

ISSN 2499-9768 print

**МОРСКОЙ
БИОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**
MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

**Том 10 № 2
2025**

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

Журнал включён в перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК Российской Федерации, а также в базу данных Russian Science Citation Index (RSCI).

Журнал реферируется международной библиографической и реферативной базой данных Scopus (Elsevier), международной информационной системой по водным наукам и рыболовству ASFA (ProQuest), Всероссийским институтом научно-технической информации (ВИНИТИ), а также Российским индексом научного цитирования (РИНЦ) на базе Научной электронной библиотеки elibrary.ru. Все материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование.

Редакционная коллегия

Главный редактор

Егоров В. Н., акад. РАН, д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Заместитель главного редактора

Солдатов А. А., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Ответственный секретарь

Корнийчук Ю. М., к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Адрианов А. В., акад. РАН, д. б. н., проф.,
ННЦМБ ДВО РАН

Азовский А. И., д. б. н., проф., МГУ

Васильева Е. Д., д. б. н., МГУ

Генкал С. И., д. б. н., проф., ИБВВ РАН

Денисенко С. Г., д. б. н., проф., ЗИН РАН

Довгаль И. В., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Зуев Г. В., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Коновалов С. К., чл.-корр. РАН, д. г. н., ФИЦ МГИ

Мильчакова Н. А., к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Неврова Е. Л., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Празукин А. В., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Руднева И. И., д. б. н., проф., ФИЦ МГИ

Рябушко В. И., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Самышев Э. З., д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Санжарова Н. И., чл.-корр. РАН, д. б. н., ВНИИРАЭ

Совга Е. Е., д. г. н., проф., ФИЦ МГИ

Стельмах Л. В., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Трапезников А. В., д. б. н., ИЭРиЖ УрО РАН

Фесенко С. В., д. б. н., проф., ВНИИРАЭ

Arvanitidis Chr., D. Sc., HCMR, Greece

Bat L., D. Sc., Prof., Sinop University, Turkey

Ben Souissi J., D. Sc., Prof., INAT, Tunis

Kociolek J. P., D. Sc., Prof., CU, USA

Magni P., PhD, CNR-IAS, Italy

Moncheva S., D. Sc., Prof., IO BAS, Bulgaria

Pešić V., D. Sc., Prof., University of Montenegro,
Montenegro

Zaharia T., D. Sc., NIMRD, Romania

Адрес учредителя, издателя и редакции:

ФИЦ «Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН».

Пр-т Нахимова, 2, Севастополь, 299011, РФ.

Тел.: +7 8692 54-41-10. E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

Сайт журнала: <https://marine-biology.ru>.

Адрес соиздателя:

Зоологический институт РАН.

Университетская наб., 1, Санкт-Петербург, 199034, РФ.

Editorial Board

Editor-in-Chief

Egorov V. N., Acad. of RAS, D. Sc., Prof., IBSS, Russia

Assistant Editor

Soldatov A. A., D. Sc., Prof., IBSS, Russia

Managing Editor

Korneychuk Yu. M., PhD, IBSS, Russia

Adrianov A. V., Acad. of RAS, D. Sc., Prof.,
NSCMB FEB RAS, Russia

Arvanitidis Chr., D. Sc., HCMR, Greece

Azovsky A. I., D. Sc., Prof., MSU, Russia

Bat L., D. Sc., Prof., Sinop University, Turkey

Ben Souissi J., D. Sc., Prof., INAT, Tunis

Denisenko S. G., D. Sc., ZIN, Russia

Dovgal I. V., D. Sc., Prof., IBSS, Russia

Fesenko S. V., D. Sc., Prof., RIRAE, Russia

Genkal S. I., D. Sc., Prof., IBIW RAS, Russia

Kociolek J. P., D. Sc., Prof., CU, USA

Kononov S. K., Corr. Member of RAS, D. Sc., Prof.,
MHI RAS, Russia

Magni P., PhD, CNR-IAS, Italy

Milchakova N. A., PhD, IBSS, Russia

Moncheva S., D. Sc., Prof., IO BAS, Bulgaria

Nevrova E. L., D. Sc., IBSS, Russia

Pešić V., D. Sc., Prof., University of Montenegro, Montenegro

Prazukin A. V., D. Sc., IBSS, Russia

Rudneva I. I., D. Sc., Prof., MHI RAS, Russia

Ryabushko V. I., D. Sc., IBSS, Russia

Samyshev E. Z., D. Sc., Prof., IBSS, Russia

Sanzharova N. I., Corr. Member of RAS, D. Sc., RIRAE, Russia

Sovga E. E., D. Sc., Prof., MHI RAS, Russia

Stelmakh L. V., D. Sc., IBSS, Russia

Trapeznikov A. V., D. Sc., IPAE UB RAS, Russia

Vasil'eva E. D., D. Sc., MSU, Russia

Zaharia T., D. Sc., NIMRD, Romania

Zuyev G. V., D. Sc., Prof., IBSS, Russia

Founder, Publisher, and Editorial Office address:

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

2 Nakhimov ave., Sevastopol, 299011, Russia.

Тел.: +7 8692 54-41-10. E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

Journal website: <https://marine-biology.ru>.

Co-publisher address:

Zoological Institute Russian Academy of Sciences.

1 Universitetskaya emb., Saint Petersburg, 199034, Russia.

ЗООЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ РАН
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ ИМЕНИ А. О. КОВАЛЕВСКОГО РАН

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2025 Том 10 № 2

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Научные сообщения

- Егоров В. Н., Мильчакова Н. А., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г.
Макрофитоценозы как биогеохимические барьеры гиперэвтрофикации вод
минеральным фосфором в акваториях Юго-Западного Крыма 3–17
- Карпова А. А., Фадеева Н. П.
Межгодовые изменения структуры мейобентоса
песчаного мелководья бухты Триозерье (Японское море) 18–33
- Колючкина Г. А., Любимов И. В., Данилова Н. А.
Таксоценоз моллюсков рыхлых грунтов прибрежной зоны
северо-восточного сектора Чёрного моря в начале XXI века 34–60
- Корнийчук Ю. М.
О находке трематод *Helicometra fasciata* (Rud., 1819) sensu lato
у черноморского морского кота *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) 61–66
- Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А.
Состав и структура макрофитобентоса у побережья памятника природы
«Кучук-Ламбатский каменный хаос» (Крым, Чёрное море) 67–86
- Сергеева Н. Г., Аникеева О. В.
Cephalogullmia caudata gen. nov., sp. nov. (Rhizaria, Foraminifera) —
моноталамусная фораминифера из Японского моря (in Eng.) 87–94
- Чернова Е. Н., Коженкова С. И.
Оценка загрязнения тяжёлыми металлами прибрежных вод полуострова Муравьёва-Амурского
с использованием водорослей-биоиндикаторов 95–110

Хроника и информация

- Академику РАН Виктору Николаевичу Егорову 85 лет 111–113
- Памяти Нелли Григорьевны Сергеевой (20.11.1940 – 02.02.2025) 114–115
- Памяти Николая Ивановича Бобко (19.08.1951 – 11.03.2025) 116–118

ZOOLOGICAL INSTITUTE OF RAS
A. O. KOVALEVSKY INSTITUTE OF BIOLOGY OF THE SOUTHERN SEAS OF RAS

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2025 Vol. 10 No. 2

Established in February 2016

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year

CONTENTS

Scientific communications

Egorov V., Milchakova N., Bobko N., and Marchenko Yu.

Macrophytocenoses as biogeochemical barriers to water hypereutrophication
by mineral phosphorus off the Southwestern Crimea (in Russ.) 3–17

Karpova A. and Fadeeva N.

Interannual changes in the structure of meiobenthos
in sandy shallows of the Triozerye Bay (Sea of Japan) (in Russ.) 18–33

Kolyuchkina G., Lyubimov I., and Danilova N.

Taxocene of molluscs of coastal soft sediments in the northeastern sector of the Black Sea
at the beginning of the XXI century (in Russ.) 34–60

Kornyuchuk Yu.

Find of a trematode *Helicometra fasciata* (Rud., 1819) sensu lato
from the Black Sea common stingray *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) (in Russ.) 61–66

Sadogurskiy S., Belich T., and Sadogurskaya S.

Composition and structure of macrophytobenthos off the coast of the natural monument
Kuchuk-Lambat Stone Chaos (Crimea, Black Sea) (in Russ.) 67–86

Sergeeva N. and Anikeeva O.

Cephalogullmia caudata gen. nov., sp. nov. (Rhizaria, Foraminifera),
a monothalamous foraminifera from the Sea of Japan 87–94

Chernova E. and Kozhenkova S.

Assessment of heavy metal pollution of coastal waters off the Muravyov-Amursky Peninsula
using algae as bioindicators (in Russ.) 95–110

Chronicle and information

On the 85th anniversary of Victor Egorov, Academician of RAS (in Russ.) 111–113

In memoriam: Nelli Sergeeva (20.11.1940 – 02.02.2025) (in Russ.) 114–115

In memoriam: Nikolay Bobko (19.08.1951 – 11.03.2025) (in Russ.) 116–118

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

**МАКРОФИТОЦЕНОЗЫ КАК БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ БАРЬЕРЫ
ГИПЕРЭВТРОФИКАЦИИ ВОД МИНЕРАЛЬНЫМ ФОСФОРОМ
В АКВАТОРИЯХ ЮГО-ЗАПАДНОГО КРЫМА**

© 2025 г. В. Н. Егоров, Н. А. Мильчакова, Н. И. Бобко, Ю. Г. Марченко
ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: egorov@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 30.07.2024; после доработки 16.01.2025;
принята к публикации 20.03.2025.

Цель работы заключалась в изучении особенностей концентрирования минерального фосфора занесёнными в Красную книгу Республики Крым бурыми водорослями *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* и в оценке роли макрофитобентоса прибрежной экосистемы Юго-Западного Крыма в создании биогеохимических барьеров, регулирующих конкурентные отношения продуцентов за биогенные элементы. Определено, что *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* концентрируют минеральный фосфор до уровней 170,0–377,1 мг·кг⁻¹, в среднем (224,7 ± 55,7) мг·кг⁻¹ сухой массы, с коэффициентами накопления 15 454–92 244 единицы, в среднем (35 300 ± 27 800). По новой номенклатуре семейства Sargassaceae Kützinger, эти виды водорослей входят в состав эрикариевого фитоценоза *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* (*Ericaria* sp.). В целом бурые водоросли прибрежных биотопов поглощают и задерживают свыше 80 % объёма минеральных форм фосфора, содержащихся в водной среде, и ежедневно возвращают в неё лишь до 16 % его максимально поглощаемого потока, что является значимым фактором кондиционирования биогенного состава вод.

