что уровень загрязнения Салгира выше Симферополя не вызывает беспокойства. На остальных территориях отмечен высокий экологический риск. Результаты показали, что экологический риск, связанный с загрязнением ПХБ в районе с. Молочного был выше, чем связанный с загрязнением ДДТ.

© Малахова Л. В., Карпова Е. П., Белогурова Р. Е., Губанов В. В.,
Прокопов Г. А., Чеснокова И. И., Куршаков С. В.,
Статкевич С. В., Шавриев Д. Г., Овечко С. 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

Ключевые слова: ДДТ, ПХБ, вода, донные отложения, гидробионты, экологический риск, река Салгир

Благодарности: работа выполнена по теме ФГБНУ «НИЦ ПСГ» 123101900019-5 «Изучение особенностей структуры и динамики пресноводных экосистем Северного Причерноморья» и частично в рамках тем ФИЦ ИнБЮМ 121031500515-8 «Молисмолógicas и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем», 121030100028-0 «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» и 121040500247-0 «Фундаментальные исследования популяционной биологии морских животных, их морфологического и генетического разнообразия».

Для цитирования: Хлорорганические ксенобиотики в экосистеме реки Салгир: содержание, распределение, экологический риск / Л. В. Малахова [и др.] // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 116–133. EDN LZDHFHW.

Organochlorine Xenobiotics in the Salgir River Ecosystem: Content, Distribution, Ecological Risk

L. V. Malakhova^{1,2*}, E. P. Karpova^{1,2}, R. E. Belogurova^{1,2},
V. V. Gubanov², G. A. Prokopov^{1,3}, I. I. Chesnokova^{1,2},
S. V. Kurshakov^{1,2}, S. V. Statkevich^{1,2}, D. G. Shavriev², S. V. Ovechko¹

¹ Research Center for Freshwater and Brackish Water Hydrobiology, Kherson, Russia

² A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia

³ V. I. Vernadsky Crimean Federal University, Simferopol, Russia

* e-mail: malakh2003@list.ru

Abstract

The content and distribution of organochlorine pesticides of the DDT group and polychlorinated biphenyls (PCBs) in water, amphipods, fish and sediments of the Salgir River, as well as in bottom sediments of the Biyuk-Karasu River, were determined. Samples were collected in May and July 2023. An analysis of organochlorine xenobiotics was performed using a GC Chromatec-Crystal 5000 (Russia), equipped with an electron capture microdetector. The $\sum$ DDT concentration in water ranged from 0.53 in the area of the village of Dobroye up to 14.91 ng/L in the village of Molochnoye, whereas $\sum$ 6PCB changed from 0.50 to 37.87 ng/L, respectively. The lowest $\sum$ DDT content (9.06 ng/g) in sediments was detected in the village of Dobroye, the highest one was registered in the village of Molochnoye (71.69 ng/g). The minimum $\sum$ 6PCB concentration (3.41 ng/g) was determined in the area of the village of Beloglinka, the maximum one was in the village of Molochnoye (61.88 ng/g). The pollutants distribution in water and bottom sediments indicates the presence of local DDTs and PCBs sources along the river between the villages of Beloglinka and Molochnoye. The lowest pollutants concentrations in hydrobionts were determined in muscles of schneider caught near the village of Dobroye. The highest ones were registered in the spined loaches caught near the village of Novogrigoryevka and in the bleak caught near the village of Molochnoye. In these fish, the maximum permissible concentration $\sum$ DDT (300 ng/g wet weight) was exceeded. The obtained results were compared with water and sediments pollution in other Crimean, European and Asian rivers. An environmental risk assessment showed that pollution levels are not of concern in the area above Simferopol. In other sampling sites, high environmental risk was noted. The results showed that the environmental risk of PCBs pollution near the village of Molochnoye was higher than that of DDTs pollution.

Keywords: DDT, PCBs, water, bottom sediments, hydrobionts, environmental risk, Salgir River

Acknowledgments: This work was supported by the state contracts with the RC FBH “Study of peculiarities structure and dynamics of freshwater ecosystems of the Northern Black Sea coast” (no. 123101900019-5) and partially within the state contracts of IBSS of RAS “Molismological and biogeochemical foundations of homeostasis of marine ecosystems” (no. 121031500515-8), “Regularities of formation and anthropogenic transformation of biodiversity and bioresources of the Azov-Black Sea basin and other areas of the World Ocean” (no. 121030100028-0) and “Fundamental studies of population biology of marine animals, their morphological and genetic diversity” (no. 121040500247-0).

For citation: Malakhova, L.V., Karpova, E.P., Belogurova, R.E., Gubanov, V.V., Prokopov, G.A., Chesnokova, I.I., Kurshakov, S.V., Statkevich, S.V., Shavriev, D.G. and Ovechko, S.V., 2023. Organochlorine Xenobiotics in the Salgir River Ecosystem: Content, Distribution, Ecological Risk. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 116–133.

Введение

Хлорорганические пестициды группы дихлордифенилтрихлорэтана (ДДТ) и полихлорбифенилы (ПХБ) являются одними из наиболее распространенных и опасных синтезированных человеком стойких хлорорганических соединений (ХОС). В связи с этим содержание, распределение и влияние ХОС на компоненты окружающей среды уже в 1970-х годах стали предметом изучения во всем мире. Было определено, что ХОС оказывают токсическое действие на аэробные организмы, приводящее к различным патологиям репродуктивной, нервной, иммунной, эндокринной систем [1–4].

В мае 2001 г. Программа ООН по окружающей среде приняла Стокгольмскую конвенцию о стойких органических загрязнителях, запрещающую производство и использование двенадцати опасных ХОС, в том числе ДДТ и ПХБ¹⁾. Однако ХОС и в настоящее время обнаруживаются в значительных концентрациях в окружающей среде [5], в том числе в пресноводных и морских прибрежных акваториях Крыма [6, 7].

Наиболее крупной крымской речной системой является р. Салгир с притоками. Изучение загрязнения в реках Крыма проводит Крымское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, которое ведет наблюдения, включающие анализ качества воды по санитарно-гигиеническим нормам. В целом вода р. Салгир по данным докладов государственных органов характеризуется как «грязная»²⁾, а по показателям биологического и химического потребления кислорода вода р. Салгир в районе с. Двуречье в 2020 г.

¹⁾ UNEP. History of the Negotiations of the Stockholm Convention; Nations Environment Programme, 2023. URL: <https://chm.pops.int/TheConvention/Overview/History/Overview/tabid/3549/Default.aspx> (дата обращения: 19.11.2023).

²⁾ Доклад о состоянии и охране окружающей среды республики Крым в 2022 г. Симферополь : ООО «Принт», 2023. 448 с. URL: <https://meco.rk.gov.ru/ru/structure/60> (дата обращения: 19.11.2023).

характеризовалась как «очень загрязненная»³⁾. Однако данных о содержании стойких органических загрязнителей ДДТ и ПХБ в речной экосистеме Салгира не приводится ни в докладах, ни в других открытых источниках.

Целью работы является изучение современного загрязнения ДДТ и ПХБ экосистемы Салгира и р. Биюк-Карасу. Для достижения поставленной цели решали следующие задачи: определение концентрации ХОС в воде и грунтах р. Салгир и грунтах р. Биюк-Карасу; оценка накопления ХОС в гидробионтах; определение компонентов экосистемы среднего течения Салгира, максимально накапливающих ХОС; оценка экологического риска от воздействия ХОС.

Материалы и методы

Для выполнения цели в мае и июле 2023 г. проведен отбор проб воды, донных отложений, ракообразных и ихтиофауны в четырех районах Салгира выше (в районе с. Доброго – ст. 1 и 2) и ниже г. Симферополя (с. Белоглинка – ст. 3 и 4), у с. Молочного (ст. 5), у с. Новогригорьевка (ст. 6). В трех районах р. Биюк-Карасу у Белой Скалы (ст. 7), с. Зыбины (ст. 8) и с. Уваровка (ст. 9) отбирали пробы только донных отложений.

Пробы воды отбирали в стеклянные банки объемом 6 л. ХОС в воде определяли методом газовой хроматографии в соответствии с руководством ПНД Ф 14.1:2:3:4.204-04 (2014 г.). Донные отложения (слой 0–5 см) также отбирали непосредственно в стеклянные емкости. В стационарной лаборатории грунты тщательно гомогенизировали и высушивали на воздухе. По разности сырой и сухой массы рассчитывали естественную влажность в процентах сырой массы. ХОС в донных отложениях определяли в соответствии со стандартной методикой ГОСТ Р 53217–2008 (ИСО 10382:2002).

Рыб отбирали волокушей, жаберными сетями и ручными сачками с ячеей от 3 до 18 мм. Рыб идентифицировали с помощью определителей⁴⁾. Донных беспозвоночных собирали вручную пинцетом с камней, а также использовали гидробиологический скребок и сито. Собранный материал не фиксировали, а охлаждали для дальнейшей обработки. Определение материала производили с помощью профильных определителей⁵⁾.

Содержание ХОС определено в тканях разноногих раков (Amphipoda) – *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), в гонадах, мышцах и внутренних органах самцов и самок рыб (Teleostei): быстрянок *Alburnoides maculatus* (Kessler, 1859), голавлей *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), ювенилов уклей *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) и синцов *Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758). Ювенильные особи бычков кругляков *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) и щиповок *Cobitis taenia* (Linnaeus, 1758) были проанализированы целиком.

³⁾ Качество поверхностных вод Российской Федерации. Информация о наиболее загрязненных водных объектах Российской Федерации (приложение к Ежегоднику за 2020 г.) / Под ред. М. М. Трофимчука. Ростов-на-Дону, 2021. 160 с. URL: https://gidrohim.com/sites/default/files/Ежегодник-Приложение_2020_0.pdf (дата обращения: 19.11.2023).

⁴⁾ Мовчан Ю. В., Смірнов А. І. Фауна України. Т. 8. Риби. Вип. 2. Коропові. Част. 2. Київ : Наукова думка, 1983. 360 с.

⁵⁾ Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 2. Ракообразные / Под ред. С. Я. Цалолыхина. Санкт-Петербург, 1995. 629 с.

В пробах гидробионтов определяли концентрации ХОС в соответствии с МВИ.МН 2352–2005, а содержание общих липидов – гравиметрическим методом [8]. Сумма общих экстрагируемых липидов выражена в долях (%) на сырую массу.

Качественный и количественный анализ ХОС проводили газохроматографическим методом в НОЦКП «Спектрометрия и Хроматография» ФИЦ ИнБЮМ на хроматографе «Хроматэк-Кристалл 5000» (Россия) с микродетектором электронного захвата. Определяли содержание п,п'-ДДТ, его метаболитов п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД, а также шести конгенов полихлорированных бифенилов (по IUPAC: 28, 52, 101, 138, 153 и 180). Количественное определение ХОС проводили методом абсолютной калибровки в пределах линейного диапазона детектора. Предел обнаружения для ХОС варьировал от 0.05 до 0.1 нг/л в пробах воды, от 0.01 до 0.05 нг/г – в донных отложениях и гидробионтах. Концентрация ХОС в донных отложениях рассчитана на сухую массу проб, в гидробионтах – на сырую массу.

По данным ХОС в воде, донных отложениях и гидробионтах Салгира были рассчитаны коэффициенты накопления К_н в донных отложениях и гидробионтах по формуле: К_н = С_{до,г}/С_в·1000, где С_{до,г} – концентрация ХОС в донных осадках или в тканях гидробионтов (нг/г), С_в – концентрация ХОС в воде (нг/л).

Т а б л и ц а 1. Уровни токсичности ХОС для рыб и ракообразных в пресноводных экосистемах

T a b l e 1. Organochlorine compound (OC) toxicity data for fish and crustacea in freshwater ecosystems

ХОС / OC	EC50, мг/л ⁶⁾ / EC50, mg/L ⁶⁾	
	Рыбы / Fish	Ракообразные / Crustacea
п,п'-ДДЭ / p,p'-DDE	0.0960	0.0535
п,п'-ДДД / p,p'-DDD	0.1100	0.0090
п,п'-ДДТ / p,p'-DDT	0.0800	0.0090
ПХБ 28 / PCB 28	0.1600	0.1600
ПХБ 52 / PCB 52	0.0030	0.0030
ПХБ 101 / PCB 101	0.0100	0.0100
ПХБ 138 / PCB 138	0.0026	0.0010
ПХБ 153 / PCB 153	0.0013	0.0013
ПХБ 180 / PCB 180	0.0250	0.0010

⁶⁾URL: <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm> (дата обращения: 19.11.2023).

$PNEC = (LC50 \text{ или } EC50)/Assessment \ Factor$. В работе использовали наиболее часто применяемый для расчета $PNEC$ показатель смертности $LC50$ и коэффициент $AF = 1000$. Токсикологические показатели $EC50$ были взяты из открытой базы данных $ECOTOX^{(6)}$ (табл. 1).

Значение RQ больше единицы означает высокий экологический риск, в интервале от 0.1 до 1 – средний экологический риск, от 0.01 до 0.1 – низкий экологический риск, а ниже 0.01 – незначительный экологический риск [9].

Результаты

На ст. 1–4 концентрация ДДТ и ПХБ в воде была невысокой как в мае, так и в июле. В среднем сумма концентрации ДДТ и его метаболитов (Σ ДДТ) составляла 1.30, сумма концентрации конгенов ПХБ (Σ 6ПХБ) – 1.85 нг/л (см. рис. 1, а). Состав и одинаковое содержание ДДТ и метаболитов на этих станциях свидетельствует о едином источнике поступления пестицидов в районе Симферополя. Среди конгенов ПХБ на ст. 1–4 во всех пробах были обнаружены только ПХБ 138 и 153. Невысокое содержание Σ 6ПХБ свидетельствует об отсутствии значительных источников ПХБ в районах данных станций.

Вниз по течению Салгира на ст. 5 и 6 наблюдался существенный рост концентрации ХОС (рис. 1, а). Наиболее высокое содержание Σ ДДТ определено на ст. 5 в районе с. Молочного (табл. 2). На этом участке содержание исходного ДДТ составило 72 % от суммы концентрации ДДТ и метаболитов, что означает его недавнее поступление в акваторию реки. Ниже по течению

Т а б л и ц а 2. Концентрация (нг/л) ДДТ и его метаболитов и индикаторных конгенов ПХБ в воде реки Салгир в мае и июле 2023 г.

T a b l e 2. Concentrations (ng/L) of DDT, its metabolites, and indicator PCB congeners in the Salgir River water in May and July 2023

№ станции / Station no	Дата отбора / Sampling date	п,п'-ДДЭ / p,p'-DDE	п,п'-ДДД / p,p'-DDD	п,п'-ДДТ / p,p'-DDT	ПХБ 28 / PCB 28	ПХБ 52 / PCB 52	ПХБ 101 / PCB 101	ПХБ 153 / PCB 153	ПХБ 138 / PCB 138	ПХБ 180 / PCB 180
1	23.05	0.23	0.27	н.п.о. / BDL	0.12	1.64	0.20	0.41	0.29	н.п.о. / BDL
2	06.07	1.02	0.20	1.04	н/о / N/D	н/о / N/D	н/о / N/D	0.09	0.41	н/о / N/D
3	23.05	0.83	0.47	0.22	0.41	2.36	н/о / N/D	0.32	0.48	н/о / N/D
4	06.07	0.35	0.24	0.30	0.13	н/о / N/D	н/о / N/D	0.28	0.14	н/о / N/D
5	18.07	5.36	5.21	27.29	1.30	2.81	6.24	1.59	2.98	н/о / N/D
6	18.07	2.02	1.15	н/о	1.29	2.54	7.46	1.04	1.32	н/о / N/D

Примечание: н.п.о. – ниже предела обнаружения; н/о – не обнаружено.

Note: BDL – below detection limit; N/D – not detected.

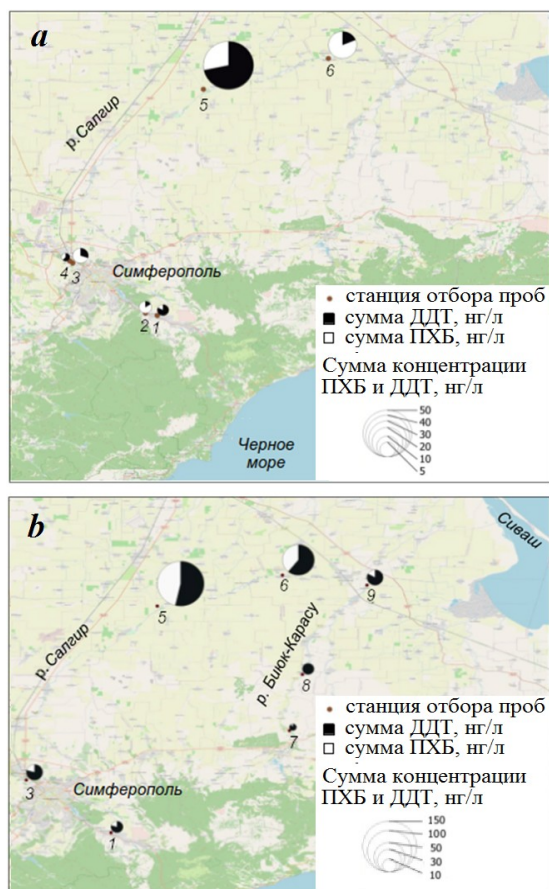
на ст. 6 исходный пестицид ДДТ в воде не был обнаружен, а сумма концентраций его метаболитов ДДЭ и ДДД оказалась на порядок ниже, чем на ст. 5, но выше в среднем в три раза, чем в Симферопольском районе.

Содержание Σ ПХБ на ст. 5 и 6 оказалось почти одинаковым и составляло 14.91 и 13.65 нг/л (рис. 1, а) соответственно. В районах ст. 5 и 6 сумма концентраций ХОС в воде превышала в среднем в 11 раз их общее содержание на ст. 1–4.

В воде рыбохозяйственных водоемов ДДТ и ПХБ должны полностью отсутствовать, а ориентировочно допустимый уровень (ОДУ) составляет 10 нг/л⁷⁾. В воде Салгира выше и ниже Симферополя как в мае, так и в июле ОДУ ХОС не были превышены. На ст. 5 выявлено превышение ОДУ Σ ДДТ в 4 раза, а Σ ПХБ – в 1.5 раза. На ст. 6 ОДУ Σ ДДТ было превышено в 1.3 раза.

Результаты геохимического анализа показали, что в разных точках отбора донные отложения Салгира и Биюк-Карасу различались по естественной влажности (ЕВ) и, как следствие, по гранулометрическому составу. Донные отложения р. Салгир были представлены разнородными песками с различной степенью заиленности:

на ст. 1 и 3 это был заиленный крупный песок без запаха с содержанием ЕВ 33 и 38 % соответственно, на ст. 5 – песчаный ил (40 % ЕВ) с гнилостным запахом, на ст. 6 – пелитовый ил (54 % ЕВ). В районе ст. 7 грунты р. Биюк-Карасу на 95 % состояли из крупного обкатанного гравия (от 0.5 до 3 см) с 5 % алевритового ила (19 % ЕВ) с запахом гнили, на ст. 8 – желто-серого ила с 27 % ЕВ с включениями гравелистых фракций, на ст. 9 – черного ила с остатками водорослей и 55 % ЕВ.



Р и с. 1. Концентрация Σ ДДТ и Σ ПХБ в воде р. Салгир (а) и донных осадках рек Салгир (ст. 1–6) и Биюк-Карасу (ст. 7–9) (b)

Fig. 1. Σ DDT and Σ PCB concentrations in the Salgir River water (a) and sediments of the Salgir River (Stations 1–6) and the Biyuk-Karasu River (Stations 7–9) (b)

⁷⁾ 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.

Сумма концентрации ХОС в донных осадках изменялась в широком диапазоне от 3.03 до 133.57 нг/г (рис. 1, *b*). Наименьшая концентрация Σ ДДТ и Σ ПХБ составляла 2.73 и 0.30 нг/г на ст. 7, максимальная – 71.69 и 61.88 нг/г на ст. 5 соответственно.

В РФ существуют только региональные допустимые уровни (ДУ) содержания ХОС в донных осадках⁸⁾, где для Σ ДДТ установлен безопасный уровень в 2.5 нг/г. При концентрации Σ ДДТ от 2.5 до 10 нг/г осадки считаются слабозагрязненными, при более высокой концентрации – загрязненными. Региональные ДУ Σ ДДТ совпадают с принятыми в международной практике нормами в «голландских листах»⁹⁾, где есть также ДУ Σ ПХБ, который составляет менее 20 нг/г сухой массы. Согласно этим нормам донные отложения по уровню загрязнения ПХБ в районе ст. 7–9 можно квалифицировать как чистые на ст. 1 и 4 – как слабозагрязненные, на ст. 5 и 6 – загрязненные, по уровню загрязнения Σ ДДТ на ст. 1, 7 и 9 – слабозагрязненные, на ст. 4–6, 8 – загрязненные.

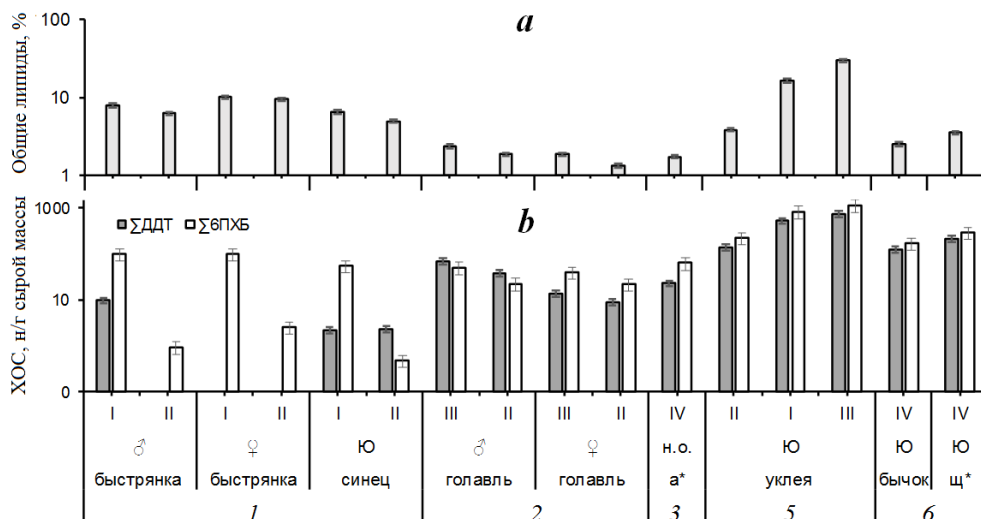
Результаты определения липидов и ХОС в пробах гидробионтов представлены на рис. 2. Содержание общих липидов изменялось от 1.3 % в мышцах самок голавля до 29.8% во внутренних органах уклей (рис. 2, *a*). Концентрация ХОС в пробах тканей рыб изменялась в широком диапазоне: для Σ ДДТ – от 0.94 до 1153, для Σ ПХБ – от «не обнаружено» до 739 нг/г. Самая низкая концентрация ХОС определена в мышцах самцов и самок быстрянки на ст. 1, наиболее высокая – во внутренних органах уклей на ст. 5 (рис. 2, *b*). Во всех пробах гидробионтов обнаружены метаболиты ДДТ: ДДЭ и ДДД и в 80 % проб – исходный ДДТ. На ст. 1 в мышцах самцов, а также в мышцах и гонадах самок быстрянки ПХБ обнаружены не были. На более загрязненных ст. 5 и 6 в телах ювенильных особей уклей, бычка и щиповки концентрация Σ ДДТ превышала содержание Σ ПХБ в среднем в 1.5 раза.

Сравнение концентрации ХОС с ПДК, которая в пресноводных рыбах для Σ ДДТ составляет 300, для Σ ПХБ – 2000 (в печени – 5000) нг/г сырой массы, показало, что ПДК ХОС не была достигнута в мышцах, которые являются пищевым продуктом человека. Очевидно, что для человека не существует риска для здоровья при употреблении в пищу рыбы, выловленной в исследованных районах.

В бентофагах щиповке и бычке кругляке концентрация Σ ДДТ и Σ ПХБ превышала в среднем в 4 и 7 раз концентрацию в потенциальных объектах питания – амфиподах (рис. 2, *b*). Это может говорить о процессе биомагнификации – увеличении уровня содержания ХОС в живых организмах речной трофической цепи.

⁸⁾ Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. Санкт-Петербург, 1996. 20 с.

⁹⁾ PTS limits and levels of concern in the environment, food and human tissues // Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North. Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, 2004. Ch. 3. P. 29–32. URL: <https://www.amap.no/documents/download/1069/inline> (дата обращения: 6.12.2023).



Р и с. 2. Содержание общих липидов (а) и концентрация ХОС (b) в гидробион-тах Салгира: I – гонады; II – мышцы; III – внутренние органы; IV – целиком; н. о. – не определяли; Ю – ювенилы, а* – амфиподы, щ* – щиповка. Цифрами обозначены номера станций

Fig. 2. Total lipids (a) and OCs concentrations (b) in the Salgir hydrobionts: I – go-nads; II – muscles; III – internal organs; IV – whole body; н. д. – not determined; Ю – juveniles, а* – amphipods, щ* – spined loach. Digits indicate station numbers

Обсуждение

Причины неравномерного распределения ХОС в абиотических компонен-тах экосистемы Салгира

Неравномерное загрязнение ХОС абиотических компонентов экосистемы Салгира свидетельствует о том, что между ст. 4 и 5 имеются источники по-ступления ХОС, которые повлияли на существенное увеличение concentra-ции загрязнителей на ст. 5 и 6. На данном этапе работ невозможно точно ус-тановить, откуда поступают ХОС в этом районе. Потенциально загрязнители могут поступать со сточными водами объектов коммунального хозяйства [1]. Известно, что в Крыму выпуск очищенных и неочищенных сточных вод осу-ществляется в р. Салгир, Черное море и оз. Сиваш²⁾. В бытовых стоках ДДТ может появиться из аптечных препаратов. Несмотря на то, что ДДТ законо-дательно запрещен в России уже несколько десятилетий, аптечные сети и в XXI в. предлагают в качестве инсектицида ДДТ, а также содержащее ДДТ инсектицидное мыло [10]. Источником загрязнения ХОС также могут быть дренажные воды более 80 предприятий-водопользователей, забирающих воду Салгира для орошения земель сельскохозяйственного назначения¹⁰⁾.

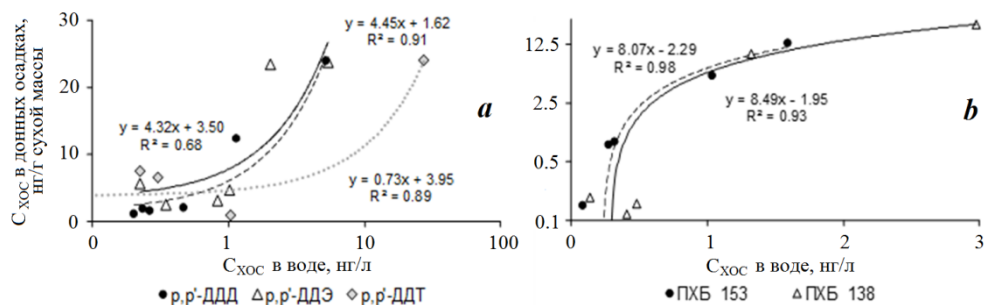
¹⁰⁾ Информация о предоставлении водных объектов в пользование на основании договоров водопользования и решений о предоставлении водных объектов в пользование по Республике Крым по состоянию на 11 октября 2017 г. URL: [https://gkvod.rk.gov.ru/file/otchet\(57\).pdf](https://gkvod.rk.gov.ru/file/otchet(57).pdf) (дата обращения: 23.11.2023).

На 1 га площади сельхозугодий в конце 1990-х годов для борьбы с вредителями вносили 6.04 кг/га пестицидов, в том числе ДДТ¹¹⁾. Появление ДДТ в речной воде может говорить о возможном его смыве с водосборной площади, на которой находятся склады устаревших пестицидов. На территории Крыма на 28 полигонах твердых отходов накоплено 866.9 т запрещенных и неопознанных пестицидов, а учет количества неофициальных свалок устаревших пестицидов никогда не осуществлялся [11]. Из мест таких свалок в водоносные горизонты поступают фильтраты, содержащие опасные химические соединения и продукты их метаболизма [1]. Кроме того, источниками поступления ХОС в окружающую среду являются животноводческие объекты (в том числе птицеводческие) [1]. В Красногвардейском районе в водосборном бассейне Салгира минимум 11 крупных хозяйств занимаются животноводством¹⁰⁾. Таким образом, высокое локальное загрязнение ХОС воды и донных осадков на ст. 5 и 6 может быть следствием интегрального влияния вышеперечисленных потенциальных источников. Можно предположить, что основными источниками ДДТ на ст. 5 и 6 являлись склады устаревших пестицидов, хранящихся в ненадлежащих условиях, а источниками ПХБ – атмосферные транспортные выпадения и остаточные количества от предыдущих лет активного использования ХОС в промышленности и сельском хозяйстве. Невысокая концентрация ХОС в воде на других станциях, которая сопоставима с загрязнением открытых морских районов Крыма [12], может быть следствием «фоновое» загрязнения. Такой «фон» создается атмосферным переносом из южных широт, где до настоящего времени разрешен к применению ДДТ для борьбы с насекомыми – переносчиками возбудителей малярии, сыпного тифа, клещевого энцефалита и др. [13, 14].

Для выявления факторов, влияющих на накопление ХОС в донных отложениях, провели корреляционный анализ. Выявлена тесная связь концентрации ДДТ, его метаболитов и гексахлорбифенилов 138 и 153 в донных отложениях с их содержанием в воде (рис. 3). Для триХБ 28 такая зависимость отсутствовала ($R^2_{\text{ПХБ28}} = -0.09$), а для тетра- и пентаХБ 52 ($R^2_{\text{ПХБ52}} = 0.38$) и 101 ($R^2_{\text{ПХБ101}} = 0.40$) – была слабой. Таким образом, уровень концентрации ДДТ и высокохлорированных конгенов ПХБ в грунтах Салгира тесно связан с загрязненностью воды.

Другим фактором, влияющим на накопление ХОС донными осадками, может являться их гранулометрический состав. Косвенно о гранулометрическом составе можно судить по ЕВ: чем выше ЕВ, тем выше содержание илистых фракций. Коэффициенты детерминации (R^2) между ЕВ и концентрацией $\Sigma\text{ДДТ}$ и $\Sigma\text{ПХБ}$ в донных осадках рек составляли 0.36 и 0.25 соответственно, что свидетельствует о невысокой корреляционной связи между мелкодисперсными фракциями и содержанием ХОС. Следовательно, более значимым фактором, влияющим на накопление ХОС в грунтах, являлось содержание загрязнителей в воде.