Ключевые слова: биогенные элементы, макрофитобентос, пул минерального фосфора в воде и водорослях, Юго-Западный Крым, Чёрное море

По мнению специалистов в области охраны природы, избыточное поступление биогенных элементов обусловило гиперэвтрофикацию и снижение качества вод Чёрного моря. Особенно это коснулось его прибрежных акваторий. Негативное воздействие гиперэвтрофикации на экосистему моря привело к цветению фитопланктона, гипоксии и заморным явлениям, вспышкам развития синезелёных микроорганизмов и желетелого планктона, снижению прозрачности вод, увеличению потоков органического вещества из зоны фотосинтеза и изменению баланса основных трофических цепей [Губанов и др., 2004; Зайцев и др., 1989; Иванов и др., 2006; Куфтаркова и др., 2006; Юнёв и др., 2019; Fiori et al., 2016; Mee, 1992; Oguz, Gilbert, 2007]. При снижении хозяйственной деятельности в регионе в 1990-х гг. возврата экосистемы Чёрного моря к состоянию до начала гиперэвтрофикации не произошло [Юнёв и др., 2019; Slepchuk et al., 2017]. Современные работы в области деэвтрофикации акваторий направлены на повышение стандартов недопущения загрязнения морской среды антропогенными органическими соединениями и биогенными элементами. Из актуальных направлений исследований в этой области, связанных с использованием макрофитов для снижения первичной продукции фитопланктона, можно отметить следующие:

- 1) разработку технологий безопасного вмешательства в процессы функционирования природных экосистем и изъятия из них избыточных количеств биогенных элементов [Комплексная адаптация цистозеры, 1985];
- 2) создание геохимических барьеров на биопозитивных поверхностях, снижающих доступность биогенных элементов для первичных продукционных процессов [Александров, 2008];
- 3) обоснование методов нормирования предельно допустимых потоков загрязнения морской среды по биогеохимическим критериям [Егоров, 2019; Поликарпов, Егоров, 1986; Egorov, 2021].

Проблемы сохранения экологического состояния морских природных комплексов особенно актуальны для Юго-Западного Крыма, который, по данным Международного союза охраны природы, является одним из центров биоразнообразия Европы и традиционным рекреационным и туристическим объектом [Морские охраняемые акватории Крыма, 2015]. В связи с этим в прибрежной зоне Крыма создана 31 особо охраняемая природная территория (далее — ООПТ), на которой законодательно ограничена хозяйственная деятельность.

Интерес к самоочищению вод в результате воздействия природных биогеохимических процессов привёл к созданию полуэмпирической теории минерального обмена гидробионтов [Поликарпов, Егоров, 1986] и к разработке теории радиационного и химического гомеостаза морских экосистем [Егоров, 2019; Egorov, 2021]. Применение балансовых методов математического моделирования с учётом биогеохимических механизмов взаимодействий в экосистемах подтвердило справедливость гипотезы академика В. И. Вернадского о том, что в процессе воспроизводства живого и косного вещества воспроизводятся и условия его обитания [Вернадский, 1965]. Это открыло путь к разработке методов нормирования предельно допустимых потоков антропогенного воздействия по биогеохимическим критериям, базирующимся на показателях экологической ёмкости [Поликарпов, Егоров, 1981] и ассимиляционной способности [Егоров, 2019; Израэль, Цыбань, 1983; Egorov, 2021] морских экосистем.

Установлено, что концентрация практически всех химических веществ в живых и косных компонентах экосистем зависит от их удельного содержания в воде [Поликарпов, 1964]. Концентрационные функции гидробионтов связаны с физико-химическими формами поглощаемых веществ, с сорбционными, метаболическими и трофическими взаимодействиями, а также с порядком реакций их минерального и энергетического обмена. Эти взаимодействия в целом регулируются закономерностями минерализации вод, законами Стокса, Фрейндлиха, Ленгмюра, Моно и Михаэлиса — Ментен, а также энергетическими аспектами трофодинамики [Поликарпов, Егоров, 1986; Поповичев, Егоров, 2009]. Из литературы известно, что основными биогенными элементами, лимитирующими первичную продукцию, являются азот и фосфор [Redfield, 1958]. По современным представлениям [Зилов, 2009], для каждого первичного образования органического вещества массой 1000 г требуется 80 г углерода, 2 г фосфора и 14 г азота. Лимитирующим фактором продуцирования выступает тот биогенный элемент, пропорция которого в водной среде меньше, чем стехиометрическое отношение $N : P = 16 : 1$ по молярной концентрации или $N : P = 7 : 1$ по весовой. Превышение величины этого соотношения указывает на фосфорное лимитирование, снижение — на азотное. Очевидно, что доступность биогенных элементов для поддержания первичных продукционных процессов определяется их содержанием в водной среде в растворённой форме. Их пулы в любых других биотопах являются барьерами для эвтрофикации вод. Поэтому определение вклада отдельных биоценозов в формирование пулов биогенных элементов позволяет оценить как их барьерную роль в деэвтрофикации вод, так и конкурентные отношения продуцентов в прибрежных фотических зонах.

В пределах настоящей работы авторами ставилась цель оценить пулы биогенных элементов в макрофитоценозах на примере определения закономерностей концентрирования минерального фосфора бурыми водорослями прибрежных акваторий Юго-Западного Крыма. Объектом этих

исследований была выбрана Стрелецкая бухта города Севастополя с обитающими в ней бурыми водорослями *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata*, занесёнными в Красную книгу Республики Крым [2015], в макрофитобентосе и эрикариевом фитоценозе *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* в прибрежных акваториях ООПТ, Севастопольской бухты и взморья Крымского полуострова. Для выполнения поставленной цели решались следующие задачи:

- 1) изучить по результатам ежемесячных наблюдений с 9 апреля 2023 г. по 31 марта 2024 г. годовой цикл изменения концентрации минерального фосфора в воде и в бурых водорослях *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* в кутовой части Стрелецкой бухты;
- 2) определить закономерности концентрирования минерального фосфора выбранными для исследования видами цистозир в зависимости от изменения его содержания в водорослях и воде;
- 3) оценить распределение биомассы *Ericaria* sp. *crinita* (Duby) Molinari & Guiry и *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze по глубине в районах ООПТ, Севастопольской бухты и взморья Крымского полуострова;
- 4) рассчитать пулы минерального фосфора в макрофитобентосе и оценить его роль как фактора извлечения биогенных элементов из растворённого состояния водной среды и биохимического барьера для гиперэвтрофикации вод.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал собран в результате гидробиологических исследований, выполненных в 2023–2024 гг. в Стрелецкой бухте (44,59597108177086°, 33,46977409556002°) и в прибрежных акваториях Юго-Западного Крыма (регион Севастополя) в 2015–2024 гг. (рис. 1).

Образцы бурых водорослей отбирали на глубине 1,0–1,5 м с определением температуры воды на горизонте 0,3 м по эхолоту Lowrance HOOK-5 с GPS-навигатором. При этом регистрировали приливные и сейшевые изменения уровня вод в бухте, которые не превышали 0,2–0,4 м, а также метеорологическую обстановку. При скорости ветра более 8 м·с⁻¹ и атмосферных осадках пробы не отбирали. Как известно [AlgaeBase, 2024], таксономическое положение бурых водорослей *Cystoseira crinita* и *Cystoseira barbata* недавно изменилось: теперь это *Ericaria* sp. *crinita* и *Gongolaria* sp. *barbata* соответственно. Родовые отличия фосфорного метаболизма этих водорослей не регистрировали. В таблицах с обработанными данными и на рисунках с материалами по концентрации минерального фосфора водоросли указывали только как *Ericaria crinita*. Предполагали, что влияние вариабельности от всех неучтённых гидродинамических, метеорологических, гидрохимических и биологических факторов входит в доверительные границы разброса параметров, которые определяли при уровне значимости $\alpha = 0,05$.

Для анализа состава и структуры макрофитобентоса и эрикариевого фитоценоза *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata*, а также распределения биомассы доминирующих и сопутствующих видов использовали данные гидрботанических съёмок (рис. 1), выполненных в летний период в прибрежной зоне (рис. 2) Юго-Западного Крыма (регион Севастополя). Профили закладывали на участках с различным типом природопользования — в акваториях ООПТ города Севастополя, вблизи зон судоходства и рекреации.

Отбор количественных проб макрофитобентоса проводили на 12 гидрботанических профилях по стандартной гидрботанической методике [Калугина-Гутник, 1975]. На каждой глубине (0,5; 1; 3; 5 и 10 м) закладывали учётную рамку 25 × 25 см в четырёхкратной повторности с применением легководолазного снаряжения с борта МНИС «Виктория» (ФИЦ ИнБЮМ). Для каждой станции учитывали общее проективное покрытие (%), тип донных осадков, состояние донных фитоценозов и популяций ключевых видов. Всего собрано и обработано 268 количественных проб макрофитов.