¹¹⁾ Ежегодник содержания остаточных количеств пестицидов в объектах природной среды Советского Союза Книга II. Обнинск : Госкомгидромет, 1988. 132 с.



Р и с. 3. Отношение концентрации ДДТ и его метаболитов (а) и ПХБ 153 и 138 (b) в донных отложениях р. Салгир на ст. 1–6 к соответствующим значениям в воде

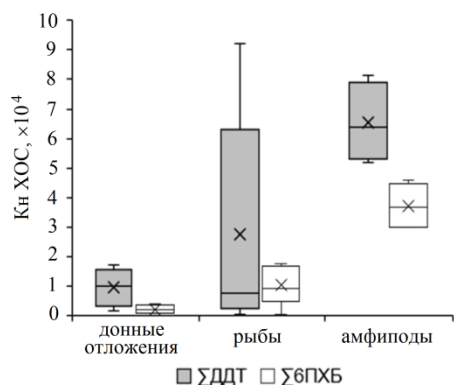
F i g. 3. Ratios of the DDT and its metabolites (a) and PCBs 153 and 138 (b) concentrations in the Salgir River sediments at st.1–6 by the respective values in water

Сравнение концентрации ХОС в воде и донных отложений с другими реками

Сравнение загрязненности воды и грунтов рек показало, что концентрация Σ ПХБ в Салгире была выше, чем в исследованных реках Крыма – Черной и Учан-Су [6, 12], а также Биюк-Карасу (табл. 3), и сопоставима с данными, полученными в Чешской Республике [15]. При этом в таких европейских реках, как Селе, Вольтурно, Бахлуй, Сомешул-Мик [16, 17] и Москва [18], а также в реках Индии [19, 20] данный показатель был ниже. Содержание Σ ДДТ в донных осадках среднего течения Салгира оказалось одним из наиболее высоких среди сравниваемых районов. Выше (в три раза) концентрация пестицида была только в индийской р. Ямуна (табл. 3).

Механизмы выведения ХОС из воды Салгира

Об интенсивном накоплении ХОС из воды как донными отложениями, так и биотическими компонентами экосистемы Салгира свидетельствуют рассчитанные коэффициенты накопления (Кн) ХОС (рис. 4). В разных районах Салгира Кн Σ ДДТ донными осадками изменялся от $2 \cdot 10^3$ на ст. 5 до $1 \cdot 10^4$ на ст. 6. Кн Σ ПХБ в грунтах был ниже и варьировал от $9 \cdot 10^2$ на ст. 3 до $4 \cdot 10^3$ на ст. 5.



Р и с. 4. Коэффициенты накопления (Кн) ХОС донными отложениями, рыбами и амфиподами Салгира. Горизонтальные линии показывают медиану, крестики – среднее, боксы – межквартильные (25 и 75 %) диапазоны, усы – диапазоны значений Кн

F i g. 4. Accumulation factor (AF) of OCs in sediments and bioaccumulation factor (BAF) in fish and amphipods of the Salgir River. Horizontal lines show median, crosses are the mean, boxes are interquartile ranges (25 and 75%), whiskers are ranges of AF and BAF values

Т а б л и ц а 3. Концентрация ХОС в воде и донных осадках пресноводных экосистем
 T a b l e 3. OCs concentration in water and bottom sediments of freshwater ecosystems

Район / Area	Дата / Date	Объект / Object	Диапазоны (среднее) $\sum$ ДДТ / Ranges (mean) of $\sum$ DDT	Диапазоны (среднее) $\sum$ ПХБ / Ranges (mean) of $\sum$ PCB	Работа / Work
Река Бахлуй, Румыния / Bahlui River, Romania	2002	Донные отложения / Bottom sediments	(37) нг/г / (37) ng/g	24–158 (59) нг/г / 24–158 (59) ng/g	[16]
Водохранилище Нове Мльны в Южной Моравии, Чешская Республика / Nove Mlýny Reservoir, South Moravia, Czech Republic	2007	Вода / Water Донные отложения / Bottom sediments	н. опр. / N/Dtm н. опр. / N/Dtm	(17.78) нг/л * ¹ / (17.78) ng/L * ¹ 2.09–38.11 (9.02) нг/г сух. массы * ² / 2.09–38.11 (9.02) ng/g dry weight * ²	[15]
Река Ямуна, Индия / Yamuna River, India	Январь 2012 / January 2012 Июнь 2018 / June 2018	Вода / Water Донные отложения / Bottom sediments	0.1–354 (83 ± 26) нг/л / 0.1–354 (83 ± 26) ng/L 0.41–18 нг/г сух. массы / 0.41–18 ng/g dry weight	2–779 (99 ± 38) нг/л / 2–779 (99 ± 38) ng/L 553–20 983 нг/г сух. массы 553–20 983 ng/g dry weight	[19] [20]
Река Москва / Moscow River	2014	Вода / Water	н. опр. / N/Dtm	н. п. д. –180.7 нг/л * ³ / BDL – 180.7 ng/L * ³	[18]
Река Сомешул-Мик, Румыния / Someşul Mic River, Romania	Май 2017 / May 2017	Донные отложения / Bottom sediments	1.00–39.24 нг/г сух. массы / 1.00–39.24 ng/g dry weight	2.74–252.72 нг/г сух. массы / 2.74–252.72 ng/g dry weight	[21]
Река Вольтурно, Южная Италия / Vultorno River, South Italy	Апрель–июль 2017, апрель– июль 2018 / April – July 2017, April – July 2018	Вода / Water Донные отложения / Bottom sediments	н. опр. / N/Dtm н. опр. / N/Dtm	22.3–24.5 нг/л * ² / 22.3–24.5 ng/L * ² (64.4) нг/г сух. массы / (64.4) ng/g dryweight	[17]

Район / Area	Дата / Date	Объект / Object	Диапазоны (среднее) ΣDDT / Ranges (mean) of ΣDDT	Диапазоны (среднее) $\Sigma ПХБ$ / Ranges (mean) of ΣPCB	Работа / Work
Река Селе, Южная Италия / Sele River, South Italy	Апрель– февраль 2020, апрель– февраль 2021 / April–February 2020, April – February 2017	Вода / Water	н. д. – 1.96 нг/л * ³ / ND – 1.96 ng/L * ³	20.8–39.3 нг/л * ³ / 20.8–39.3 ng/L * ³	[5]
		Донные отложения / Bottom sediments	0.10–6.12 нг/г сух. массы / 0.10–6.12 ng/g dry weight	(79.3) нг/г сух. массы / (79.3) ng/g dry weight	
Устье реки Черная (юго-восток Крыма) / Chernaya River mouth, south-eastern Crimea	2020–2021	Вода / Water	(0.57) нг/л / (0.57) ng/L	(3.45) нг/л / (3.45) ng/L	[12]
		Донные отложения / Bottom sediments	7.3–13.6 (10.0) нг/г сух. массы / 7.3–13.6 (10.0) ng/g dry weight	3.9–27.4 (13.98) нг/г сух. массы / 3.9–27.4 (13.98) ng/g dry weight	
Река Учан-Су (Ялта) / Uchan-Su River (Yalta)	2020–2021	Вода / Water	(0.32) нг/л / (0.32) ng/L	(1.09) нг/л / (1.09) ng/L	[12]
Река Салгир / Salgir River	Май–июль 2023 / May – July 2023	Вода / Water	0.53–37.87 (7.71) нг/л / 0.53–37.87 (7.71) ng/L	0.50–14.91 (5.99) нг/л / 0.50–14.91 (5.99) ng/L	н. п. / TW
		Донные отложения / Bottom sediments	9.06–71.69 (32.91) нг/г сух. массы / 9.06–71.69 (32.91) ng/g dry weight	3.11–61.88 (23.80) нг/г сух. массы / 3.11–61.88 (23.80) ng/g dry weight	
Река Биюк-Карасу / Biyuk-Karasu River	Июль 2023 / July 2023	Донные отложения / Bottom sediments	2.73–13.08 (8.02) нг/г сух. массы / 2.73–13.08 (8.02) ng/g dry weight	н. п. д. – 2.70 (1.00) нг/г сух. массы / BDL – 2.70 (1.00) ng/g dry weight	н. п. / TW

Примечание: н. опр. – не определяли, *¹ – сумма концентрации шести индикаторных конгенов ПХБ, н. д. – не детектировано, *² – сумма растворенной и взвешенной форм, н. п. д. – ниже предела детектирования, *³ – сумма концентрации конгенов ПХБ 28, 42, 45 и 49; н. п. – настоящая работа

Note: N/Dtm – the values were not determined; ND – not detected; BDL – below detection limit; *¹ – sum of concentrations of six PCB indicator congeners; *² – sum of the dissolved and weighed forms; *³ – sum of concentrations of 28, 42, 45, and 49 PCB congeners; TW – this work

Другим механизмом очищения водной среды является извлечение гидрофобных ХОС из воды водными организмами [22]. По нашим данным при низкой концентрации в воде Кн Σ ДДТ и Σ 6ПХБ в мышцах рыб Салгира на ст. 1 составлял $9 \cdot 10^2$ и $8 \cdot 10^2$ соответственно. На ст. 6, где концентрация ХОС была на два порядка выше, Кн был выше, чем на ст. 1, и максимально достигал $9 \cdot 10^4$ для Σ ДДТ и $1.5 \cdot 10^4$ для Σ 6ПХБ (рис. 4). Наиболее высокие Кн были определены в ракообразных: составляющие на ст. 3 в среднем $7 \cdot 10^4$ для Σ ДДТ и $4 \cdot 10^4$ для Σ 6ПХБ.

Оценка экологического риска от воздействия ХОС на гидробионтов

У гидробионтов в зависимости от района исследований значения коэф-фициентов экологического риска *RQ* индивидуальных ХОС изменялись в широком диапазоне от 0.00001 до 25.8 (табл. 4). В целом *RQ* высокохлори-рованных конгенеров ПХБ оказались выше, чем *RQ* соединений группы ДДТ и низкохлорированных ПХБ. На ст. 1 для всех видов *RQ* не превышал порога

Т а б л и ц а 4. Коэффициент экологического риска *RQ* для рыб и ракообразных в экосистеме Салгира

T a b l e 4. Environmental risk coefficient *RQ* for fish and crustaceans in the Salgir River ecosystem

ХОС / ОС	Быстрянка и синец (ст. 1) / Schneider and zope (St. 1)	Голавль (ст. 2) / Chub (St. 2)	Амфиподы (ст. 3) / Amphipods (St. 3)	Уклея (ст. 5) / Bleak (St. 5)	Бычок (ст. 6) / Goby (St. 6)	Щиповка (ст. 6) / Spined loach (St. 6)
п,п'-ДДЭ / p,p'-DDE	0.0018	0.21	0.066	1.94	1.0	1.9
п,п'-ДДД / p,p'-DDD	0.0002	0.012	1.1	0.38	0.45	0.81
п,п'-ДДТ / p,p'-DDT	0.0036	0.0014	1.9	0.38	0.17	0.29
ПХБ 28 / PCB 28	0.0003	0.012	0.00001	0.038	0.025	0.045
ПХБ 52 / PCB 52	0.27	2.2	1.4	1.68	1.1	2.2
ПХБ 101 / PCB 101	0.012	4.9	0.47	5.4	4.0	8.4
ПХБ 138 / PCB 138	0.61	4.5	6.1	20.8	21.7	31.9
ПХБ 153 / PCB 153	0.19	1.5	5.8	16.8	16.8	25.8
ПХБ 180 / PCB 180	0.003	0.0053	0.063	0.13	0.18	0.29

Примечание: жирным шрифтом выделены значения *RQ* высокого экологического риска.

Note: RQ values of high environmental risk are given in bold.

высокого риска: для ПХБ 52, 138 и 153 указывал на средний экологический риск, для соединений группы ДДТ – на отсутствие риска. На ст. 5 и 6 *RQ* ДДЭ превысил порог высокого риска для рыб, а на ст. 3 *RQ* превысил такой порог для ракообразных по содержанию ДДД и ДДТ. Наиболее высокий коэффициент *RQ* определен для гексахлорбифенилов 138 и 153 для рыб на ст. 2, 5 и 6 и амфипод – на ст. 3.

Полученные на ст. 5 и 6 результаты дают основание предположить, что, несмотря на более высокий уровень загрязнения ДДТ, загрязнение ПХБ представляет для данных районов экосистемы Салгира более высокий экологический риск.

Заключение

Хозяйственное значение реки Салгир переоценить сложно. Качество жизни людей, живущих на берегах реки, и работа предприятий, которые снабжаются водой Салгира, зависят от состояния его воды. Проведенные исследования уровней загрязнения такими хлорорганическими ксенобиотиками как ДДТ и ПХБ компонентов экосистем рек Салгир и Бююк-Карасу позволили определить районы экологической опасности у с. Молочного и Новогригорьевки для биологических объектов и, возможно, для человека. Результаты исследования показали, что загрязнение ХОС компонентов экосистемы среднего течения Салгира является серьезной экологической проблемой, поэтому стоит задача выявления источников ХОС и предотвращения их поступления в реку.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Риск современного загрязнения речных вод пестицидами ДДТ и ГХЦГ / Р. В. Галиулин [и др.] // Проблемы анализа риска. 2019. Т. 16, № 5. С. 62–69. EDN LUFFUX. doi:10.32686/1812-5220-2019-16-5-62-69
2. Федоров Л. А., Яблоков А. В. Пестициды – токсический удар по биосфере и человеку. Москва : Наука, 1999. 462 с. URL: <http://levfedorov.ru/pest/> (дата обращения: 23.11.2023).
3. Origin, dietary exposure, and toxicity of endocrine-disrupting food chemical contaminants: A comprehensive review / L. Peivasteh-Roudsari [et al.] // Heliyon. 2023. Vol. 9, iss. 7. e18140. doi:10.1016/j.heliyon.2023.e18140
4. The concentration of persistent organic pollutants in water resources: A global systematic review, meta-analysis and probabilistic risk assessment / Y. Vasseghian [et al.] // Science of the Total Environment. 2021. Vol. 796. 149000. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149000
5. Occurrence and distribution of persistent organic pollutants (POPs) from Sele River, Southern Italy: Analysis of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in a water–sediment system / E. De Rosa [et al.] // Toxics. 2022. Vol. 10, iss. 11. 662. doi:10.3390/toxics10110662
6. Сравнительная оценка хлорорганического загрязнения донных отложений разнотипных водных объектов Севастопольского региона (Крым) / Л. В. Малахова [и др.] // Химия в интересах устойчивого развития. 2022. Т. 30, № 2. С. 174–185. EDN JHJBTB. doi:10.15372/KhUR2022371
7. Partitioning and level of organochlorine compounds in the tissues of the Black Sea Turbot at the South-Western Shelf of Crimea / L. Malakhova [et al.] // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 2014. Vol. 14, iss. 5. P. 993–1000. doi:10.4194/1303-2712-v14_4_19