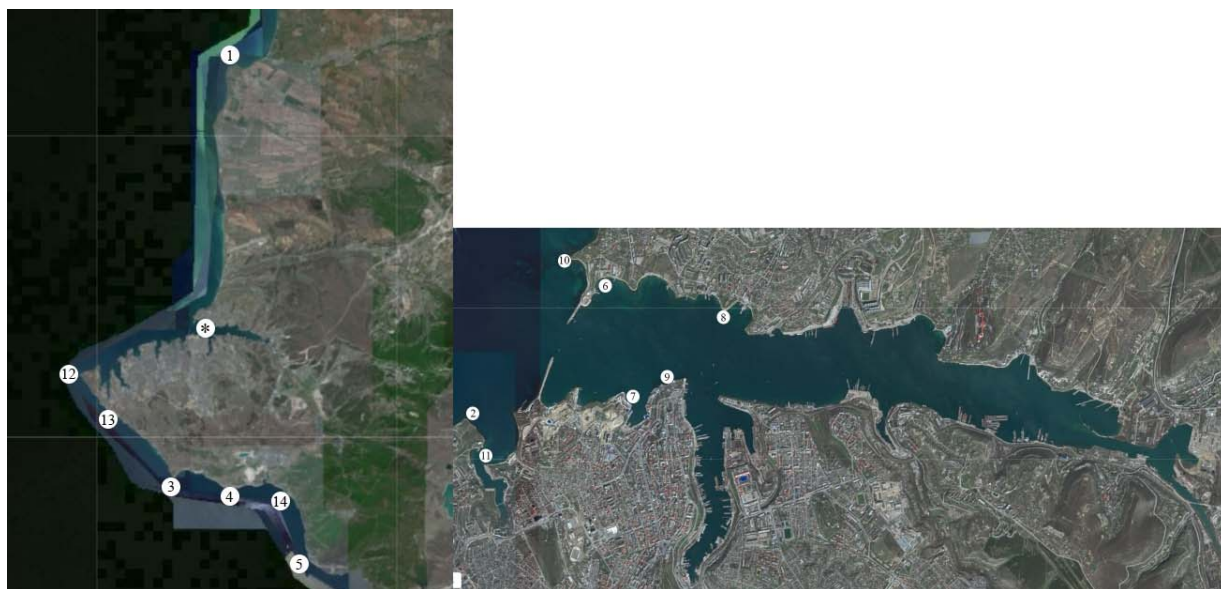


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб макрофитобентоса в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма (регион Севастополя) в 2015–2021 гг.: 1 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Лукулл»; 2 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у заповедника Херсонес Таврический»; 3 — памятник природы «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Фиолент»; 4 — государственный природный ландшафтный заказник «Караньский»; 5 — государственный природный ландшафтный заказник «Мыс Айя»; 6 — бухта Константиновская; 7 — мыс Хрустальный; 8 — мыс Кордон; 9 — акватория у Памятника затопленным кораблям; 10 — мыс Коса Северная; 11 — бухта Карантинная, входной мыс Восточный; 12 — мыс Херсонес; 13 — бухта Голубая; 14 — акватория у скалы Серая (у Балаклавы); 15 — Стрелецкая бухта; * — станции, расположенные в Севастопольской бухте

Fig. 1. Map of the location of sampling stations for the study of macrophytobenthos in the coastal zone of the Southwestern Crimea (Sevastopol region) in 2015–2021: 1, natural monument Coastal Aquatic Complex near Cape Lukull; 2, natural monument Coastal Aquatic Complex near the Chersonesus Nature Reserve; 3, natural monument Coastal Aquatic Complex near the Cape Fiolent; 4, state natural landscape reserve Karansky; 5, state natural landscape reserve Cape Aya; 6, the Konstantinovskaya Bay; 7, the Cape Khrustalny; 8, the Cape Kordon; 9, water area near the Monument to the Sunken Ships; 10, the Cape Severnaya Kosa; 11, the Karantinnaya Bay, an entrance Cape Vostochny; 12, the Cape Chersonesus; 13, the Golubaya Bay; 14, water area off the Seraya Rock (near Balaklava); 15, the Streletskaia Bay; *, stations within the Sevastopol Bay

Методы обработки проб макрофитобентоса. В лабораторных условиях пробы макрофитов промывали проточной морской водой, очищая от примесей донных осадков и обрастания. Для каждой пробы определяли воздушно-влажную массу (более 0,1 г) видов-литофитов и их эпифитных синузий, общую фитомассу макрофитов, массу (г) и количество особей доминирующих видов (экз.). Для каждой глубины рассчитывали биомассу ($\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) и численность ($\text{экз.} \cdot \text{м}^{-2}$) видов, по которым характеризовали развитие макрофитобентоса и особенности его пространственного распределения.

Идентификацию макроводорослей проводили по монографическим источникам [Виноградова, 1974; Зинова, 1967], учитывая данные таксономических ревизий и номенклатурных изменений [AlgaeBase, 2024]. При описании структуры макрофитобентоса использовали классификацию донной растительности Чёрного моря по А. А. Калугиной-Гутник [1975].

Методы гидрохимического анализа воды и химического состава макроводорослей. Для химического анализа мы отбирали верхушечные ветви талломов водорослей [Комплексная адаптация цистозир, 1985], которые, по результатам альгологических оценок и экспериментов с ^{32}P , обладали наибольшей физиологической активностью [Поповичев, Егоров, 2009].

Пробоподготовку осуществляли по методике [ГОСТ 26263-84, 1985], анализ содержания минерального фосфора — согласно [Методы гидрохимических исследований, 1988]. Измерения концентрации минерального фосфора в воде и водорослях проводили в трёх повторностях. Для анализов отбирали фрагменты водорослей, относящиеся к ветвям 3–4-го порядка. Для определения концентрации фосфора навеску 0,1 г эрикарии (предварительно промытой, высушенной и размолотой) сжигали в муфельной печи при +750 °С до состояния светло-серого порошка. Сожжённую пробу растворяли в 1 мл концентрированной соляной кислоты и доводили дистиллятом до 100 мл. Далее определение было основано на образовании фосфорно-молибденового комплекса и на его последующем восстановлении до сильноокрашенного голубого соединения, поглощающегося при длине волны 885 нм (метод Морфи — Райли). Коэффициент пересчёта сырой на сухую массу водорослей, k , составлял 4,11.

Расчётные и статистические методы обработки данных. Для анализа полученных результатов использовали соотношения, вытекающие из теории радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем [Поликарпов, 1964; Egorov, 2021]. Коэффициент накопления фосфора (K_n) талломами *E. crinita* с учётом размерности параметров рассчитывали по формуле:

$$K_n = 1000 \times C_{erc}/C_w, \quad (1)$$

где C_{erc} и C_w — концентрация минерального фосфора в водорослях ($\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ сырой массы) и в воде ($\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$) соответственно.

По результатам наблюдений определяли зависимости параметров степенной функции (C_{erc} и K_n) от независимой переменной (C_w) по уравнениям:

$$C_{erc} = C_w^b$$

или

$$K_n = C_w^{b1}, \quad (2)$$

где b и $b1$ — показатели степени, характеризующие скорости процессов.

Пул минерального фосфора (в %) в донных фитоценозах (P_{alg}) рассчитывали по отношению к его содержанию в водной среде (P_w):

$$P_{alg}(\%) = 100 \times (1 + 1/(m_{yd} 1000(C_{alg}/C_w))) \quad (3)$$

и

$$P_{alg}(\%) = 100 \times (1 + 1/(m_{yd} K_n / 10^6 h)), \quad (4)$$

где m_{yd} — биомасса *E. crinita* (воздушно-сырая, $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$);

h — глубина произрастания водорослей (м).



Рис. 2. Биотоп *Ericaria crinita* и *Gongolaria barbata* в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма (мыс Фиолент, глубина 1 м, фото С. Ракши)

Fig. 2. Biotope of *Ericaria crinita* and *Gongolaria barbata* in the coastal zone of the Southwestern Crimea (the Cape Fiolent, depth of 1 m, photo by S. Raksha)

Статистическую обработку данных проводили в программе Statistica 12 с определением среднего квадратичного отклонения (σ) и коэффициента детерминации (R^2) для гидрохимических и фитоценологических параметров. Статистическую значимость коэффициентов регрессии и линейность зависимостей определяли по критерию Стьюдента [Парчевская, 1969].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Данные о содержании минерального фосфора в поверхностном слое воды и в *E. crinita*, полученные в результате экологического мониторинга устьевой зоны Стрелецкой бухты, представлены в табл. 1.

Таблица 1. Результаты определений концентрации биогенных элементов в воде и в бурой водоросли *Ericaria crinita* в Стрелецкой бухте

Table 1. Results of determination of nutrient concentration in water and a brown alga *Ericaria crinita* in the Streletskaia Bay

Дата	Номер дня года	Температура воды (°C)	Концентрация H_2PO_4 в воде $\pm \sigma$ (мкг Р·л ⁻¹)	Концентрация фосфора в <i>E. crinita</i> $\pm \sigma$ (мг·кг ⁻¹ сырой массы)	Коэффициент накопления (K_n) фосфора <i>E. crinita</i> (на сырую массу)
09.04.2023	99	+13,2	$3,8 \pm 0,1$	$377,1 \pm 45$	99 244
28.05.2023	149	+16,0	$9,0 \pm 0,14$	$194,6 \pm 23$	21 627
24.06.2023	174	+20,0	$7,0 \pm 0,11$	$184,9 \pm 22$	26 416
24.07.2023	206	+25,3	$10,5 \pm 0,16$	$187,3 \pm 22$	17 872
23.08.2023	236	+25,6	$6,0 \pm 0,09$	$197,0 \pm 24$	32 846
14.09.2023	258	+25,3	$7,0 \pm 0,11$	$192,2 \pm 23$	27 459
20.10.2023	294	+23,4	$6,4 \pm 0,11$	$219,0 \pm 26$	34 215
22.11.2023	316	+14,1	$7,0 \pm 0,11$	$238,4 \pm 29$	34 063
25.12.2023	360	+11,3	$7,0 \pm 0,11$	$235,0 \pm 28$	35 576
18.01.2024	18	+8,8	$4,0 \pm 0,06$	$253,0 \pm 30$	63 260
28.02.2024	57	+9,6	$14,0 \pm 0,21$	$248,0 \pm 30$	17 714
31.03.2024	91	+12,5	$11,0 \pm 0,17$	$170,0 \pm 20$	15 454
В среднем			$7,7 \pm 2,9$	$224,7 \pm 27$	$35\,300 \pm 27\,800$

Примечание: σ — среднее квадратичное отклонение.

Note: σ , standard deviation.

По результатам определений (табл. 1) было установлено: в течение календарного года наблюдались слабо выраженные тенденции снижения содержания минерального фосфора в поверхностной воде и в *E. crinita* Стрелецкой бухты (см. рис. 3Б, В). Концентрация H_2PO_4 в воде варьировала в пределах 3,8–14,0 мкг·л⁻¹; C_w в среднем оценивалась величиной ($7,7 \pm 2,9$) мкг·л⁻¹. Содержание в *E. crinita* составляло 170,0–377,1 мг·кг⁻¹ сырой массы водорослей; $C_{\text{ерс}}$ в среднем — ($224,7 \pm 55,3$) мг·кг⁻¹. Значения коэффициента накопления фосфора *E. crinita* изменялись в пределах 15 454–99 244; K_n в среднем составляла ($35\,300 \pm 27\,800$).

Сравнительный анализ степени развития макрофитобентоса, ценозообразующих и сопутствующих видов показал: независимо от района произрастания, наибольшие средние значения биомассы эрикариевого фитоценоза приходились на глубины от 0,5 до 1 м с максимумом на участках открытого взморья (табл. 2, 3). При этом вклад *E. crinita* и *G. barbata* в биомассу фитоценоза снижался повсеместно с увеличением глубины — в 1,5 раза в акваториях ООПТ и открытого взморья и в 4,3 раза в Севастопольской бухте (табл. 3). Следует также отметить, что с уменьшением вклада *E. crinita* и *G. barbata* в общую биомассу фитоценоза возрастала роль сопутствующих видов, в том числе эпифитных синузий, что свидетельствовало об изменении условий произрастания, освещённости, прозрачности и состава донных осадков. При этом совокупное влияние данных

факторов во многом определяло особенности структуры и развития макрофитобентоса на исследуемых участках. Наибольшее повышение вклада сопутствующих видов с увеличением глубины зафиксировано в диапазоне от 5 до 10 м, особенно на участках Севастопольской бухты и вблизи её устьевой зоны (табл. 3), где этот показатель достигал 61,2–95,2 %.

Таблица 2. Изменение биомассы ($\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) эрикариевого фитоценоза по глубинам на разных участках прибрежной зоны Севастополя (Юго-Западный Крым, 2015–2021 гг.)

Table 2. Changes in biomass ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) of the *Ericaria*-dominated phytocenosis by depth in various areas of the coastal zone of Sevastopol (the Southwestern Crimea, 2015–2021)

Полигон	Биомасса на разной глубине				
	0,5 м	1 м	3 м	5 м	10 м
Акватории ООПТ (полигон 1)					
ПП «ПАК у мыса Лукулл»	754	4751	3635	3556	3134
ПП «ПАК у заповедника Херсонес Таврический»	1780	2627	3904	2310	751
ПП «ПАК у мыса Фиолент»	4445	3480	1892	4461	1995
ГПЛЗ «Караньский»	6471	8475	4382	3739	1307
ГПЛЗ «Мыс Айя»	5819	3352	1953	4716	3432
Севастопольская бухта (полигон 2)					
Бухта Константиновская, входной мыс	992	423	424	35	–
Мыс Хрустальный	745	1224	1310	306	13
Мыс Кордон	4700	5064	2323	1,2	–
Акватория у Памятника затопленным кораблям	5483	3416	1864	655	–
Открытое взморье (полигон 3)					
Мыс Коса Северная	11 458	12 889	5572	3157	131
Бухта Карантинная, входной мыс Восточный	7035	5286	4450	1621	702
Мыс Херсонес	7727	11 755	14 068	9045	2391
Бухта Голубая	5224	3817	3039	5741	4906
Акватория у скалы Серая	8000	5465	8376	3839	3945

Примечание: ПП — памятник природы; ПАК — прибрежный аквальный комплекс; ГПЛЗ — государственный природный ландшафтный заказник.

Note: ПП, natural monument; ПАК, coastal aquatic complex; ГПЛЗ, state natural landscape reserve.

По усреднённым значениям удельной биомассы ($m_{\text{уд}}$) фитоценоза по районам и глубинам дана оценка вклада в неё *E. crinita* и *G. barbata* (табл. 2, 3). Для этих видов средние удельные биомассы в пересчёте на сырой вес на глубинах 0,5; 1; 3; 5 и 10 м составляли:

- в районе 1 — (3853 ± 2980) , (4537 ± 2930) , (3153 ± 1155) , (3756 ± 3153) и $(2132 \pm 1151) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ соответственно;
- в районе 2 — (2980 ± 2461) , (2636 ± 2280) , (1864 ± 816) , (181 ± 316) и $(6 \pm 3) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$;
- в районе 3 — (7906 ± 2305) , (7842 ± 4158) , (7101 ± 4359) , (4680 ± 2353) и $(2445 \pm 2323) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$.

Вклад биомассы эрикарии и гонголярии в удельную биомассу фитоценоза на глубинах 0,5; 1; 3; 5 и 10 м оценивался следующим образом:

- в районе 1 — $(89,7 \pm 4,8)$, $(81,8 \pm 2,9)$, $(75,7 \pm 6,9)$, $(68,8 \pm 9,3)$ и $(58,1 \pm 18,0) \%$ соответственно;
- в районе 2 — $(76,5 \pm 12,0)$, $(81,3 \pm 6,1)$, $(51,5 \pm 18,2)$, $(25,0 \pm 24,5)$ и $(17,9 \pm 35,8) \%$;
- в районе 3 — $(87,9 \pm 3,7)$, $(86,6 \pm 9,1)$, $(72,9 \pm 6,7)$, $(63,2 \pm 3,6)$ и $(57,4 \pm 31,5) \%$.

На основе полученных данных и с использованием соотношений (3) и (4) были установлены вклад эрикариевого фитоценоза в деэвтрофикацию вод и способность *E. crinita* и *G. barbata* концентрировать минеральный фосфор. Результаты ежемесячных определений годового цикла температуры воды и изменения концентрационных характеристик фосфора в воде и в бурых водорослях в кутовой части Стрелецкой бухты представлены на рис. 3.

Таблица 3. Изменение биомассы ($\text{г}\cdot\text{м}^{-2}$) *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata* и сопутствующих видов, а также их вклада (%) в биомассу эрикариевого фитоценоза по глубинам в прибрежной зоне Севастополя (2015–2021 гг.)

Table 3. Change in biomass ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) of *Ericaria crinita*, *Gongolaria barbata*, and associated species, as well as change in their contribution (%) to biomass of the *Ericaria*-dominated phytocenosis, by depth in the coastal zone of Sevastopol (2015–2021)

Полигон	Биомасса на разной глубине				
	0,5 м	1 м	3 м	5 м	10 м
Акватории ООПТ (полигон 1)					
ПП «ПАК у мыса Лукулл»	653 (86,6)	4588 (96,6)	2751 (75,7)	2544 (71,5)	2600 (83)
	101 (13,4)	163 (3,4)	884 (24,3)	1012 (28,5)	534 (17)
ПП «ПАК у заповедника Херсонес Таврический»	1629 (91,5)	2369 (90,2)	2813 (72,1)	1335 (57,8)	292 (38,9)
	151 (8,5)	260 (9,8)	1091 (27,9)	975 (42,2)	459 (61,1)
ПП «ПАК у мыса Фиолент»	4324 (97,3)	3220 (92,5)	1266 (66,9)	2909 (65,2)	1376 (69)
	121(2,7)	260 (7,5)	626 (33,1)	1552 (34,8)	619 (31)
ГПЛЗ «Караньский»	5621 (86,9)	7603 (89,7)	3440 (78,6)	2603 (66,6)	716 (54,8)
	850 (13,1)	872 (10,3)	942 (21,4)	1136 (33,4)	591 (45,2)
ГПЛЗ «Мыс Айя»	5016 (86,2)	3025 (90,2)	1666 (85,3)	3912 (83)	1537 (44,8)
	803 (13,8)	327 (9,8)	287 (14,7)	804 (17)	1895 (55,2)
Севастопольская бухта (полигон 2)					
Бухта Константиновская, входной мыс	623 (62,8)	310 (73,4)	185 (43,6)	3 (9,3)	—
	369 (37,2)	113 (26,6)	239 (56,4)	32 (90,7)	
Мыс Хрустальный	522 (70,1)	980 (80,1)	588 (44,9)	168 (54,7)	9 (71,7)
	223 (29,9)	244 (19,9)	722 (55,1)	138 (45,3)	4 (28,3)
Мыс Кордон	4060 (86,4)	4415 (87,2)	1823 (78,5)	нет цистозирь	—
	640 (13,6)	649 (12,8)	500 (21,5)		
Акватория у Памятника затопленным кораблям	4766 (86,9)	2894 (84,7)	727 (39,0)	212 (32,4)	—
	717 (13,1)	522 (15,3)	1137 (61,0)	453 (67,6)	
Открытое взморье Севастополя (полигон 3)					
Мыс Коса Северная	10 765 (94,0)	12 314 (95,5)	4333 (77,8)	2042 (64,7)	7 (5,3)
	693 (6,0)	575 (4,5)	1239 (22,2)	1115 (35,3)	124 (94,7)
Бухта Карантинная, входной мыс Восточный	6166 (87,7)	4883 (92,4)	2878 (64,7)	1035 (63,8)	456 (65,1)
	869 (12,3)	403 (7,6)	1572 (35,3)	586 (36,2)	246 (34,9)
Мыс Херсонес	6713 (86,9)	10 658 (90,7)	11 197 (79,6)	6157 (68,1)	1789 (74,8)
	1014 (13,1)	1097 (9,3)	2871 (20,4)	2888 (31,9)	602 (25,2)
Бухта Голубая	4384 (83,9)	2798 (73,3)	2301 (75,7)	3496 (60,9)	4243 (86,5)
	840 (16,1)	1019 (26,7)	738 (24,3)	2245 (39,1)	663 (13,5)
Акватория у скалы Серая	6943 (86,8)	4441 (81,3)	5586 (66,7)	2253 (58,7)	2203 (55,8)
	1057 (13,2)	1024 (18,7)	2790 (33,3)	1586 (41,3)	1742 (44,2)

Примечание: в числителе — общая биомасса *E. crinita* и *G. barbata*; в скобках — доля этих видов (%) в биомассе фитоценоза. В знаменателе — биомасса сопутствующих видов; в скобках — их вклад (%) в биомассу фитоценоза.

Note: in the numerator, the total biomass of *E. crinita* and *G. barbata* is provided, and in brackets, the proportion of these species (%) in the phytocenosis biomass is given. In the denominator, the biomass of associated species is provided, and in brackets, their contribution (%) to the phytocenosis biomass is given.