8. Бабкина Э. И., Бобовникова Ц. И. О количественном извлечении хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов из органов и тканей рыб // Гидробиологический журнал. 1978. Т. 14, № 3. С. 103–105.
9. Occurrence and risk assessment of emerging contaminants in a water reclamation and ecological reuse project / X. Lin [et al.] // Science of The Total Environment. 2020. 744. 140977. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140977
10. Яглова Н. В., Яглов В. В. Эндокринные дизрапторы – новое направление исследований в эндокринологии // Вестник РАМН. 2012. № 3. С. 56–61. EDN OXNEXH.
11. Дубровин И. Р., Дубровин Е. Р. К вопросу об экологической безопасности автономной Республики Крым // Техничко-технологические проблемы сервиса. 2017. № 4. С. 24–28. EDN YXNMDW.
12. Малахова Л. В., Лобко В. В. Оценка загрязненности хлорорганическими ксенобиотиками компонентов экосистемы Ялтинского залива // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2022. № 3. С. 104–116. EDN HNUAOL. doi:10.22449/2413-5577-2022-3-104-116
13. Mandavilli A. Health agency backs use of DDT against malaria // Nature. 2006. Vol. 443. P. 250–251. doi:10.1038/443250b
14. Pyrethroid resistance in African anopheline mosquitoes: what are the implications for malaria control? / H. Ranson [et al.] // Trends in Parasitology. 2011. Vol. 27, iss. 2. P. 91–98. doi:10.1016/j.pt.2010.08.004
15. Persistent organic pollutants in muscle of fish collected from the Nové Mlýny reservoir in Southern Moravia, Czech Republic / L. Zelníčková [et al.] // Environmental Monitoring and Assessment. 2015. Vol. 187, iss. 7. 448. doi:10.1007/s10661-015-4460-3
16. Occurrence of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soils and sediments from Eastern Romania / D. Dragan [et al.] // International Journal of Environmental Analytical Chemistry. 2006. Vol. 86. P. 833–842. doi:10.1080/03067310600665571
17. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in water and sediment from Volturno River, Southern Italy: occurrence, distribution and risk assessment / Montuori P. [et al.] // Environmental Sciences Europe. 2020. Vol. 32. P. 1–22. doi:10.1186/s12302-020-00408-4
18. Distribution of polychlorinated biphenyls, phthalic acid esters, polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine substances in the Moscow River, Russia / N. Eremina [et al.] // Environmental Pollution. 2016. Vol. 210. P. 409–418. doi:10.1016/j.envpol.2015.11.034
19. Assessment of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in water samples from the Yamuna River / B. Kumar [et al.] // Journal of Xenobiotics. 2012. Vol. 2, iss. 1. e6. doi:10.4081/xeno.2012.e6
20. Assessment of persistent organic pollutants in soil and sediments from an urbanized flood plain area / B. Kumar [et al.] // Environmental Geochemistry and Health. 2021. Vol. 43, iss. 9. P. 3375–3392. doi:10.1007/s10653-021-00839-9
21. Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someșu Mic River, Romania) / B. Barhoumi [et al.] // Science of the Total Environment. 2019. Vol. 660. P. 660–676. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.428
22. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемозекология. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с.

Поступила 21.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 15.08.2023 г.; принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Малахова Людмила Васильевна, старший научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), ведущий научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, **ORCID ID: 0000-0001-8810-7264**, **Scopus Author ID: 35604200900**, **ResearcherID: E-9401-2016**, *malakh2003@list.ru*

Карпова Евгения Павловна, старший научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0001-9590-9302**, **Scopus Author ID: 26639409000**, **ResearcherID: T-5944-2019**, *karpova_jevy@mail.ru*

Белогурова Раиса Евгеньевна, научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-3101-7708**, **Scopus Author ID: 57221541105**, **ResearcherID: P-9056-2016**, *prishchepa.raisa@yandex.ru*

Губанов Владимир Викторович, ведущий инженер, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), **ORCID ID: 0000-0002-0077-2129**, **SPIN-code: 4347-3293**, *gubanov76@mail.ru*

Прокопов Григорий Анатольевич, научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), старший преподаватель, ФГАОУ ВО Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского (295007, Россия, Симферополь, пр. Вернадского, 4), **ORCID ID: 0000-0002-6495-3674**, **Scopus Author ID: 22958408500**, **ResearcherID: JFB-3418-2023**, *prokopov@cfuv.ru*

Чеснокова Ирина Игоревна, старший научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-7883-0755**, **Scopus Author ID: 57194774884**, **ResearcherID: X-2173-2019**, *mirenri@bk.ru*

Куршаков Сергей Викторович, научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), **ORCID ID: 0000-0001-8129-5944**, **Scopus Author ID: 57200942626**, **ResearcherID: T-9557-2019**, *kurshackov@yandex.ru*

Статкевич Светлана Вячеславовна, старший научный сотрудник, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), старший научный сотрудник, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-4108-459X**, **Scopus Author ID: 57190605963**, **ResearcherID: T-5972-2019**

Шавриев Дмитрий Георгиевич, ведущий инженер, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН (299011, Россия, Севастополь, пр. Нахимова, 2), *shavrievd@gmail.com*

Овечко Сергей Викторович, директор, НИЦ ПСГ (273003, Россия, Херсон, ул. Марии Фортус, 87), **ORCID ID: 0009-0007-1050-9918**, **ResearcherID: JFJ-7762-2023**, *hgbsl@yandex.ru*

Заявленный вклад авторов:

Малахова Людмила Васильевна – постановка задачи, подготовка проб воды, донных осадков и гидробионтов для газохроматографического анализа, определение хлорорганических загрязнителей, анализ полученных результатов, обсуждение результатов, написание и оформление статьи

Карпова Евгения Павловна – руководство экспедиционными работами в мае 2023 г., участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира, определение видового состава ихтиофауны, обсуждение результатов, редактирование статьи

Белогурова Раиса Евгеньевна – руководство экспедиционными работами в июле 2023 г., отбор проб компонентов экосистемы Салгира и Биюк-Карасу, определение видового состава ихтиофауны, препарирование и подготовка проб к анализу, обсуждение результатов, редактирование статьи

Губанов Владимир Викторович – участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира и биологическом анализе образцов

Прокопов Григорий Анатольевич – планирование и отбор проб абиотических компонентов и бентоса в Салгире и Биюк-Карасу, определение видового состава бентосных организмов, обсуждение результатов, графическое представление результатов анализа, редактирование статьи

Чеснокова Ирина Игоревна – участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира, определение видового состава ихтиофауны, препарирование и подготовка проб к анализу, обсуждение результатов, редактирование статьи

Куршаков Сергей Викторович – участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира и биологическом анализе образцов

Статкевич Светлана Вячеславовна – участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира и биологическом анализе образцов

Шавриев Дмитрий Георгиевич – участие в экспедиционном отборе проб компонентов экосистемы Салгира и биологическом анализе образцов

Овечко Сергей Викторович – постановка задачи, планирование работ, анализ результатов, обсуждение и финальное редактирование статьи.

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Эффективность применения систем обработки балластных вод на судах, заходящих в морской порт Новороссийск, Черное море

О. Н. Ясакова^{1*}, О. Т. Зуйков², Ю. Б. Окологдов³

¹ Южный Научный Центр РАН, Ростов-на-Дону, Россия

² Федеральное государственное бюджетное учреждение
«Администрация морских портов Черного моря», Новороссийск, Россия

³ Laboratorio de Botánica Marina y Planctología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías,
Universidad Veracruzana, Veracruz, México

* e-mail: yasak71@mail.ru

Аннотация

Цель работы – оценить качество очистки судового балласта от фито- и микрозоопланктона с помощью различных систем обработки балластных вод. В основу анализа эффективности систем очистки легли результаты исследования таксономического состава и численности фито- и микрозоопланктона в 19 пробах балластных вод после их обработки в судовых системах. Отбор проб морского балласта был осуществлен на борту 12 нефтяных танкеров и семи сухогрузов, прибывших из портов стран Средиземноморского бассейна, Тропической Западной Африки и северо-западной части Индийского океана и заходивших под погрузку в морской порт Новороссийск в октябре 2022 г. – марте 2023 г. Исследования показали, что в 90 % всех случаев использования установок результат очистки балластных вод от одноклеточных организмов удовлетворял стандарту D-2 Международной конвенции о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими. Балласт 10 % исследованных судов (из портов Турции в Мраморном и Эгейском морях), оснащенных системами *DESMI CompactClean CC-500* (способ очистки: фильтрация + обработка ультрафиолетом) и *Pureballast 3.2 1500 EX* (способ очистки: обработка ультрафиолетом), не соответствовал стандарту качества очистки. После обработки численность одноклеточных водорослей в балласте составляла $1.19 \cdot 10^6$ и $1.21 \cdot 10^4$ кл./л соответственно. Балластные воды судов из Суэцкого залива и Мавритании представляли собой умеренную угрозу/опасность для окружающей среды: численность микроводорослей составляла $7.16 \cdot 10^3$ и $2.03 \cdot 10^3$ кл./л соответственно. Всего обнаружено 20 видов микроводорослей: 13 диатомовых, 6 динофлагеллят, 1 силикофлагеллят и несколько не идентифицированных до вида таксонов водорослей, а также инфузории. Наиболее часто встречались *Proboscia alata* и *Prorocentrum micans*. Видов планктонных водорослей, классифицируемых как вселенцы в Черное море, в балласте обнаружено не было.

© Ясакова О. Н., Зуйков О. Т., Окологдов Ю. 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

Ключевые слова: балластные воды, морской балласт, порт Новороссийск, системы обработки балласта, таксономический состав, фитопланктон, Черное море, антропогенное загрязнение, биологические инвазии, виды-вселенцы

Благодарности: авторы выражают благодарность за предоставленную возможность провести исследования балластных вод капитану морского порта Новороссийск С. А. Урюпину и за осуществление отбора проб судового балласта инспекторам ФГБУ «АМП Черного моря» О. В. Синайскому, А. Б. Крыловскому и А. А. Рассохи-ну, а также Н. А. Околотковой (Мехико, Мексика) за подготовку карты, таблицы микрофотографий и графической аннотации, С. Н. Оленину (Институт морских исследований при Клайпедском университете, Клайпеда, Литва) за помощь с литературой, Nina Lundholm (Department of Biology, University of Copenhagen, Copenhagen, Denmark) за консультацию по роду диатомовых *Pseudo-nitzschia* и М. М. Gowing (Seattle, WA, USA) за помощь в редактировании английского текста. Публикация подготовлена в рамках государственного задания ЮНЦ РАН № 122011900153-9.

Для цитирования: Ясакова О. Н., Зуйков О. Т., Околотков Ю. Б. Эффективность применения систем обработки балластных вод на судах, заходящих в морской порт Новороссийск, Черное море // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 4. С. 134–154. EDN OERTEH.

Efficacy of Ballast Water Treatment Systems Installed Onboard Ships Entering the Seaport of Novorossiysk, the Black Sea

O. N. Yasakova^{1*}, O. T. Zuykov², Y. B. Okolodkov³

¹ *Southern Scientific Center, Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russia*

² *The Federal State Budgetary Institution*

"Administration of Seaports of the Black Sea", Novorossiysk, Russia

³ *Laboratorio de Botánica Marina y Plancología, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Veracruz, México*

* e-mail: yasak71@mail.ru

Abstract

The paper aims to assess the quality of ballast-water purification of phyto- and microzooplankton using various ballast-water treatment systems. The analysis of treatment systems performance was based on the results of the study of phyto- and microzooplankton taxonomic composition and abundance in 19 samples of ballast-water treatment after their treatment in the ships' systems. The samples were taken onboard 12 oil tankers and 7 bulk carriers originating from the ports representing the Mediterranean basin, tropical West Africa and the NW Indian Ocean. The vessels entered the seaport of Novorossiysk for cargo loading from October 2022 to March 2023. In 90 % of all cases of the systems use, the ballast-water purification of unicellular organisms met the Regulation D-2 Ballast Water Performance Standard of the International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. The ballast of 10 % of the vessels (from Turkish ports in the Marmara and Aegean Seas) equipped with DESMI CompactClean CC-500 (treatment by filtration + UV) and Pureballast 3.2 1500 EX (treatment by UV system) did not meet the cleaning quality standard: $1.19 \cdot 10^6$ and $1.21 \cdot 10^4$ cells/L, respectively, were detected after treatment. The ballast waters of vessels from the Gulf of Suez and Mauritania represented a moderate risk in terms of cell

abundance ($7.16 \cdot 10^3$ and $2.03 \cdot 10^3$ cells/L, respectively). In total, 20 microalgal species were found: diatoms (13), dinoflagellates (6), a silicoflagellate (1), several algae taxa not identified to species, as well as ciliata. *Proboscia alata* and *Prorocentrum micans* were the most frequent. No planktonic algae classified as invasive to the Black Sea were found.

Keywords: ballast water, marine ballast, seaport of Novorossiysk, ballast water systems, taxonomic composition, phytoplankton, Black Sea, anthropogenic pollution, biological invasion, invasive species

Acknowledgments: The authors are grateful to the Captain of the Port of Novorossiysk S. A. Uryupin for the opportunity to examine ballast waters, to the inspectors of the Federal State Budgetary Institution "Administration of Seaports of the Black Sea" O. V. Sinayskiy, A. B. Krylovskiy and A. A. Rassokhin for sampling, as well as to N. A. Okolodkova (Mexico City, Mexico) for preparing the map, plate of micrographs and graphical abstract, S. N. Olenin (Marine Research Institute, Klaipeda University, Klaipeda, Lithuania) for help with the literature, Nina Lundholm (Department of Biology, University of Copenhagen, Copenhagen, Denmark) for consulting us about the diatom genus *Pseudo-nitzschia* and M. M. Gowing (Seattle, WA, USA) for improving the English style. The manuscript was prepared within the framework of the federal state task of the Southern Scientific Center, Russian Academy of Sciences, no. 122011900153-9.

For citation: Yasakova, O.N., Zuykov, O.T. and Okolodkov, Y.B., 2023. Efficacy of Ballast Water Treatment Systems Installed Onboard Ships Entering the Seaport of Novorossiysk, the Black Sea. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (4), pp. 134–154.

Введение

Проблема биологического загрязнения – одна из важнейших в списке вопросов антропогенного влияния на экосистемы Мирового океана. Ежедневно в масштабе планеты суда переносят от 3000 до 4000 видов организмов [1, 2]. Непроизвольный и неконтролируемый перенос микроводорослей и их цист в балластных водах судов начался в 1870-х гг. Вследствие стремительного развития металлургии деревянные корпуса судов сменились металлическими, а вместо камней, гравия или песка в качестве балласта стали использовать заборную воду [3].

Современный состав флоры и фауны Черного моря сложился под воздействием пресных вод Азовского моря и крупных европейских рек с одной стороны и под влиянием средиземноморских вод – с другой, поэтому он имеет смешанный характер и включает как пресноводные, так и морские виды. Естественная миграция видов из средиземноморского бассейна через проливы Босфор и Дарданеллы в Черное море и распространение их в акватории моря под влиянием течений существовала всегда с момента образования пролива Босфор (предположительно, 8–10 тыс. лет назад [4]), существует и в настоящее время.

Несмотря на то, что соленость в поверхностном слое не превышает 18 ЕПС, у моря низкий «биологический иммунитет» против видов-вселенцев ввиду значительной доли реликтовых и эндемичных видов¹⁾. В акватории Черного моря в последние полвека было обнаружено более 200 новых для этого

¹⁾Зайцев Ю. П. Введение в экологию Черного моря. Одесса : Эвен, 2006, 224 с.