Анализ особенностей концентрирования минерального фосфора бурыми водорослями (рис. 3) выявил закономерности, связанные с его содержанием в водной среде. Было отмечено, что при рассмотрении зависимости между C_w и C_{alg} в линейных координатах концентрирующая способность бурых водорослей уменьшалась в соответствии с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,193$. Определение статистической значимости коэффициента линейной регрессии этой

зависимости по критерию Стьюдента показало, что его расчётное значение $t_{\text{набл}} = 1,54$ было меньше критического $t_{\text{кр}} = 2,228$, установленного из таблиц с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ (при $n - 2 = 10$ степенях свободы). Поэтому линейная тенденция к снижению концентрации минерального фосфора в водорослях при увеличении его относительного содержания в воде была статистически незначимой.

Данные в логарифмическом масштабе по осям ординат, соответствующие степенной зависимости между C_w и C_{alg} , представлены на рис. 3Г. В этом случае корреляционная связь между концентрациями минерального фосфора в воде и в *E. crinita* оценивалась коэффициентом детерминации $R^2 = 0,331$. Для данной функции параметры критерия Стьюдента были следующими: расчётное значение $t_{\text{набл}} = 2,224$, его критическое значение (при $\alpha = 0,100$) $t_{\text{кр}} = 1,812$. Эти результаты были рассмотрены с точки зрения ошибки второго рода [Налимов, 1971], то есть вероятности неприятия гипотезы о достоверности описания результатов экспериментальных наблюдений степенной функцией. Анализ свидетельствовал, что выборочные параметры представленной на рис. 3Г степенной зависимости между C_w и C_{alg} в 90 % случаев попадали в интервал разбросов параметров генеральной совокупности.

Рассмотрение данных по изменению концентрирующей функции водорослей, выраженной через коэффициенты накопления (K_n), показало, что зависимость между C_w и K_n описывалась уравнением линейной регрессии с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,562$. Этой зависимости соответствует $t_{\text{набл}} = 3,567$ (большее, чем $t_{\text{кр}} = 2,228$). Поэтому с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ она может быть принята значимой. Сравнение показателя линейности ($\xi = 0,439$) этой функции с оценкой его погрешности ($O_\xi = 0,209$) продемонстрировало, что зависимость между C_w и K_n нелинейна. Однако она (см. рис. 3Д) с высокой статистической значимостью ($R^2 = 0,891$) может быть аппроксимирована степенной функцией:

$$K_n = 417000 C_w^{-1,321}. \quad (5)$$

Эта функция была применена в дальнейшем для определения пула минерального фосфора в водорослях.

Расчёты по формуле (4) позволили определить пулы минерального фосфора в эрикариевом фитоценозе и в *E. crinita* (табл. 4) в сравнении с его общим содержанием под 1 м² водного столба с учётом разброса значений коэффициента накопления (табл. 1).

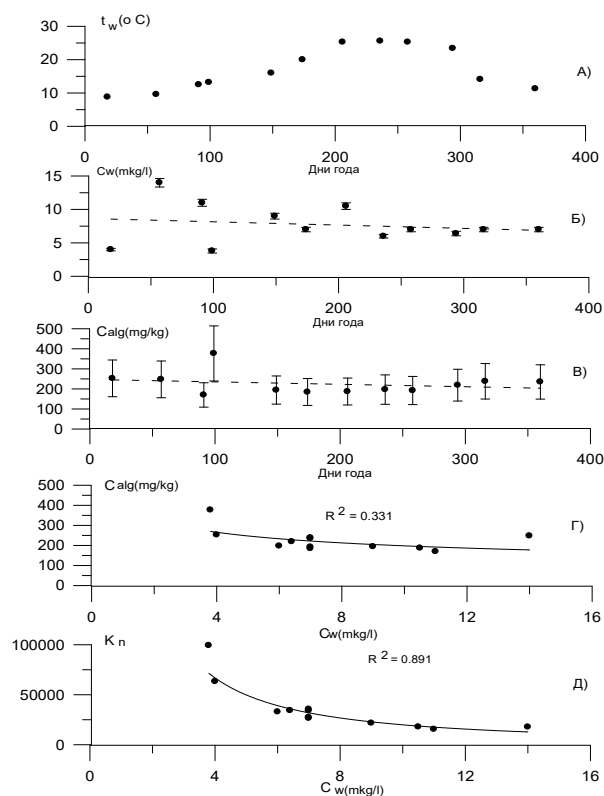


Рис. 3. Изменение температуры (А), концентрации минерального фосфора в поверхностном слое воды (Б) и в бурых водорослях (В), зависимость концентрации (Г) и коэффициентов накопления (Д) минерального фосфора водорослями в Стрелецкой бухте (2023–2024 гг.)

Fig. 3. Changes in temperature (А), concentration of mineral phosphorus in the surface layer of water (Б) and in brown algae (В), and dependence of concentration (Г) and accumulation coefficients (Д) of mineral phosphorus by algae in the Streletskaia Bay (2023–2024)

Таблица 4. Изменение средней доли пула (%) минерального фосфора (числитель) и его диапазона (знаменатель) в биомассе эрикариевого фитоценоза прибрежной зоны Севастополя по глубинам (2015–2021 гг.)

Table 4. Changes in the mean proportion of mineral phosphorus pool (%) (the numerator) and its range (the denominator) in the biomass of the *Ericaria*-dominated phytocenosis by depth in the coastal zone of Sevastopol (2015–2021)

Полигон	Глубина, м				
	0,5	1	3	5	10
1, акватории ООПТ	$\frac{99,5}{99,2-99,9}$	$\frac{99,9}{99,6-99,8}$	$\frac{96,1}{94,2-99,1}$	$\frac{95,6}{92,1-98,7}$	$\frac{86,1}{76,7-95,5}$
2, бухта Севастопольская	$\frac{99,3}{98,7-99,8}$	$\frac{98,5}{97,8-99,7}$	$\frac{91,5}{85,6-97,5}$	$\frac{84,7}{74,4-94,9}$	$\frac{78,0}{64,0-92,0}$
3, открытое взморье	$\frac{99,8}{99,5-99,9}$	$\frac{99,5}{99,2-99,9}$	$\frac{98,5}{97,4-99,6}$	$\frac{96,7}{93,6-99,9}$	$\frac{77,1}{78,9-96,0}$

Примечание: номера и названия полигонов соответствуют таковым в табл. 2, 3.

Note: numbers and names of polygons correspond to those in Tables 2, 3.

Представленные в табл. 4 данные свидетельствуют, что высокие значения пула и наиболее выраженное его снижение отмечены на участках открытого взморья — 99,5 % на глубине 0,5 м и 77,1 % на глубине 10 м. Он уменьшался в акваториях в направлении от верхней к средней сублитеральной зоне (от 0,5 до 10 м). Из данных табл. 4 следует, что в диапазоне глубин до 10 м эрикариевый фитоценоз может почти полностью извлекать минеральный фосфор из водной среды, ограничивая тем самым его доступность для других продуцентов.

Практически все макрофитоценозы Крыма имеют прибрежные и жидкие границы. Содержание биогенных элементов в этих акваториях определяется как биогеохимическими факторами, так и внешним влиянием. В результате биогеохимических процессов биогенные элементы извлекаются из растворённого состояния, концентрируются в живом и косном веществе экосистем, приобретают плотность, отличающуюся от удельной плотности морской среды, и вовлекаются в биогеохимические циклы их оборота, выброса на побережья и элиминации в водные и геологические депо. Экспериментальные исследования с радиоактивной меткой фосфора ^{32}P показали, что кинетические закономерности фосфорного обмена *E. crinita* описываются камерной моделью, согласно которой поглощение водорослями минерального фосфора из водной среды идёт по уравнению Михаэлиса — Ментен [Паттон, 1968], а его прижизненное выведение описывается метаболическими реакциями первого порядка [Поповичев, Егоров, 2009]. У *E. crinita* имеются фонды фосфора, зависящие от объёмно-массовых соотношений ветвей различных порядков и обмениваемые с разными скоростями. Так, средний показатель скорости обмена фосфора у этого вида составил $0,16 \text{ сут}^{-1}$, а период его оборота — около 6 сут.

Поступление биогенных элементов в макрофитоценозы с атмосферными осадками, со склоновым и речным стоками может изменять характеристики химического лимитирования первичных продукционных процессов [Егоров и др., 2023]. Адвекционные явления и Основное черноморское течение скоростью до $1 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ обеспечивают обмен биогенными элементами со смежными районами и с открытым морем [Егоров и др., 2018]. Макробиоценозы являются открытыми системами, и стационарные уровни концентраций растворённых в водной среде биогенных элементов определяются соотношением потоков их поступления и элиминации, которые обусловлены совокупным воздействием всех учтённых и неучтённых факторов. В этом контексте задача адекватного использования биогеохимических критериев сводится или к оценке уровней содержания растворённых биогенных элементов, приводящих к гиперэвтрофикации вод, или к обоснованию рекомендаций по нормированию предельно допустимых потоков их поступления в акватории,

в первую очередь с высоким рекреационным или туристическим статусом. Известно, что степенные функции вида (2) нашли широкое применение при описании биогеохимических закономерностей взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. При положительных значениях параметров b и b_1 степенная функция совпадает с уравнением Фрейндлиха, характеризующим сорбционное насыщение твёрдого тела. При отрицательных значениях b и b_1 уравнение (2) отражает одновременное воздействие как сорбционных, так и метаболических процессов. Асимптотические оценки рассчитанных по формуле (2) значений K_n и C_{alg} как функций C_w могут быть использованы для прогнозирования предельных уровней самоочищения вод [Egorov, 2021]. Поэтому материалы, представленные в настоящей работе, являются этапом исследований, которые направлены на изучение связывания минерального фосфора макрофитоценозами как фактора, определяющего их барьерную роль в деэвтрофикации вод, а также как параметрической базы для использования биогеохимических критериев для нормирования предельно допустимых потоков антропогенного воздействия.

Выводы:

1. При содержании минерального фосфора в воде в пределах $3,8\text{--}10,5\text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ бурая водоросль *Ericaria crinita* концентрирует его в диапазоне $170,0\text{--}377,1\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы, в среднем $(224,7 \pm 55,7)\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$, с коэффициентами накопления $15\,454\text{--}92\,244$ единицы, в среднем $(35\,300 \pm 27\,800)$. Выраженная в коэффициентах накопления концентрирующая способность многолетних бурых водорослей с увеличением содержания минерального фосфора в водной среде снижается в соответствии со степенной функцией с отрицательным показателем скорости этого снижения. Определённость зависимости между концентрацией минерального фосфора в воде C_w и коэффициентом его накопления K_n характеризуется высоким значением коэффициента детерминации $R^2 = 0,891$, а вероятность неприятия в качестве достоверной гипотезы о степенной зависимости между концентрацией минерального фосфора в воде и водорослях составляет 90 %.
2. Пул минерального фосфора в эрикариевом фитоценозе на всех исследуемых участках снижался на глубинах от 0,5 до 10 м: в акваториях ООПТ — с 99,5 до 86,1 %, в Севастопольской бухте — с 99,3 до 78,0 %, на открытом взморье — с 96,8 до 77,1 %. В целом эрикариевый фитоценоз поглощает и задерживает свыше 80 % минеральных форм фосфора, содержащихся в водной среде, и ежедневно возвращает в неё до 16 % его максимально поглощаемого потока.
3. Многолетний эрикариевый фитоценоз, доминирующий в прибрежной зоне Юго-Западного Крыма, может почти полностью извлекать минеральный фосфор из водной среды, ограничивая тем самым его доступность для других продуцентов. Впервые выполненные исследования показали его высокую роль в связывании минерального фосфора в акваториях Юго-Западного Крыма в Чёрном море.
4. Полученные результаты могут быть использованы для выработки мер по улучшению качества прибрежных вод в условиях интенсификации природопользования, для прогнозирования вероятных изменений прибрежных экосистем при усилении антропогенного воздействия и других негативных факторов, в том числе связанных с формированием промышленных, транспортных, рекреационных и других зон у берегов России в Чёрном море.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по темам «Изучение биогеохимических закономерностей радиоэкологических и хемозкологических процессов в экосистемах водоёмов Азово-Черноморского бассейна в сравнении с другими акваториями Мирового океана и отдельными водными экосистемами их водосборных бассейнов для обеспечения устойчивого развития на южных морях России» (№ гос. регистрации 124030100127-7) и «Биоразнообразие как основа устойчивого функционирования морских экосистем, критерии и научные принципы его сохранения» (№ гос. регистрации 124022400148-4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Александров Б. Г. *Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 2008. 343 с. [Aleksandrov B. G. *Gidrobiologicheskie osnovy upravleniya sostoyaniem pribrezhnykh ekosistem Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 2008, 343 p. (in Russ.)]
2. Вернадский В. И. *Химическое строение биосферы Земли и её окружения*. Москва : Наука, 1965. 374 с. [Vernadsky V. I. *Khimicheskoe stroenie biosfery Zemli i ee okruzheniya*. Moscow : Nauka, 1965, 374 p. (in Russ.)]
3. Виноградова К. Л. *Ульвовые водоросли (Chlorophyta) морей СССР*. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1974. 166 с. [Vinoogradova K. L. *Ul'vovye vodorosli (Chlorophyta) morei SSSR*. Leningrad : Nauka, Leningr. otd-nie, 1974, 166 p. (in Russ.)]
4. ГОСТ 26263-84. *Почвы. Методы определения валового фосфора и валового калия* : государственный стандарт Союза ССР : утверждён и введён в действие Постановлением Государственного комитета СССР по стандартам от 21.08.1984 № 2939 : введён впервые : дата введения 1985-07-01 / подготовлен Министерством сельского хозяйства СССР. Москва : Издательство стандартов, 1985. 11 с. [GOST 26263-84. *Pochvy. Metody opredeleniya valovogo fosfora i valovogo kaliya* : gosudarstvennyi standart Soyuzu SSR : utverzhden i vveden v deistvie Postanovleniem Gosudarstvennogo komiteta SSSR po standartam ot 21.08.1984 No. 2939 : vveden v pervye : data vvedeniya 1985-07-01 / podgotovlen Ministerstvom sel'skogo khozyaistva SSSR. Moscow : Izdatel'stvo standartov, 1985, 11 p. (in Russ.)]
5. Губанов В. И., Мальченко Ю. А., Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П. Диагноз современного состояния вод севавтопольского взморья (Чёрное море) по результатам мониторинга гидрохимических характеристик // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2004. Вып. 10. С. 141–148. [Gubanov V. I., Mal'chenko Yu. A., Kuftarkova E. A., Kovrigina N. P. Diagnosis of modern state of coastal water near Sevastopol (the Black Sea) according to monitoring of chemical parameters. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2004, iss. 10, pp. 141–148. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ymtpgd>
6. Егоров В. Н. *Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем*. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. [Egorov V. N. *Theory of Radioisotope and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Sevastopol : IBSS, 2019, 356 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938-5-0>
7. Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартыан» и проблема реализации её устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // *Сохранение биологического разнообразия и заповедное дело в Крыму* : материалы научно-практической конференции с международным участием, Ялта, 23–26 октября 2018 г. Ялта, 2018. С. 36–40. (Научные записки природного заповедника «Мыс Мартыан» ; № 9). [Egorov V. N., Plugatar Yu. V., Malakhova L. V., Mirzoeva N. Yu., Gulin S. B., Popovichev V. N., Sadogurskii S. E., Malakhova T. V., Shchurov S. V., Proskurnin V. Yu., Bobko N. I., Marchenko Yu. G., Stetsyuk A. P. Ekologicheskoe sostoyanie akvatorii osobo okhranyaemoi prirodnoi territorii “Mys Mart'yan” i problema realizatsii ee ustoichivogo razvitiya po faktoram evtrofikatsii, radioaktivnogo i khimicheskogo zagryazneniya vod. In: *Sokhranenie biologicheskogo raznoobraziya i zapovednoe delo v Krymu* : materialy nauchno-prakticheskoi konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem, Yalta, 23–26 oktyabrya 2018 g. Yalta, 2018, pp. 36–40. (Nauchnye zapiski prirodnogo zapovednika “Mys Mart'yan” ; iss. 9). (in Russ.)]. <https://doi.org/10.25684/NBG.scnote.009.2018.04>
8. Егоров В. Н., Мирзоева Н. Ю., Артёмов Ю. Г., Проскурнин В. Ю., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г., Евтушенко Д. Б., Мосейченко И. Н., Чужикова-Проскурнина О. Д. Возможность

- реализации концепции устойчивого развития рекреационного побережья города Ялта в отношении биогенных элементов, радионуклидов, тяжёлых металлов и хлорорганических соединений (Крым, Чёрное море) // *Морской биологический журнал*. 2023. Т. 8, № 3. С. 12–32. [Egorov V. N., Mirzoyeva N. Yu., Artemov Yu. G., Proskurnin V. Yu., Stetsiuk A. P., Marchenko Yu. G., Evtushenko D. B., Moseichenko I. N., Chuzhikova-Proskurnina O. D. The possibility of implementation of the sustainable development concept for the recreational coastline of Yalta city regarding biogenic elements, radionuclides, heavy metals, and organochlorine compounds (Crimea, Black Sea). *Marine Biological Journal*, 2023, vol. 8, no. 3, pp. 12–32.]. <https://elibrary.ru/yhovfn>
9. Зайцев Ю. П., Гаркавая Г. П., Нестерова Д. А., Полищук Л. Н. Дунай как основной источник эвтрофирования Чёрного моря // *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25, № 4. С. 21–23. [Zaitsev Yu. P., Garkavaya G. P., Nesterova D. A., Polishchuk L. N. The Danube as a basic source of the Black Sea eutrophication. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1989, vol. 25, no. 4, pp. 21–23. (in Russ.)]
 10. Зилов Е. А. *Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем)*. Иркутск : Изд-во Иркутского гос. ун-та, 2009. 147 с. [Zilov E. A. *Gidrobiologiya i vodnaya ekologiya (organizatsiya, funktsionirovanie i zagryaznenie vodnykh ekosistem)*. Irkutsk : Izd-vo Irkutskogo gos. un-ta, 2009, 147 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qkspbj>
 11. Зинова А. Д. *Определитель зелёных, бурых и красных водорослей южных морей СССР*. Москва ; Ленинград : Наука, 1967. 400 с. [Zinova A. D. *Opredelitel' zelenykh, burykh i krasnykh vodoroslei yuzhnykh morei SSSR*. Moscow ; Leningrad : Nauka, 1967, 400 p. (in Russ.)]
 12. Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н., Романов А. С., Игнатьева О. Г. *Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов* / НАН Украины, Морской гидрофизический институт. Севастополь, 2006. 90 с. [Ivanov V. A., Ovsyany E. I., Repetin L. N., Romanov A. S., Ignatyeva O. G. *Hydrological and Hydrochemical Regime of the Sebastopol Bay and Its Changing Under Influence of Climatic and Anthropogenic Factors* / NAS of Ukraine, Marine Hydrophysical Institute. Sevastopol, 2006, 90 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yriouu>
 13. Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Об ассимиляционной ёмкости Мирового океана // *Доклады Академии наук СССР*. 1983. Т. 272, № 3. С. 702–704. [Izrael Yu. A., Tsyban A. V. On the assimilation capacity of the World Ocean. *Doklady Akademii nauk SSSR*, 1983, vol. 272, no. 3, pp. 702–704. (in Russ.)]
 14. Калугина-Гутник А. А. *Фитобентос Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с. [Kalugina-Gutnik A. A. *Fitobentos Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 1975, 248 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/5645>
 15. *Комплексная адаптация цистозир к градиентным условиям: научные и прикладные проблемы* / С. А. Ковардаков, А. В. Празукин, Ю. К. Фирсов, А. Е. Попов. Киев : Наукова думка, 1985. 216 с. [Kompleksnaya adaptatsiya tsistoziry k gradientnym usloviyam: nauchnye i prikladnye problemy / S. A. Kovardakov, A. V. Prazukin, Yu. K. Firsov, A. E. Popov. Kyiv : Naukova dumka, 1985, 216 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8319>
 16. *Красная книга Республики Крым. Растения, водоросли и грибы* / отв. ред. А. В. Ена, А. В. Фатерыга. Симферополь : АРИАЛ, 2015. 480 с. [Red Book of the Republic of Crimea. Plants, Algae, and Fungi / A. V. Yena, A. V. Fateryga (Eds). Simferopol : ARIAL, 2015, 480 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/wxeqef>
 17. Куфтаркова Е. А., Губанов В. И., Ковригина Н. П., Ерёмин И. Ю., Сеничева М. И. Экологическая оценка современного состояния вод в районе взаимодействия Севастопольской бухты с прилегающей частью моря // *Морской экологический журнал*. 2006. Т. 5, № 1. С. 72–91. [Kuftarkova E. A., Gubanov V. I., Kovrigina N. P., Eremin I. Yu., Senicheva M. I. Ecological assessment of modern state of waters in the region of interaction of the Sevastopol Bay and part of the sea contiguous to it. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 72–91. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/851>
 18. *Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов*. Москва : ВНИРО,