региона видов флоры и фауны, прибывших из других районов Мирового океана, при этом около 150 средиземноморских видов успешно адаптировались к новым условиям [5, 6]. К началу XX в. более 40 видов-вселенцев стали обычными обитателями Черного и Азовского морей [7]. Прогнозируют возрастание скорости вселения новых видов в Черное море (до двух видов в год), основными причинами которого являются увеличение интенсивности судоходства и нарушение стабильности экосистемы вследствие эвтрофирования [8, 9].

Не всякое вселение чужеродных организмов завершается ощутимым экологическими и экономическими последствиями, однако такие случаи были зафиксированы. Так, вселение североамериканского гребневика *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz (Ctenophora: Tentaculata: Bolinopsidae) в Черное море в начале 1980-х гг. привело к снижению численности европейского анчоуса (хамсы) *Engraulis encrasicolus* (L.) (Clupeiformes: Engraulidae) и других видов промысловых рыб. Вследствие этого экономические потери составили 240 млн. долл. США в год²⁾.

Большинство клеток фитопланктона не выживают в темных балластных танках. Однако покоящиеся стадии видов планктонных диатомовых и динофлагеллят оказались жизнеспособными даже после их транспортировки в осадках на дне балластных танков в течение шести месяцев при температуре 4 °C [10]. Исследования микроводорослей 343 судов, заходивших в 18 портов Австралии, показали, что 65 % судов несли в танках значительное количество осадков [11]. Из морских микроводорослей на динофлагелляты приходится подавляющее большинство токсичных видов, и почти все токсичные виды динофлагеллят способны к фотосинтезу.

С целью снижения экологических, эпидемиологических и других нагрузок на водную среду, вызванных сбросом неочищенных балластных вод с судов, в 2004 г. Международная морская организация (*International Maritime Organization, IMO*) приняла «Международную конвенцию о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими» (2004 *International Convention for the Control and Management Ships' Ballast Water and Sediments*)³⁾. Конвенция предусматривает пять стандартных процедур очистки балластных вод. Первый наиболее надежный метод предотвращения интродукции нежелательных видов-вселенцев – полное исключение сброса балластных вод в акватории портов. Остальные четыре метода связаны с обработкой балластных вод для минимизации риска сброса нежелательных организмов. Как показала практика⁴⁾, все они далеки от совершенства [8, 12–15]. Второй метод – уменьшение концентрации морских организмов в водяном балласте, принимаемом

²⁾ Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas / Edited by Yu. Zaitsev, B. Öztürk. Istanbul : Turkish Marine Research Foundation, 2001. 267 p.

³⁾ 2004 International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments. London : International Maritime Organization, 2004. 28 p.

⁴⁾ Кудюкин А. А. Обработка балластных вод в судовых условиях: мировой опыт, технологические подходы. Экспертная оценка предложений национальных производителей. Первые результаты выводы // IV научно-практический семинар по проблеме управления водяным балластом судов (для специалистов научных учреждений, связанных с проблемой судоходства, морской биологии, экологии и охраны природы), г. Одесса, Украина, 26–27 августа 2003 года : отчет о семинаре. Одесса, Украина. С. 19–23.

судном, путем ограничения количества воды, выбора мест приема и т. д. Третий метод – береговая обработка балласта. Четвертый, наиболее широко применяемый метод заключается в смене балласта в водах открытого моря или океана (стандарт *D-1*). Пятый, наиболее эффективный метод заключается в обработке водяного балласта на борту судна (стандарт *D-2*) – стандарт качества балластных вод, который предусматривает наличие на судах установки обработки балластных вод (*ballast water treatment system, BWTS*). Используемые *BWTS* должны обеспечивать сброс в морскую среду менее 10 жизнеспособных организмов размером от 50 мкм на один кубический метр и менее 10 жизнеспособных организмов размером от 10 до 50 мкм на один миллилитр. К 2010 г. было известно около 60 *BWTS*, и с каждым годом появляются новые [15].

ИМО разработала несколько технологических методов этого процесса⁵⁾, которые можно разбить на четыре группы [16]: 1) физические (нагревание, обработка ультразвуком, ультрафиолетовым излучением, ионизация серебром и т. п.); 2) механические (фильтрация); 3) химические (озонирование, удаление кислорода, хлорирование, применение биореагентов и т. п.); 4) биологические (добавление в балластную воду хищных или паразитических организмов с целью уничтожения нежелательных видов-вселенцев).

Результаты исследования различных методик обработки балластных вод показали, что среди этих методов почти нет достаточно эффективных и экономичных [17].

Для минимизации ущерба от биологического загрязнения *ИМО* обязала весь торговый флот применять правила управления балластными водами *D-1* (полная смена или последовательная трехкратная прокачка морского балласта) в акватории водоема-реципиента. При этом конвенция предусматривает, что суда, построенные в 2017 г. и позже, должны соответствовать стандарту *D-2*. В обязательных постановлениях по морскому порту Новороссийск допускается сброс балласта при условии соблюдения стандартов *D-1* и *D-2*.

В 2008 г. *ИМО* разработала и опубликовала руководство по утверждению к использованию установок обработки балластных вод (*MEPC*, 2008). В руководстве определены минимальные технические характеристики *BWTS* и требования к технической документации. В данном руководстве также рассмотрены условия проведения тестов и желаемые результаты анализа проб балластных вод, особое внимание уделено размеру и концентрации живых организмов, включая некоторые виды бактерий⁶⁾.

Многолетние (2004–2019 гг.) мониторинговые исследования морской среды, проведенные в акваториях крупных российских торговых портов и курортных городов, а также в открытых районах северо-восточной части Черного моря, показали, что, несмотря на применение стандартов *D-1* и *D-2*, в последние десятилетия здесь продолжают появляться новые виды-вселенцы [5, 18–20]. Следует помнить, что некоторые из них нанесли значительный экономический ущерб, как это было с появлением гребневика *Mnemiopsis leidyi*.

⁵⁾ Guidelines for development of a national ballast water management strategy / J. Tamelander [et al.]. London ; Gland : GEF-UNDP-IMO GloBallast, 2010. 43 p.

⁶⁾ Resolution MEPC.174(58). Guidelines for approval of ballast water management systems (G8). MEPC 58/23, Annex 4. 2008. 28 p.

В литературе освещены результаты исследования фито- и зоопланктона в балластных водах для оценки эффективности применения стандарта *D-1* [20–22]. При этом публикаций о результатах применения стандарта *D-2* на практике меньше, и в основном они касаются микробиологических исследований [23]. Сведений об эффективности длительного применения на практике судовых установок обработки балластных вод с целью минимизации концентрации в них растительных и животных планктонных организмов опубликовано не было. Цель нашего исследования – оценить качество очистки судового балласта от фито- и микрозоопланктона с помощью *BWTS* на судах, заходивших в порт Новороссийск в 2022–2023 гг.

Материалы и методы

Отбор 19 проб балластных вод, прошедших процедуру очистки на *BWTS*, был осуществлен инспекторами Федерального государственного бюджетного учреждения «Администрация морских портов Черного моря» с помощью судового цилиндрического металлического пробоотборника объемом 1 л через балластные отверстия на борту 19 судов (12 нефтяных танкеров и 7 сухогрузов), заходивших в морской порт Новороссийск под погрузку с октября 2022 г. по март 2023 г. (табл. 1). Суда принимали балласт в портах следующих стран (рис. 1): Румынии (Черное море, 1 судно), Турции (8 судов), Греции (1 судно), Италии (1) и Туниса (1) (страны Средиземного моря), Мавритании (1) (тропическая западная Африка), Египта (5 судов) (Суэцкий залив Красного моря, Индийский океан) и Ирана (1 судно) (Персидский залив, Индийский океан). Пробы морского балласта фиксировали нейтральным формалином до конечной концентрации 1–2 % ⁷⁾ и в наземной лаборатории сгущали методом осаждения в цилиндрах диаметром 5.3 см и высотой 36 см в течение 2–3 недель. Количественный учет организмов фитопланктона проводили с помощью микроскопа «МИКМЕД-2» («ЛОМО», Санкт-Петербург, Россия) методом светлого поля в проходящем свете с использованием ахроматических объективов производства «ЛОМО» (Санкт-Петербург, Россия) 10×/0.30 и 40×/0.65 в счетной камере Нажотта (Nageotte) объемом 0.05 мл. Для определения редких и крупных видов фитопланктона и микрозоопланктона просматривали часть концентрата (1/2–1/10) либо всю пробу в камере Седжвика – Рафтера (Sedgwick–Rafter) объемом 1 мл. Минимальный размер учитываемых клеток составлял 3–5 мкм. Расчет численности фитопланктона производили по формуле

$$N = \frac{V_2 \cdot n}{V_1 \cdot V_3},$$

где V_1 – объем профильтрованной воды, мл; V_2 – объем концентрата, мл; V_3 – объем счетной камеры, мл; n – количество клеток в счетной камере. Таксономическую принадлежность организмов определяли по общепринятым

⁷⁾ Макаревич П. Р., Дружков Н. В. Методические рекомендации по анализу количественных и функциональных характеристик морских биоценозов северных морей. Ч. 1. Фитопланктон. Зоопланктон. Взвешенное органическое вещество. Апатиты, 1989. 50 с.

Т а б л и ц а 1. Информация об исследованных судах, заходивших под погрузку в морской порт Новороссийск в 2022–2023 гг., оборудовании, способах обработки балластных вод и концентрации фито- и микрозоопланктона после обработки

T a b l e 1. Characteristics of the surveyed vessels entering the seaport of Novorossiysk for loading in 2022-2023, the ballast water systems and the phyto- and zooplankton abundance after the ballast water treatment

Номер судна / Vessel number	Дата отбора проб балласта / Sampling date	Порт принятия балласта / Port of ballast water loading	Название и тип судна, флаг / Vessel name and type, flag	Тип BWTS / Type of BWTS	Объем балласта, м³ / Ballast volume, m³	Метод очистки на BWTS / BWTS treatment method	Общая численность организмов, кл./л / Total abundance of organisms, cells/L
1	19.10.2022	Суэц, Египет / Suez, Egypt	BEKS FENIX, нефтяной танкер, Маршалловы острова / BEKS FENIX, oil product carrier, Marshall Islands	HMT-1500-EX	17 152	Электрокатализ / Electrocatalysis	H/O / N/D
2	22.10.2022	Искендерун, Турция / Iskenderun, Turkey	MV POSEIDONS, балкер, Либерия / MV POSEIDONS, bulk carrier, Liberia	HMT-800	12 714	Электрокатализ / Electrocatalysis	H/O / N/D
3	23.10.2022	Айи-Теодори, Греция / Agioi Theodoroi, Greece	MT PHOENIX AN, нефтяной танкер, Мальта / MT PHOENIX AN, oil tanker, Malta	Hiballast BWMS-HUB-1000-EX	14 025	Электрохлорирование + нейтрализация / Electrochlorination + Neutralization	H/O / N/D
4	28.10.2022	Дамietta, Египет / Damietta, Egypt	MV CLEAR SKY, балкер, Панама / MV CLEAR SKY, bulk carrier, Panama	BalClor BC-1000	17 359	Электролиз + фильтрация / Electrolysis + Filtration	21
5	31.10.2022	Тузла, Турция / Tuzla, Turkey	GEORGY MASLOV, нефтяной танкер, Либерия / GEORGY MASLOV, crude oil tanker, Liberia	NK-03-Blue Ballast II Plus	37 998	Озонирование + нейтрализация / Ozone Injection + Neutralization	4

Продолжение таблицы 1 / Continued Table 1

Номер судна / Vessel number	Дата отбора проб / Sampling date	Порт принятия балласта / Port of ballast water loading	Название и тип судна, флаг / Vessel name and type, flag	Тип BWTS / Type of BWTS	Объем балласта, м ³ / Ballast volume, m ³	Метод очистки на BWTS / BWTS treatment method	Общая численность организмов, кл./л / Total abundance of organisms, cells/L
6	31.10.2022	Суэц, Египет / Suez, Egypt	CALIPSO, балкер, Либерея / CALIPSO, bulk carrier, Liberia	BalClor BC-2000	19 994	Электролиз + фильтрация / Electrolysis + Filtration	H/O / N/D
7	31.10.2022	Константа, Румыния / Constanta, Romania	ELANDA OSPREY, нефтяной танкер, Либерея / ELANDA OSPREY, oil tanker, Liberia	HiBallast TM System HIB-2000 - EX	44 764	Электролиз + фильтрация / Electrolysis + Filtration	16
8	12.11.2022	Тутунцифлик, Турция / Tutunciflik, Turkey	MARINER A, нефтяной танкер-химовоз, Мальта / MARINER A, oil-chemical Tanker, Malta	HiBallast NF System	16 651	Электролиз + фильтрация / Electrolysis + Filtration	8
9	09.12.2022	Айн-Сохна, Египет / Ain Sokhna, Egypt	ИКРА, нефтяной танкер, Панама / IKARA, crude oil tanker, Panama	Ecochlor Series 200	46 801	Хлорирование + фильтрация / Chlorine system + Filtration	H/O / N/D
10	11.12.2022	Искендерун, Турция / Iskenderun, Turkey	VIVA ECLIPSE, балкер, Панама / VIVA ECLIPSE, bulk carrier, Panama	Emma First FIT 800	13 973	Электролиз + фильтрация / Electrolysis+ Filtration	27
11	14.12.2022	Ла Схира, Тунис / La Skhirra, Tunisia	HISTRIA PERLA, нефтяной танкер-химовоз, Мальта / HISTRIA PERLA, oil-chemical tanker, Malta	Pure Ballast 3:2	16 773	Обработка ультрафиолетом + фильтрация / Filter + UV treatment	6

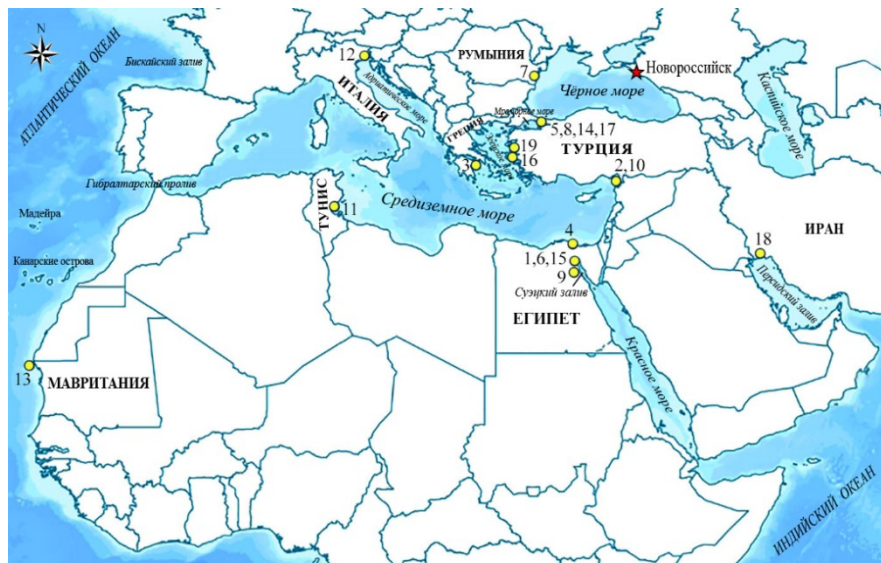
Продолжение таблицы 1 / Continued Table 1