1988. 119 с. [*Metody gidrokhimicheskikh issledovaniy osnovnykh biogennykh elementov*. Moscow : VNIRO, 1988, 119 p. (in Russ.)]
19. Морские охраняемые акватории Крыма. Научный справочник / Н. А. Мильчакова, В. В. Александров, Л. В. Бондарева, Т. В. Панкеева, Е. Б. Чернышёва ; ред. Н. А. Мильчакова. Симферополь : Н.Орианда, 2015. 312 с. [*Marine Protected Areas of the Crimea. Scientific Handbook* / N. A. Milchakova, V. V. Aleksandrov, L. V. Bondareva, T. V. Pankeeva, E. B. Chernysheva / N. A. Milchakova (Ed.). Simferopol : N.Orianda, 2015, 312 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1399>
 20. Налимов В. В. Теория эксперимента. Москва : Наука, 1971. 207 с. [Nalimov V. V. *Teoriya eksperimenta*. Moscow : Nauka, 1971, 207 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/rxyndy>
 21. Паттон А. Р. Энергетика и кинетика биохимических процессов / пер. с англ. З. Ф. Богаутдинова. Москва : Мир, 1968. 159 с. [Patton A. R. *Biochemical Energetics and Kinetics* : transl. from Engl. by Z. F. Bogautdinov. Moscow : Mir, 1968, 159 p. (in Russ.)]
 22. Парчевская Д. С. Статистика для радиоэкологов (практическое руководство по статистике и планированию экспериментов в радиоэкологии). Киев : Наукова думка, 1969. 114 с. [Parchevskaya D. S. *Statistika dlya radioekologov (prakticheskoe rukovodstvo po statistike i planirovaniyu eksperimentov v radioekologii)*. Kyiv : Naukova dumka, 1969, 114 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1109>
 23. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. Москва : Атомиздат, 1964. 295 с. [Polikarpov G. G. *Radioekologiya morskikh organizmov*. Moscow : Atomizdat, 1964, 295 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12748>
 24. Полікарпов Г. Г., Егоров В. М. Здатність морських екосистем до видалення радіоактивних і хімічних забруднень з фотичного шару // Вісник АН УРСР. 1981. № 2. С. 73–81. [Polikarpov G. G., Egorov V. M. Zdatnist' mors'kykh ekosystem do vydalennya radioaktyvnykh i khimichnykh zabrudnen' z fotychnogo sharu. *Visnyk AN URSS*, 1981, no. 2, pp. 73–81. (in Ukr.)] <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/11224>
 25. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохеомоэкология. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya*. Moscow : Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7683>
 26. Поповичев В. Н., Егоров В. Н. Кинетические закономерности фосфорного обмена черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata* // Морской экологический журнал. 2009. Т. 8, № 1. С. 55–66. [Popovichev V. N., Egorov V. N. Kinetic regularities of exchange of phosphorus by the Black Sea brown seaweed *Cystoseira barbata*. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2009, vol. 8, no. 1, pp. 55–66. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1000>
 27. Юнёв О. А., Коновалов С. К., Великова В. Антропогенная эвтрофикация в пелагической зоне Чёрного моря: долговременные тренды, механизмы, последствия / Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН ; Морской гидрофизический институт РАН. Москва : ГЕОС, 2019. 164 с. [Yunев O. A., Kononov S. K., Velikova V. *Anthropogenic Eutrophication in the Black Sea Pelagic Zone: Long-term Trends, Mechanisms, Consequences* / A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS ; Marine Hydrophysical Institute of RAS. Moscow : GEOS, 2019, 164 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7989>
 28. Egorov V. N. *Theory of Radioisotopic and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Cham, Switzerland : Springer, 2021, 320 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-80579-1>
 29. Fiori E., Zavatarelli M., Pinardi N., Mazzotti C., Ferrari C. R. Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2016, vol. 16, iss. 9, pp. 2043–2054. <https://doi.org/10.5194/nhess-16-2043-2016>
 30. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway / M. D. Guiry, G. M. Guiry (Eds) : [site], 2024. URL: <http://www.algaebase.org> [accessed: 09.10.2024].

31. Mee L. D. The Black Sea in crisis: A need for concerted international action. *Ambio*, 1992, vol. 21, pp. 278–286.
32. Oguz T., Gilbert D. Abrupt transitions of the top-down controlled Black Sea pelagic ecosystem during 1960–2000: Evidence for regime-shifts under strong fishery exploitation and nutrient enrichment modulated by climate-induced variations. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2007, vol. 54, iss. 2, pp. 220–242.
33. Redfield A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 1958, vol. 46, no. 3, pp. 205–221.
34. Slepchuk K. A., Khmara T. V., Man'kovskaya E. V. Comparative assessment of the trophic level of the Sevastopol and Yuzhnaya bays using E-TRIX index. *Physical Oceanography*, 2017, no. 5, pp. 60–70. <http://doi.org/10.22449/1573-160X-2017-5-60-70>

MACROPHYTOCENOSES AS BIOGEOCHEMICAL BARRIERS TO WATER HYPEREUTROPHICATION BY MINERAL PHOSPHORUS OFF THE SOUTHWESTERN CRIMEA

V. Egorov, N. Milchakova, N. Bobko, and Yu. Marchenko

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

E-mail: egorov@ibss-ras.ru

The aim of the work was to study mineral phosphorus concentration by brown algae *Cystoseira crinita* and *Cystoseira barbata* listed in the Red Book of the Republic of Crimea and to assess the role of macrophytobenthos in the coastal ecosystem of the Southwestern Crimea in formation of biogeochemical barriers that regulate competitive relations of producers for biogenic elements. As established, *Cystoseira crinita* and *Cystoseira barbata* accumulate mineral phosphorus to levels of 170.0–377.1 mg·kg⁻¹, a mean of (224.7 ± 55.7) mg·kg⁻¹ wet weight, with accumulation factors of 15,454–92,244 units, a mean of (35,300 ± 27,800) units. According to the updated nomenclature of the family Sargassaceae Kützing, these algae species belong to the *Ericaria*-dominated phytocenosis: *Ericaria crinita* + *Gongolaria barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Ellisolandia elongata* (*Ericaria* sp.). In general, brown algae of coastal biotopes uptake and retain over 80% of mineral phosphorus occurring in the aquatic environment and release back only up to 16% of maximum absorbed flux daily. This highlights their critical role in conditioning the biogenic composition of waters.

Keywords: biogenic elements, macrophytobenthos, pool of mineral phosphorus in water and algae, Southwestern Crimea, Black Sea

УДК 574.587(265.54.04)

МЕЖГОДОВЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ МЕЙОБЕНТОСА ПЕСЧАНОГО МЕЛКОВОДЬЯ БУХТЫ ТРИОЗЕРЬЕ (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

© 2025 г. А. А. Карпова^{1,2}, Н. П. Фадеева¹

¹Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Российская Федерация

²Национальный научный центр морской биологии имени А. В. Жирмунского,

Владивосток, Российская Федерация

E-mail: lyuney@gmail.com

Поступила в редакцию 31.05.2024; после доработки 07.07.2024;
принята к публикации 20.03.2025.

Впервые представлены результаты анализа динамики биологических параметров мейобентоса прибрежной полосы песчаных грунтов в бухте Триозерье (Японское море) в июле — августе 2021–2023 гг. За время исследования зарегистрировано 20 таксонов мейофауны, которую формировали представители Harpacticoida, Nematoda, Copepoda, Turbellaria, Gastrotricha, Annelida, Halacaridae и Ostracoda. Основой нематоцены являлись свободноживущие нематоды *Daptonema normadicum*, *Enoplolaimus pectinatus*, *Metadesmolaimus innii* и *Parascolaimus proprius*. В целом структура качественных и количественных показателей мейобентоса и нематофауны ежегодно менялась в связи с гранулометрическим составом грунтов.

Ключевые слова: Японское море, межгодовые изменения, гранулометрический состав, органическое вещество, мейобентос, нематофауна

Сведения о прибрежных экосистемах япономорского побережья по-прежнему скудны. Если таксономический состав и распределение мейобентоса в зависимости от факторов среды исследованы в ряде акваторий залива Петра Великого [Павлюк, 2004; Смирнова, 2012; Требухова, Павлюк, 2006 и др.], то структурная организация и пространственно-временная изменчивость интерстициальных сообществ малоприливных пляжей с преобладающим волновым воздействием практически не изучены [Смирнова, Фадеева, 2012; Фадеева, 1991].

В верхних этажах сублиторали донные осадки в открытых бухтах формируются в условиях активной гидродинамики (как волновой, так и связанной с течениями) и характеризуются интенсивным водообменом с открытым морем. На песчаном побережье создаётся среда сильного физического стресса для морской фауны, и в результате эту специфическую переходную экосистему между наземной и морской средой населяет относительно небольшое количество видов. Песчаные пляжи на первый взгляд кажутся безжизненными и выглядят как «биологические пустыни», однако в интерстициали формируются богатые по составу мейобентосные сообщества.

Открытая песчаная бухта Триозерье, которая известна тремя пресными озёрами, граничащими с солёными водами, является популярным местом пляжного отдыха в летнее время. Бухта расположена на юго-востоке Приморья, в Партизанском районе, в западной части Японского моря (см. рис. 1). Немногочисленные морские биологические исследования бухты Триозерье касаются лишь отдельных видов макробентоса и массовых видов макрофитов [Кулепанов и др., 2023].

Цель настоящего исследования — изучить характер изменения межгодовой динамики плотности поселения мейобентоса и нематофауны верхнего этажа сублиторали (на глубинах до 1 м) открытой мелководной бухты Триозерье в 2021–2023 гг. в связи с условиями среды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследования — песчаная мелководная открытая бухта Триозерье, расположенная в западной части Японского моря. Центральную часть бухты занимают домиформные ландшафты, вытянувшиеся языком с северо-востока. Они окаймлены обширными полями ареноида, который на северо-западе ограничен литоралью, а на севере — концизием; с юго-запада он граничит с ландшафтами, прилегающими к группе скал [Арзамасцев, Преображенский, 1990; Преображенский и др., 2000]. Протяжённость песчаного пляжа составляет более 1,5 км. Три озера около акватории расположены на расстоянии 200 м от моря и не имеют прямого влияния на состояние вод. Средняя солёность в бухте — 30–33 ‰.