Номер судна / Vessel number	Дата отбора проб балласта / Sampling date	Порт принятия балласта / Port of ballast water loading	Название и тип судна, флаг / Vessel name and type, flag	Тип BWTS / Type of BWTS	Объем балласта, м³ / Ballast volume, m³	Метод очистки на BWTS / treatment method	Общая численность организмов, кл./л. / Total abundance of organisms, cells/L
12	16.12.2022	Монфальконе, Италия / Porto Monfalcone, Italy	YASAR KEMAL, балкер, Панама / YASAR KEMAL, bulk carrier, Panama	Blue Ocean Shield BOS 300	11 390	Обработка ультрафиолетом + фильтрация / Filter + UV treatment	6
13	15.01.2023	Нуадибу, Мавритания / Nouadhibou, Mauritania	SEA HELIOS, нефтяной танкер, Мальта / SEA HELIOS, oil tanker, Malta	Gloen-1200 Patrol	18 840	Фильтрация + обработка ультрафиолетом / Filter + UV treatment	2034
14	26.02.2022	Тузла, Турция / Tuzla, Turkey	NISSOS PAROS, нефтяной танкер, Греция / NISSOS PAROS, oil tanker, Greece	Ex-Elis-3000B 1:1	36 204	Электролиз + электрохлорирование / Electrolysis + Electrochlorination	368
15	28.02.2023	Суэц, Египет / Suez, Egypt	EUROSTRENGTH, нефтяной танкер, Либерия / EUROSTRENGTH, oil tanker, Liberia	Erma First BWTS FIT-3000	34 400	Электролиз + фильтрация / Electrolysis + Filtration	7163
16	03.03.2023	Измир, Турция / Izmir, Turkey	SEA PEARL J, балкер, Барбадос / SEA PEARL J, bulk carrier, Barbados	DESMI Compact Clean CC-500	11 332	Обработка ультрафиолетом + фильтрация / Filtration + UV treatment	1 190 862

Номер судна / Vessel number	Дата отбора проб балласта / Sampling date	Порт принятия балласта / Port of ballast water loading	Название и тип судна, флаг / Vessel name and type, flag	Тип BWTS / Type of BWTS	Объем балласта, м³ / Ballast volume, m³	Метод очистки на BWTS / treatment method	Общая численность организмов, кл./л / Total abundance of organisms, cells/L
17	14.03.2023	Тузла, Турция / Tuzla, Turkey	MRC BELIZ, нефтяной танкер-химовоз, Мальта / MRC BELIZ, oil chemical tanker, Malta	Pureballast 3.2 1500 EX	23 202	Обработка ультрафиолетом / UV System	12 057
18	27.03.2023	Порт имени Имама Хомейни (ВК), Иран / Port of BANDAR IMAM KHOMEINI (VK), Iran	MV LEGENDI, балкер, Либерия / MV LEGENDI, bulk carrier, Liberia	Electro-Cleen System ECS-1350B	18 397	Электролиз + нейтритализация / Electrolysis + Neutralization	9
19	31.03.2023	Алиага, Турция / Aliaga, Turkey	ТАНТИ, нефтяной танкер, Мальта / TANTI, oil carrier, Malta	Ecochlor Inc./Et-5000-4.0 Series 200	45 153	Хлорирование + фильтрация / Chlorine system + Filtration	H/O / N/D

Примечание: Материалы получены из Ballast Water Reporting Form (Resolution A.868(20) / Information obtained from the Ballast Water Reporting Form (Resolution A.868(20)).

H/O – не обнаружено / N/D – not determined.



Р и с. 1. Пути доставки балластных вод в 2022–2023 гг. на борту исследованных судов из портов балластировки (желтые кружки) в порт назначения Новороссийск, Россия, Черное море (обозначен красной звездочкой). Арабскими цифрами указан номер исследованного судна рядом с местонахождением порта происхождения (см. табл. 1)

Fig. 1. The routes of the ballast water transport in 2022–2023 onboard the surveyed ships from the ports of origin (yellow circles) to the port of destination (Novorossiysk, Russia, the Black Sea; marked with a red star). The examined vessels are indicated on the map by Arabic numerals at the location of their ports of origin (see Table 1)

руководствам^{8), 9)}. За жизнеспособные принимали неповрежденные клетки водорослей с ярко окрашенными хлоропластами. Кроме того, были учтены случайно попавшие в пробы целые, без видимых разрушений организмы животных.

Результаты

В пробах исследуемого судового балласта было обнаружено 20 видов планктонных водорослей, относящихся к четырем высшим таксономическим категориям: Bacillariophyceae (диатомовые), Dinoflagellata (динофитовые), Dictyochophyceae (силикофлагелляты) и Euglenophyceae (эвгленовые) (табл. 2, рис. 2). Наибольшим видовым богатством отличались диатомовые (13 видов) и динофлагелляты (6 видов). Силикофлагелляты были представлены одним видом *Dictyocha speculum*, кроме того, в балласте некоторых судов встречались эвгленовые *Euglena* sp. Общая численность жизнеспособных водорослей в каждой пробе исследуемого балласта варьировала от 0 до $1.19 \cdot 10^6$ кл./л.

⁸⁾ Dodge J. D. Marine dinoflagellates of the British Isles. London : Her Majesty's Stationary Office, 1982. 303 p.

⁹⁾ Identifying marine phytoplankton / Ed. by C. Tomas. San Diego : Academic Press, Inc., 1997. 821 p.

Т а б л и ц а 2. Таксономический состав одноклеточных планктонных организмов в балластных водах исследованных судов

T a b l e 2. Taxonomic composition of unicellular planktonic organisms in the ballast water of the surveyed ships

Таксоны / Taxa	Номер судна (см. табл. 1), в балласте которого были обнаружены живые клетки фито- и микрозоопланктона / Number of the vessel (Table 1), in the ballast of which live cells of phyto- and microzooplankton were found
-------------------	---

ФИТОПЛАНКТОН

BACILLARIOPHYCEAE

<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder (рис. 2, a)	16
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve (рис. 2, b)	16
<i>Coscinodiscus</i> sp. * (рис. 2, c)	15, 16
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle	4
<i>Ditylum brightwellii</i> (T. West) Grunow * (рис. 2, d)	14, 17
<i>Melosira moniliformis</i> (O.F. Müller) C. Agardh	17
<i>Nitzschia tenuirostris</i> Manguin	13, 15,
<i>Proboscia alata</i> (Brightw.) Sundström * (рис. 2, e)	10, 14, 15, 16, 17
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden complex sp. (рис. 2, f)	7, 15, 16, 17
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) H. Perag. complex sp.	14, 15, 16, 17
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	14
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) B.G. Sundström *	13, 14, 16, 17
<i>Skeletonema costatum</i> (Grev.) Cleve (рис. 2, g)	15, 16, 17
<i>Sundstroemia setigera</i> (Brightw.) Medlin in Medlin et al. (= <i>Rhizosolenia setigera</i> Brightw.) ** (рис. 2, h)	12, 17
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschk. (рис. 2, i)	5, 14, 15, 16
<i>Thalassiosira</i> sp. (рис. 2, j)	4, 7, 17

DINOFLAGELLATA

<i>Alexandrium</i> sp.	14
<i>Ensiculifera carinata</i> Matsuoka, Kobayashi et Gains	16
<i>Gonyaulax</i> sp.	16
<i>Prorocentrum compressum</i> (J.W. Bailey) T.H. Abé ex J.D. Dodge (рис. 2, l)	13
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenb. (рис. 2, m)	10, 11, 13, 14, 16
<i>Prorocentrum scutellum</i> Schröd. (рис. 2, n)	11, 14, 15, 17
<i>Prorocentrum</i> sp.	14
<i>Protoperidinium</i> sp. *	16
<i>Scrippsiella acuminata</i> (Ehrenb.) Kretschmann (рис. 2, o)	16
<i>Triplos furca</i> (Ehrenb.) F. Gómez, 2013 * (рис 2, k)	16

Таксоны / Taxa	Номер судна (см. табл. 1), в балласте которого были обнаружены живые клетки фито- и микрозоопланктона / Number of the vessel (Table 1), in the ballast of which live cells of phyto- and microzooplankton were found
DICTYOCOPHYCEAE	
<i>Dictyocha speculum</i> Ehrenb.	16
EUGLENOPHYCEAE	
<i>Euglena</i> sp.	8
МИКРОЗООПЛАНКТОН	
PROTOZOA	
<i>Amphorellopsis acuta</i> (Schmidt, 1902)	10
Ciliophoragen. sp. (? <i>Euplotes</i> sp.)	13, 15, 18
Ciliophoragen. sp. (? <i>Vorticella</i> sp.) (рис. 2, p)	18

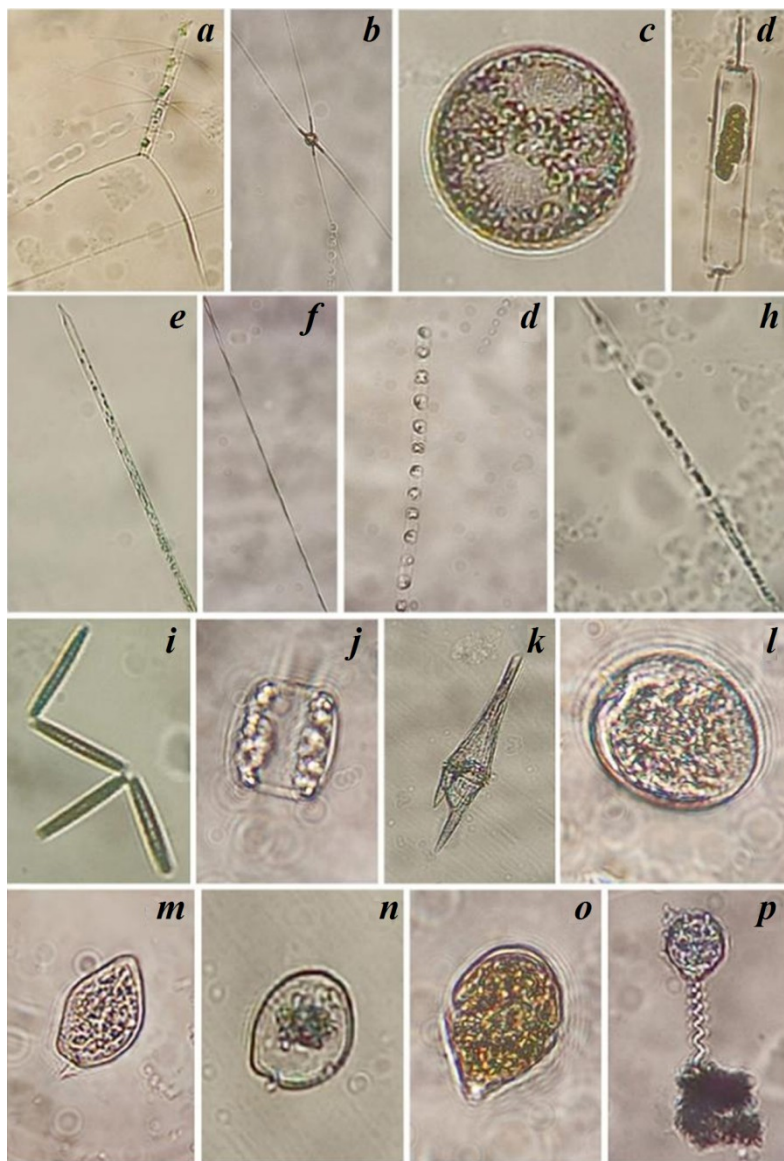
* Виды, длина клеток которых превышает 50 мкм. / The species with cells of > 50 µm long.

** Вид, нехарактерный для планктона северо-восточной части Черного моря. / Species not characteristic of the northeastern Black Sea.

Общая численность живых организмов микрозоопланктона (инфузорий) колебалась от 0 до $6.20 \cdot 10^3$ кл./л.

В балластных водах шести судов (1–3, 6, 9 и 19) из девятнадцати (32 % всех случаев) не было обнаружено живых организмов (100 %-ная очистка балласта). Эти суда использовали BWTS типов HMT-1500-EX, HMT-800, HiBallast BWMS-HUB-1000-EX, BalClor BC-2000, Ecochlor Series 200, Ecochlor Inc./Et-5000-4.0 Series 200. Конструкция этих систем основана на следующих методах очистки: электрокатализе, электролизе + фильтрации, хлорировании + фильтрации, электрохлорировании + нейтрализации.

Системы DESMI CompactClean CC-500 (способ очистки: фильтрация + обработка ультрафиолетом) и Pureballast 3.2 1500 EX (способ очистки: обработка ультрафиолетом), используемые на судах 16 и 17 (10 % всех случаев), не справились с очисткой морского балласта: численность одноклеточных водорослей ($1.21 \cdot 10^4$ и $1.19 \cdot 10^6$ кл./л) в их балласте превышала установленные стандартом D-2 допустимые концентрации живых организмов размером от 10 до 50 мкм (не более $1.00 \cdot 10^4$ кл./л) в водах балласта. Причем если в случае судна 17 (регион принятия балласта: Мраморное море, порт Тузла, Турция) это превышение было незначительным – в 1.2 раза, то численность клеток фитопланктона в балластных водах судна 16 (регион принятия балласта: Эгейское море, порт Измир, Турция) превышала предельно допустимую стандартом D-2 концентрацию в 119 раз. Неудовлетворительная степень очистки морского балласта на этих судах могла быть связана с неправильной эксплуатацией либо неэффективной работой балластных установок.



Р и с. 2. Фито- и зоопланктон, обнаруженный в балластных водах исследованных судов (световой микроскоп): а – *Chaetoceros affinis*; б – *Chaetoceros danicus*; с – *Coscinodiscus* sp.; д – *Ditylum brightwellii*; е – *Proboscia alata*; ф – *Pseudo-nitzschia* sp.; г – *Skeletonema costatum*; h – *Sundstroemia setigera*; и – *Thalassionema nitzschoides*; j – *Thalassiosira* sp.; k – *Tripos furca*; l – *Prorocentrum compressum*; m – *Prorocentrum micans*; n – *Prorocentrum scutellum*; o – *Scrippsiella acuminata*; p – *Ciliophora* gen. sp. (?*Vorticella* sp.)

F i g. 2. Phyto- and zooplankton found in the ballast water of the surveyed vessels (light microscope): a – *Chaetoceros affinis*; b – *Chaetoceros danicus*; c – *Coscinodiscus* sp.; d – *Ditylum brightwellii*; e – *Proboscia alata*; f – *Pseudo-nitzschia* sp.; g – *Skeletonema costatum*; h – *Sundstroemia setigera*; i – *Thalassionema nitzschoides*; j – *Thalassiosira* sp.; k – *Tripos furca*; l – *Prorocentrum compressum*; m – *Prorocentrum micans*; n – *Prorocentrum scutellum*; o – *Scrippsiella acuminata*; p – *Ciliophora* gen. sp. (?*Vorticella* sp.)

На борту остальных одиннадцати судов (4, 5, 7, 8, 10–15 и 18 – 58 % случаев) находились системы *BWTS* классов *NK-03-Blue-Ballast II Plus*, *HiBallast TM System HIB-2000-EX*, *HiBallast NF System*, *Erma First FIT-800*, *Pure Ballast 3:2*, *Blue Ocean Shield BOS 300*, *Gloen-1200 Patrol*, *Ex-Els-3000B 1:1*, *Erma First BWTS FIT-3000*, *Electro-Cleen System ECS-1350B*. В основу их работы легли следующие методы очистки: электролиз + нейтрализация, электролиз + фильтрация, электролиз + электрохлорирование, обработка ультрафиолетом + фильтрация, озонирование + нейтрализация. Эти системы справились с задачей обезвреживания балластных вод: содержание живых клеток фитопланктона в балластной воде составило от 4 до 963 кл./л, микрозоопланктона (инфузории – Ciliophora) – не превышало $6.20 \cdot 10^3$ кл./л, что соответствовало стандарту *D-2*: сброс менее 10 жизнеспособных организмов размером от 10 до 50 мкм/мл, то есть не более $1.00 \cdot 10^4$ тыс. кл./л. Следует отметить, что концентрация крупноклеточных (длиной более 50 мкм) видов фитопланктона (в основном диатомовых *Proboscia alata*, *Pseudosolenia calcar-avis* и *Ditylum brightwellii*), обнаруженных в балласте судов 10.12–17 (37 % случаев), составила от 2 до 312 кл./л (то есть от 2 до $3.1 \cdot 10^5$ кл./м³) и вышла за рамки требований стандарта *D-2*: сброс менее 10 жизнеспособных организмов размером более 50 мкм/м³. Поскольку ширина клеток этих видов водорослей не превышала 30 мкм, балласт судов, в котором они были обнаружены, можно назвать условно чистым.

Обсуждение

В опубликованной литературе, содержащей результаты анализа проб балластных вод и осадков, большинство исследований были проведены на сухогрузах [24]. Наше исследование основано на пробах фитопланктона, взятых в балластных танках 12 нефтяных танкеров и 7 сухогрузов.

Все обнаруженные в балластных водах виды одноклеточных¹⁰⁾ водорослей были ранее найдены в Черном море [25]. Однако обитающая в южной части Черного моря диатомовая *Sundstroemia setigera* не характерна для его северо-восточной части¹¹⁾. Хотя этот вид не токсичен, его можно отнести к разряду потенциально вредных: своими длинными и жесткими щетинками, находящимися на обоих концах клетки, он способен ранить жаберный аппарат анчоусовых (хамсы *Engraulis encrasicolus*), мелких сельдевых видов рыб (шпрота *Sprattus sprattus* (L.), Clupeiformes: Clupeidae) и тюльки – *Clupeonella cultriventris* (von Nordmann), Clupeiformes: Ehiravidae. Аналогичным образом диатомовые¹²⁾ *Chaetoceros convolutus* Castracane и *C. concavicornis* L.A. Mangin ранят жаберный аппарат других видов рыб [26–29].

Не определенные до вида таксоны из двух комплексов рода *Pseudonitzschia* (табл. 1), возможно, представляют собой наибольшую угрозу для экосистемы и здоровья человека. Они могут вызывать синдром амнезийного

¹⁰⁾ Phytoplankton Check List / Seventh Framework Programme. UP-GRADE BS-SCENE project, Work Package 9. Deliverable D 9-1-3 Annex A. Grant agreement No. 226592. 2010. 66 p.

¹¹⁾ Black Sea phytoplankton checklist / L. Boicenko [et al.]. 2014.

¹²⁾ Hasle G. R., Fryxell G. A. Taxonomy of diatoms // Manual on harmful marine microalgae. Paris : UNESCO, 1995. P. 339–364. (IOC Manual and Guides ; No. 33).

отравления морепродуктами (*amnesic shellfish poisoning*), кроме того, среди них есть потенциально токсичные, способные к выработке домоиковой кислоты. Из *Pseudo-nitzschia delicatissima* complex в Черном море найдены *P. delicatissima* и *P. prolongatoides* (Hasle) Hasle, из *P. pseudodelicatissima* complex – *P. inflatula* (Hasle) Hasle, из *Pseudo-nitzschia seriata* complex – *P. seriata* и *P. pungens*¹⁰⁾. Из них *P. delicatissima*, *P. pseudodelicatissima*, *P. pungens* и *P. seriata* потенциально токсичные.

Виды рода *Alexandrium* производят нейротоксины и токсины, вызывающие паралитическое отравление моллюсками (*paralytic shellfish poisoning*). В некоторых случаях они становятся причиной гибели рыб [30].

Инфузорий, по-видимому, следует считать одними из наиболее часто встречающихся зоофлагеллат, транспортируемых с балластными водами [2]. Например, при микроскопическом исследовании морского балласта, привезенного из Японии в штат Вашингтон (тихоокеанское побережье США), в половине проб осадков из танков были обнаружены живые инфузории размером 5–30 мкм; из осадков также был культивирован вид эвгленовых *Eutreptiella* sp. [31]. В целом простейшие являются доминирующим компонентом биоты балластных вод [32].

Таким образом, наши исследования показали, что не во всех случаях использования разных типов *BWTS* на борту судов, сбрасывавших балласт в порту Новороссийск, была достигнута 100 %-ная очистка балластных вод от живых организмов. Использование ряда балластных установок у 32 % исследуемых судов показало отличный результат (100 %-ная очистка балласта). Удовлетворяющий стандарту *D-2* результат очистки был отмечен еще у 58 % судов: их судовые установки не полностью обезвреживали балласт, но значительно снижали в нем численность жизнеспособных организмов. В 10 % всех исследованных случаев результат очистки балластных вод оставался неудовлетворительным (сохранялась высокая численность живых организмов в балластных водах).

Черное море входит в систему Средиземноморского бассейна и на протяжении последних 8–10 тыс. лет интенсивно обменивается водами со Средиземным морем, поэтому таксономические составы морской флоры и фауны этих двух водоемов имеют значительное сходство [4]. Процесс медитеранизации Черного моря за последние полвека существенно ускорился. Под медитеранизацией фауны понимают приобретение фауной Черного и Азовского морей средиземноморского облика в результате постоянного проникновения в воды этих морей средиземноморских видов животных. В биогеографическом контексте термин ввел И. И. Пузанов в 1960 г.¹³⁾ За период 1960–2010 гг. в северной и западной частях Черного моря было обнаружено более 100 новых видов растений и животных средиземноморского происхождения, 43 вида из которых успешно адаптировалась к новым условиям [5].

Поскольку большинство из исследованных нами судов (12 из 19) принимали балластные воды исключительно в акватории Средиземноморского бассейна (см. рис. 1), можно предположить сценарий относительно низкого риска. Однако следует учесть значительную долю судов, прибывших из портов

¹³⁾ Пузанов И. И. По нехоженому Крыму. Москва : Географгиз, 1960. 286 с.

Суэцкого залива (Красное море), побережья Тропической Западной Африки и Персидского залива (Индийский океан). Ожидается, что при проникновении в акваторию Черного моря вероятность вредного воздействия от живых организмов средиземноморского происхождения будет меньше, чем от видов, поступающих из других регионов Мирового океана. В этом контексте повышенные концентрации фитопланктона, транспортированного с балластными водами в порт Новороссийск из Суэцкого залива ($7.16 \cdot 10^3$ кл./л; судно 15) и Мавритании ($2.03 \cdot 10^3$ кл./л; судно 13), могут представлять умеренный риск. Однако без более детальных исследований видового состава и жизнеспособности клеток оценить реальную степень риска пока невозможно.

В целом предполагается, что из грузовых судов именно сухогрузы стран, экспортирующих сырье (древесину, зерно, сахар, уголь, железную руду), представляют наибольший риск, так как именно эта категория судов в течение 50 % времени находится в море с балластными водами и после доставки груза нуждается в полной замене его балластом [31]. Ранее было проведено детальное исследование фитопланктона, собранного с помощью 10-литрового батометра в балластных водах девяти судов в штате Северная Каролина (атлантическое побережье США) с последующим фильтрованием через набор сит (333, 62 и 33 мкм) и культивированием. В результате этого исследования в морском балласте удалось обнаружить 342 вида микроводорослей: в основном синезеленых, динофлагеллят, диатомовых и зеленых [33]. Это количество значительно превышает число видов, найденное другими авторами, что позволяет предположить, что в какой-либо момент времени на всей планете суда переносят тысячи видов фитопланктона. Таким образом, большинство опубликованных результатов исследований фитопланктона балластных вод не дают реальной картины риска, связанного с заносом микроводорослей-вселенцев в новые регионы. Кроме того, не следует забывать о роли внутри-региональных морских перевозок в распространении видов-вселенцев [34].

В балластных водах судов в Европейском регионе зеленые и синезеленые водоросли также были обычным компонентом биоты [2], хотя в наших пробах они не были найдены. Этот факт, вероятно, связан с полным или почти полным отсутствием крупных рек в местах забора морского балласта. Следует отметить, что эти две таксономические группы наиболее характерны для пресноводных водоемов.

Считаем, что продолжение контроля биологического разнообразия балластных вод с целью оценки эффективности применения различных типов *BWTS* для обезвреживания балласта является одним из приоритетных направлений в сфере прикладных научных исследований РАН и Министерства транспорта Российской Федерации. Однако без знания местного биоразнообразия, что относится к области фундаментальных исследований, невозможно отделить инвазивные виды от местных обитателей.

Заключение

Биологическое загрязнение является одной из важнейших в списке проблем антропогенного влияния на экосистемы Мирового океана. С целью снижения экологических, эпидемиологических и других нагрузок на водную среду, вызванных сбросом неочищенных балластных вод с судов, Международная морская организация обязала весь торговый флот с 2004 г. следовать

стандарту *D-1* в акватории водоема-реципиента, а с 2017 г. все новые суда должны соответствовать стандарту *D-2*, который предусматривает наличие на судах установки обработки балластных вод (*BWTS*). В обязательных постановлениях по морскому порту Новороссийск допускается сброс балласта с применением стандартов *D-1* и *D-2*. В статье впервые для российских вод приводятся результаты исследования качества очистки судового балласта от одноклеточных планктонных организмов с помощью *BWTS* на судах, заходивших в порт Новороссийск.

Исследования балластных вод были проведены на 19 судах (12 нефтяных танкеров и 7 сухогрузов), заходивших в морской порт Новороссийск под погрузку с октября 2022 г. по март 2023 г. Суда принимали балласт в портах следующих стран: Румыния (Черное море), Турция, Греция, Италия и Тунис (страны Средиземного моря), Мавритании (тропическая западная Африка), Египта (Суэцкий залив Красного моря, Индийский океан) и Ирана (Персидский залив, Индийский океан). На наш взгляд, наибольший риск заноса с балластными водами вредных организмов в экосистему Черного моря представляют суда, прибывшие из более отдаленных портов из наиболее теплых вод: акватории Красного моря, прибрежных вод Тропической Западной Африки и Индийского океана.

В пробах исследованного судового балласта было обнаружено 20 видов планктонных водорослей. Наибольшим видовым богатством отличались диатомовые (13 видов) и динофлагелляты (6 видов). Кроме того, были обнаружены инфузории *Amphorellopsis acuta*, *Euplotes* sp. и *Vorticella* sp. Все обнаруженные в балластных водах виды одноклеточных организмов обычны для Черного моря. Среди них обнаружены и потенциально опасные представители диатомовых и динофитовых. Общая численность жизнеспособных водорослей в каждой пробе исследуемого балласта варьировала от 0 до $1.19 \cdot 10^6$ кл./л. Общая численность живых организмов микрозоопланктона (инфузорий) колебалась от 0 до $6.20 \cdot 10^3$ кл./л.

В балластных водах шести судов (32 % всех случаев) отсутствовали живые организмы (100 % очистка балласта). Эти суда использовали системы *BWTS* типов: *HMT-1500-EX*, *HMT-800*, *HiBallast BWMS-HUB-1000-EX*, *BalClor BC-2000*, *Ecochlor Series 200*, *Ecochlor Inc./Et-5000-4.0 Series 200*. Конструкция этих систем основана на следующих методах очистки: электрокатализе, электролизе + фильтрации, хлорировании + фильтрации, электрохлорировании + нейтрализации.

Системы *DESMI CompactClean CC-500* (обработка ультрафиолетом + фильтрация) и *Pureballast 3.2 1500 EX* (только обработка ультрафиолетом), установленные на двух судах (10 % всех случаев), прибывших из Мраморного (порт Тузла, Турция) и Эгейского морей (порт Измир, Турция), не справились с очисткой морского балласта. Численность микроводорослей ($1.21 \cdot 10^4$ и $1.19 \cdot 10^6$ кл./л соответственно) в их балласте превышала установленные стандартом *D-2* допустимые концентрации живых организмов.

Системы 11 из 19 судов (58 % случаев) справились с задачей обезвреживания балластных вод: содержание живых клеток фито- и микрозоопланктона в их балласте соответствовало стандарту *D-2*. Это *BWTS* классов *NK-03-Blue-Ballast II Plus*, *HiBallast TM System HIB-2000-EX*, *HiBallast NF System*, *Erma First FIT 800*, *Pure Ballast 3:2*, *Blue Ocean Shield BOS 300*, *Gloen-1200 Patrol*,

Ex-Els-3000B 1:1, Erma First BWTS FIT-3000, Electro-Cleen System ECS-1350B. Эти системы используют следующие методы очистки: электролиз + нейтрализация, электролиз + фильтрация, электролиз + электрохлорирование, обработка ультрафиолетом + фильтрация, озонирование + нейтрализация.

Таким образом, проведенные исследования показали, что использование разных типов *BWTS* на борту судов не всегда обеспечивает 100%-ную очистку балластных вод от живых организмов. Поэтому продолжение исследований и биологического контроля балластных вод с целью оценки эффективности применения различных типов *BWTS* для обезвреживания балласта, а также мониторинг местного биоразнообразия являются ключевыми задачами для минимизации возможного биологического загрязнения акватории Черного моря.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Carlton J. T.* The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans // *Invasive species and biodiversity management* / Edited by O. T. Sandlund, P. J. Schei, A. Viken. Dordrecht, the Netherlands : Kluwer Academic Publishers, 1999. P. 195–212. doi:10.1007/978-94-011-4523-7_13
2. *Life in ballast tanks* / S. Gollasch [et al.] // *Invasive aquatic species in Europe. Distribution, impacts and management* / Edited by E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 217–231. doi:10.1007/978-94-015-9956-6_23
3. *Carlton J. T.* Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water // *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*. 1985. Vol. 23. P. 313–371.
4. *Сорокин Ю. И.* Черное море: природа, ресурсы. Москва : Наука, 1982. 217 с.
5. Увеличение числа находок средиземноморских видов в Черном море / Т. А. Шиганова [и др.] // *Российский журнал биологических инвазий*. 2012. Т. 3. С. 61–99. EDN RTHZUB.
6. *Шаловенков Н. Н.* Тенденции вселения чужеродных видов зообентоса в Черное море // *Российский журнал биологических инвазий*. 2020. Т. 1. С. 72–80. EDN BPCRNV.
7. The Black Sea – a recipient, donor and transit area for alien species / M.-T. Gomoiu [et al.] // *Invasive aquatic species in Europe. Distribution, impacts and management* / Edited by E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 341–350. doi:10.1007/978-94-015-9956-6_23
8. *Звягинцев А. Ю., Гук Ю. Г.* Оценка экологических рисков, возникающих в результате биоинвазий в морские прибрежные экосистемы Приморского края (на примере морского обрастания и балластных вод) // *Известия ТИНРО*. 2006. Т. 145. С. 3–38. EDN HYZDBT.
9. *Gomoiu M. T.* Impacts of naval transport development on marine ecosystems and invasive species // *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 2001. Vol. 2, iss. 2. P. 475–481.
10. Microalgal spores in ship's ballast water: a danger to aquaculture / G. M. Hallegraeff // *Toxic marine phytoplankton* / Edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler, D. M. Anderson. New York ; Amsterdam ; London : Elsevier Science Publishing Co., 1990. P. 475–480.
11. *Hallegraeff G. M., Bolch C. J.* Transport of dinoflagellate cysts in ship's ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture // *Journal of Plankton Research*. 1992. Vol. 14, iss. 8. P. 1067–1084. doi:10.1093/plankt/14.8.1067
12. *Козлов Д. Н.* К вопросу очистки балластных вод от биологических загрязнений на судах рыболовного флота // *Проблемы развития корабельного вооружения и судового радиоэлектронного оборудования*. 2013. № 2. С. 112–123. EDN SGYNVR.

13. *Bolch C. J., Hallegraeff G. M.* Chemical and physical options to kill toxic dinoflagellate cysts in ships' ballast water // *Journal of Marine Environmental Engineering*. 1993. Vol. 1. P. 23–29.
14. *Rigby G., Hallegraeff G.* Ballast water controls to minimise the translocation and establishment of toxic marine phytoplankton – what progress have we made and where are we going? // *Harmful and toxic algal blooms : proceedings of the Seventh International Conference on Toxic Phytoplankton*, Sendai, Japan, 12–16 July 1995. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 1996. P. 169–176.
15. *Satir T.* Ballast water treatment systems: design, regulations, and selection under the choice varying priorities // *Environmental Science and Pollution Research*. 2014. Vol. 21. P. 10686–10695. doi:10.1007/s11356-014-3087-1
16. Effect of a ballast water treatment system on survivorship of natural populations of marine plankton / T. F. Sutherland [et al.] // *Marine Ecology Progress Series*. 2001. Vol. 210. P. 139–148. doi:10.3354/meps210139
17. *Hallegraeff G. M.* Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast management strategies // *Marine Ecology Progress Series*. 1998. Vol. 168. P. 297–309. doi:10.3354/meps168297
18. *Болтачева Н. А., Лисицкая Е. В., Подзорова Д. В.* Распространение полихет-вселенцев в биотопах северной части Черного моря // *Российский журнал биологических инвазий*. 2020. № 4. С. 15–33. EDN ZLJJFT.
19. *Ясакова О. Н.* Состояние планктонного альгоценоза северо-восточного шельфа Черного моря в период 2015–2019 гг. // *Наука Юга России*. 2020. Т. 16, № 4. С. 39–50. EDN RWJYR. doi:10.7868/S25000640200405
20. *Yasakova O. N.* New species of phytoplankton in the northeastern part of the Black Sea // *Russian Journal of Biological Invasions*. 2011. Vol. 2, iss. 1. P. 65–69. doi:10.1134/S2075111711010103
21. *Матишов Г. Г., Селифонова Ж. П.* Опыт контроля балластных вод коммерческих судов в порту Новороссийск // *Вестник Южного Научного Центра РАН*. 2006. Т. 2, № 3. С. 58–62. EDN KVYTHD. doi:10.23885/1813-4289-2006-2-3-58-62
22. *Звягинцев А. Ю., Селифонова Ж. П.* Исследования балластных вод коммерческих судов в морских портах России // *Российский журнал биологических инвазий*. 2008. Т. 2. С. 22–33. EDN PWCNXJ.
23. О результатах мониторинговых исследований балластных вод и данных идентификации штаммов вибрионов, выделенных в ходе исследований судов в российских морских портах в 2018 году / С. Ю. Водяницкая [и др.] // *Журнал микробиологии, эпидемиологии и иммунобиологии*. 2020. Т. 97, № 1. С. 55–61. EDN HOXMLH. doi:10.36233/0372-9311-2020-97-1-55-61
24. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species / R. J. Williams [et al.] // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 1988. Vol. 26, iss. 4. P. 409–420. doi:10.1016/0272-7714(88)90021-2
25. Revision of the dinoflagellate species composition of the Black Sea / A. F. Krakhmalnyi [et al.] // *Algology*. 2018. Vol. 28, iss. 4. P. 428–448. doi:10.15407/alg28.04.428
26. *Bell G. R.* Penetration of spines from a marine diatom into the gill tissue of lingcod (*Ophiodon elongatus*) // *Nature*. 1961. Vol. 192. P. 279–280. doi:10.1038/192279b0
27. *Albright L. J., Yang C. Z., Johnson S.* Sub-lethal concentrations of the harmful diatoms, *Chaetoceros concavicornis* and *C. convolutus*, increase mortality rates of penned Pacific salmon // *Aquaculture*. 1993. Vol. 117, iss. 3–4. P. 215–225. doi:10.1016/0044-8486(93)90321-O

28. Yang S. Z., Albright L. J. Effects of the harmful diatom *Chaetoceros concavicornis* on respiration of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* // Diseases of Aquatic Organisms. 1992. Vol. 14. P. 105–114.
29. Dickman M., Zhang F. Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico, to Hong Kong, China // Marine Ecology Progress Series. 1999. Vol. 176. P. 253–262. doi:10.3354/meps176253
30. Ясакова О. Н. Сезонная динамика потенциально токсичных и вредоносных видов планктонных водорослей в Новороссийской бухте (Черное море) // Биология моря. 2013. Т. 39, № 2. С. 98–105. EDN QAYUQX.
31. Kelly J. M. Ballast water and sediments as mechanisms for unwanted species introductions into Washington State // Journal of Shellfish Research. 1993. Vol. 12, iss. 2. P. 405–410.
32. Hülsmann N., Galil B. S. Protists – a dominant component of the ballast-transported biota // Invasive Aquatic Species in Europe. Distribution, Impacts and Management / Edited by E. Leppäkoski, S. Gollasch, S. Olenin. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 20–26. doi:10.1007/978-94-015-9956-6
33. McCarthey H. P., Crowder L. B. An overlooked scale of global transport: phytoplankton richness in ships' ballast water // Biological Invasions. 2000. Vol. 2. P. 321–322. doi:10.1023/A:1011418432256
34. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport / K. Wasson [et al.] // Biological Conservation. 2001. Vol. 102. P. 143–153. doi:10.1016/S0006-3207(01)00098-2

Поступила 16.06.2023 г.; одобрена после рецензирования 13.07.2023 г.; принята к публикации 11.10.2023 г.; опубликована 20.12.2023 г.

Об авторах:

Ясакова Ольга Николаевна, старший научный сотрудник, Южный научный центр РАН (344006, Россия, Ростов-на-Дону, ул. Чехова, 41), кандидат биологических наук, **ORCID ID: 0000-0002-0728-6836**, yasak71@mail.ru

Зуйков Олег Тихонович, заместитель руководителя, Федеральное государственное бюджетное учреждение «Администрация морских портов Черного моря» (353925, Россия, Новороссийск, ул. Хворостянского, 2), кандидат технических наук, **ORCID ID: 0009-0002-5130-2570**, oleg@ampnovo.ru

Окологдов Юрий Борисович, исследователь, Институт морских и рыбохозяйственных наук, Университет Веракрус (Mar Mediterráneo 314, Fracc. Costa Verde, Boca del Río, Veracruz, Mexico), доктор биологических наук, **ORCID ID: 0000-0003-3421-3429**, yuriokolodkov@yahoo.com

Заявленный вклад авторов:

Ясакова Ольга Николаевна – проведение исследования, обработка проб морского балласта, описание результатов исследования, качественный анализ результатов и их интерпретация

Зуйков Олег Тихонович – разработка концепции, формулировка и постановка задачи исследования, проведение критического анализа материалов, связанных с технической стороной исследования

Окологдов Юрий Борисович – анализ результатов и их интерпретация, подготовка графических материалов, редактирование рукописи

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

<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.....3.....	22
<i>Бондаренко А. В., Рябушко Л. И., Благинина А. А.</i> Подвержены ли биообращению синтетические медицинские маски в морской воде?.....3.....	114
<i>Буфетова М. В., Егоров В. Н.</i> Загрязнение свинцом воды и донных отложений Таганрогского залива и открытой части Азовского моря в 1991–2020 годах.....2.....	105
<i>Вареник А. В., Мыслина М. А., Тарасевич Д. В.</i> Атмосферное поступление силикатов в Крыму и факторы, влияющие на него1.....	77
<i>Вялова О. Ю.</i> Метаболический отклик культивируемых двустворчатых моллюсков на закисление Черного моря4.....	73
<i>Гайский П. В., Козлов И. Е.</i> Термопрофилемер для измерения вертикального распределения температуры в верхнем 100-метровом слое моря и его испытания в Арктическом бассейне1.....	137
<i>Горячкин Ю. Н., Долотов В. В.</i> Динамика аккумулятивных берегов юго-западного Крыма.....3.....	55
<i>Гуров К. И.</i> Гранулометрический состав наносов береговой зоны бухты Коктебель (Крым)4.....	34
<i>Гурова Ю. С., Якушев Е. В., Березина А. В., Новиков М. О., Гуров К. И., Орехова Н. А.</i> Численное моделирование динамики окислительно-восстановительных условий на границе вода – донные отложения в Севастопольской бухте.....2.....	71
<i>Долотов В. В., Удовик В. Ф.</i> Программный инструмент оперативной подготовки данных для оценки структуры вдольбереговых потоков наносов в прибрежной зоне моря4.....	46
<i>Дьяков Н. Н., Мальченко Ю. А., Липченко А. Е.</i> Гидролого-гидрохимический режим гиперсоленого озера Кояшского (Керченский полуостров).....2.....	21
<i>Ефимов В. В., Яровая Д. А., Барабанов В. С.</i> Численное моделирование апвеллинга у Южного берега Крыма 24–25 сентября 2013 года.....1.....	6
<i>Ефремова Т. В., Горячкин Ю. Н.</i> Морфодинамика севастопольских бухт под воздействием антропогенной деятельности.....1.....	31
<i>Кочергин В. С., Кочергин С. В.</i> Вариационная идентификация начального поля концентрации хлорофилла <i>a</i> в модели переноса по данным дистанционного зондирования2.....	61
<i>Крыленко В. В., Крыленко М. В., Крыленко Д. В.</i> Палеолитодинамические предпосылки накопления материала современного аккумулятивного тела Анапской пересыпи (Кавказское побережье Черного моря)4.....	19
<i>Кузнецов А. С.</i> Спектральные характеристики изменчивости ветра в прибрежной зоне Южного берега Крыма в 1997–2006 годах.....2.....	6
<i>Лемешко Е. Е.</i> Межгодовая изменчивость режимов циркуляции вод Северного Ледовитого океана1.....	48

Лисицкая Е. В., Болтачева Н. А. Таксономический состав многощетинковых червей района мидийно-устричной фермы (Черное море, Севастополь).....	1.....	113
Ломакин П. Д., Завьялов Д. Д. Поле концентрации окрашенного растворенного органического вещества и его связь с соленостью в открытых водах Азовского моря	1.....	104
Ломакин П. Д., Рябцев Ю. Н. Исследование распространения сточных вод у Гераклейского полуострова (Крым) в ситуации апвеллинга на основе экспедиционных данных и численного моделирования.....	2.....	49
Малахова Л. В., Карпова Е. П., Белогурова Р. Е., Губанов В. В., Прокопов Г. А., Чеснокова И. И., Куришаков С. В., Статкевич С. В., Шавриев Д. Г., Овечко С. В. Хлорорганические ксенобиотики в экосистеме реки Салгир: содержание, распределение, экологический риск	4.....	116
Мезенцева И. В., Совга Е. Е., Хмара Т. В. Самоочистительная способность экосистем Севастопольской бухты в отношении неорганических форм азота и фосфора в период с 2012 по 2020 год	4.....	101
Морозов А. Н., Маньковская Е. В. Пространственно-временная изменчивость гидрофизических параметров вод северной части Черного моря по данным измерений 2021 года	4.....	6
Неврова Е. Л., Петров А. Н., Мороз Н. А., Касьянов А. Б. Экспериментальное изучение воздействия ультразвука на микроперифитон искусственных субстратов с целью защиты от биопомех систем технического водоснабжения атомных электростанций.....	3.....	98
Новицкая В. П., Лемешко Е. М., Белокопытов В. Н. Оценка изменчивости стерического уровня Черного моря: новые подходы и перспективы использования спутниковой информации.....	3.....	6
Панкеева Т. В., Миронова Н. В., Пархоменко А. В. Подходы к формированию экологического каркаса западного побережья Севастополя	3.....	71
Подольская М. С., Ткачук А. А., Андреева А. Ю., Кладченко Е. С., Челебиева Э. С., Мосунов А. А. Влияние бикомпонентных наночастиц ZnO-ZnFe ₂ O ₄ на гемоциты средиземноморской мидии (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) в условиях эксперимента <i>in vitro</i>	1.....	124
Рябушко В. И., Щуров С. В., Ковригина Н. П., Чепыженко А. И. Гидролого-гидрохимический режим вод озера Донузлав (Западный Крым, Черное море) по результатам экспедиций 2019 года.....	1.....	91
Серебряный А. Н., Денисов Д. М., Химченко Е. Е. Автономный измеритель внутренних волн на базе измерительных преобразователей температуры для исследований на шельфе	2.....	134
Слепчук К. А., Хмара Т. В. Зимний пик цветения фитопланктона в Севастопольской бухте по результатам численного моделирования.....	2.....	91
Совга Е. Е., Котельянец Е. А. Влияние содержания органического вещества в донных отложениях акваторий Крыма с интенсивным водообменом на накопление цинка, хрома и никеля	1.....	65
Соловьева Н. В. Влияние внутригодовой динамики компонентов экосистемы на экологический риск: модельные оценки.....	3.....	86

<i>Соловьёва О. В., Тихонова Е. А.</i> Первые данные об углеводородном составе воды, донных отложений Северо-Крымского канала и почв прилегающих сельскохозяйственных угодий.....	2.....	120
<i>Соловьёва О. В., Тихонова Е. А., Ткаченко Ю. С., Нгуен Чонг Хиен</i> Углеводородный состав воды и взвеси реки Хамлуонг (Юго-Восточная Азия)	3.....	129
<i>Филиппова Т. А., Васечкина Е. Ф.</i> Имитационная модель роста устрицы <i>Ostrea edulis</i> L. в условиях культивирования.....	4.....	87
<i>Цыганова М. В., Лемешко Е. М., Рябцев Ю. Н.</i> Влияние апвеллинга на развитие речного плюма в прибрежной зоне северо-западного шельфа Черного моря на основе численного моделирования	1.....	20
<i>Чикин А. Л., Клещенков А. В., Чикина Л. Г.</i> Моделирование проникновения соленых вод в основные рукава дельты Дона в зависимости от ветровой ситуации	4.....	56
<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	3.....	40
<i>Ясакова О. Н., Зуйков О. Т., Околотков Ю. Б.</i> Эффективность применения систем обработки балластных вод на судах, заходящих в морской порт Новороссийск, Черное море	4.....	134

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 Е. Ф. Васечкина

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 29.11.2023 г. Дата выхода в свет 25.12.2023 г. Формат 70 × 108¹/₁₆.

Цифровая печать. Усл. печ. л. 6,4. Усл. кр.-отт. 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