Морфометрический показатель, определяющий степень открытости бухт, находили путём расчёта отношения глубины врезания исследуемой бухты в сушу к расстоянию между входными мысами [Мануйлов, 1990]. Морфометрический показатель рассчитывали при помощи инструмента «линейка и планиметр» в поисково-информационной картографической службе «Яндекс.Карты» (<https://yandex.ru/maps>). Карту-схему построили с помощью программы Ocean Data View и «Яндекс.Карт».

Исследования были проведены в июле — августе 2021–2023 гг. (при температурах от +18,5 до +24 °C) в бухте Триозерье (Японское море) (рис. 1) в диапазоне глубин от 0,5 до 1,0 м.

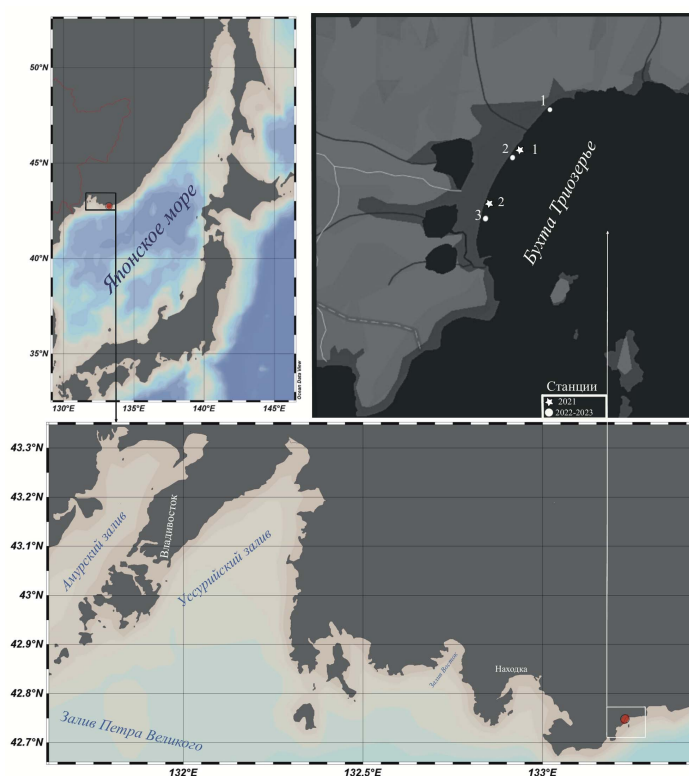


Рис. 1. Карта-схема района исследований в бухте Триозерье. Белыми точками отмечены станции 1, 2 и 3 2022–2023 гг. (2022 г. — st1_22, st2_22 и st3_22; 2023 г. — st1_23, st2_23 и st3_23). Белыми звёздочками отмечены станции 1 и 2 2021 г. (st1_21 и st2_21). Источники: Ocean Data View и «Яндекс.Карты»

Fig. 1. Scheme map of the Triozerye Bay study area. White dots mark stations 1, 2, and 3 of 2022–2023 (st1_22, st2_22, and st3_22 in 2022; st1_23, st2_23, and st3_23 in 2023). White stars mark stations 1 and 2 of 2021 (st1_21 and st2_21). Sources: Ocean Data View and Yandex.Maps

За весь период в бухте Триозерье отобрано 24 пробы: 19 августа 2021 г. — 6 проб на двух станциях; 19 июля 2022 г. и 10 августа 2023 г. — по 9 проб на трёх равноудалённых станциях. Данные о погоде в исследуемые периоды взяты из открытого источника [Архивы погоды, 2024]. Одновременно с количественными пробами отобран материал для определения содержания органического вещества и гранулометрического состава грунта.

Образцы грунта собрали трубчатым пробоотборником с внутренним диаметром 2,2 см и высотой колонки грунта 5 см; площадь вырезания грунта составляла 3,8 см². Гранулометрический анализ провели стандартным ситовым методом [Петелин, 1967], полученные данные о грунте классифицировали по преобладающей фракции частиц [ГОСТ 12536-2014, 2015]. Содержание органического вещества проанализировали по ГОСТ 26213-91 — провели определение углерода мокрым сжиганием по Тюрину [ГОСТ 26213-91, 1992]. Мейобентосные организмы, выделенные из грунта по стандартной методике с использованием сит с размером ячеек 32–40 мкм, фиксировали на фильтрованной морской воде забуференным 4%-ным формальдегидом.

Весь мейобентос был подсчитан и классифицирован по таксонам. Видовая идентификация нематод и измерение основных морфологических параметров (длина тела и максимальный диаметр) исследуемых видов проведены по препаратам с помощью стереоскопического микроскопа Axio Imager в программе AxioVision 4.8.

Для характеристики структуры таксоценов мейобентоса и нематод вычисляли индексы видового разнообразия Шеннона (H), видового богатства Маргалефа (D_{Mg}), выровненности Пиелу (E) и доминирования Симпсона ($1 - D$). Расчёт и анализ сходства станций проводили с использованием меры Брея — Кёртиса (PRIMER v6), корреляционный анализ — с применением коэффициента Пирсона (PAST 4.04). Для первичной оценки трофической структуры нематоценов использовали классификацию W. Wieser [1953], основанную на строении ротовой полости нематод.

Индекс трофического разнообразия (index of trophic diversity, ITD) рассчитывали по формуле:

$$ITD = g_1^2 + g_2^2 + \dots + g_n^2,$$

где g — относительный вклад каждой трофической группы в общее число особей;

n — количество трофических групп [Heip et al., 1985].

В литературе чаще используют формулу $1 - ITD$, и показатель варьирует от 0 до 0,75.

Расчёт биомассы (M) нематод проведён по формуле:

$$M = V \times p \times N,$$

где V — объём организмов;

p — удельный вес (значение для Nematoda — 1,13 мг·м⁻³);

N — число организмов на 1 м².

Объём (V) организмов вычислен по формуле:

$$V = k \times L \times w,$$

где k — коэффициент преобразования (значение для Nematoda — 530);

w — максимальное значение ширины тела;

L — значение длины тела [Численко, 1968].

Для оценки качества сообщества применяли ABC-метод, основанный на построении кумулятивных кривых численности и биомассы:

$$ABC_{index} = \sum_{i=1}^N (B_i - A_i),$$

где B_i и A_i — кумулятивные значения относительной биомассы и численности i -го вида, %;

N — количество видов.

При положительном значении индекса считается, что сообщества не испытывают негативно-го воздействия; при отрицательном — что они находятся в стрессовых условиях; при значениях, близких к нулю, — что испытывают незначительное воздействие. Для дополнительной информации и сравнения ABC-кривых мы рассчитывали W -статистику [Clarke, 1990], оценивающую площадь между двумя кумулятивными кривыми — биомассы и численности:

$$W = \frac{\sum (B_i - A_i)}{[50(S - 1)]},$$

где B_i — накопленные значения биомассы для i -го по рангу вида;

A_i — накопленные значения численности для i -го по рангу вида;

S — число видов.

W -статистика характеризует ABC-эффект, значение изменяется от -1 до $+1$. Её величина стремится к -1 в полностью разрушенных сообществах и к $+1$ в ненарушенных (PRIMER v6).

Для полной характеристики гранулометрического состава грунта вычисляли процентное содержание фракций определённого размера, а затем — медиану (средний размер зёрен грунта, Md) и коэффициенты сортировки (S_0) и асимметрии (S_k). Коэффициенты рассчитывали путём построения кумулятивных кривых, на которых определяли величины квартилей. Степень сортированности грунта S_0 выделяли в соответствии с классификацией P. D. Trask [1932]: хорошо отсортированные осадки ($S_0 = 1,0 \dots 1,58$); средне отсортированные ($S_0 = 1,58 \dots 2,12$); плохо отсортированные ($S_0 > 2,12$).

В качестве многомерных методов оценки сообществ в работе применяли кластерный анализ (CLUSTER) и многомерное шкалирование (multidimensional scaling, MDS); кластеризацию станций проводили с использованием меры сходства Брея — Кёртиса (PRIMER v6). Одномерные параметрические коэффициенты корреляции рассчитывали между числовыми параметрами окружающей среды, плотностью поселения, биомассой нематод и различными индексами разнообразия. Взаимосвязь между переменными окружающей среды и структурой сообщества мейобентоса и нематод исследовали с помощью процедуры BEST с использованием корреляции Спирмена (PRIMER v6).

Статистические расчёты выполнены при помощи пакетов программ MS Office Excel, PRIMER v6 и PAST 4.04.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Бухта Триозерье характеризуется активным гидродинамическим режимом, отсутствием илов с морфометрическим показателем 0,2, что позволяет отнести её к бухтам открытого типа. Согласно данным [Архивы погоды, 2024] для Находкинского городского округа, в даты отбора проб в августе 2021 г. и июле 2022 г. отмечены сходные умеренные погодные условия. Так, были зарегистрированы штиль и отсутствие осадков, а температура воздуха в оба временных интервала колебалась от $+25$ до $+32$ °C. В первую декаду августа 2023 г. периодами возникали сильные порывы ветра, до $13 \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$. С начала месяца до дня отбора проб преобладала облачность, 10/10 баллов,

температура воздуха не превышала $+23^{\circ}\text{C}$, осадки фиксировались ежедневно. На момент отбора проб 10 августа 2023 г. количество выпавших за сутки осадков было зарегистрировано на уровне 27 мм (осадки классифицированы как ливневые дожди). В августе 2023 г. (на момент отбора проб) в бухте Триозерье температура воды не превышала $+18^{\circ}\text{C}$.

В течение трёх лет состав грунтов не оставался неизменным. Так, увеличивалась доля крупных частиц грунта. Менялись и преобладающие фракции — от мелкого песка в 2021 г. до среднего и крупного песка в 2022 г. и до среднего гравия на ст. st1_23 в 2023 г. Кумулятивные кривые (рис. 2) отчётливо демонстрируют различия между составом в 2021 и 2023 гг.

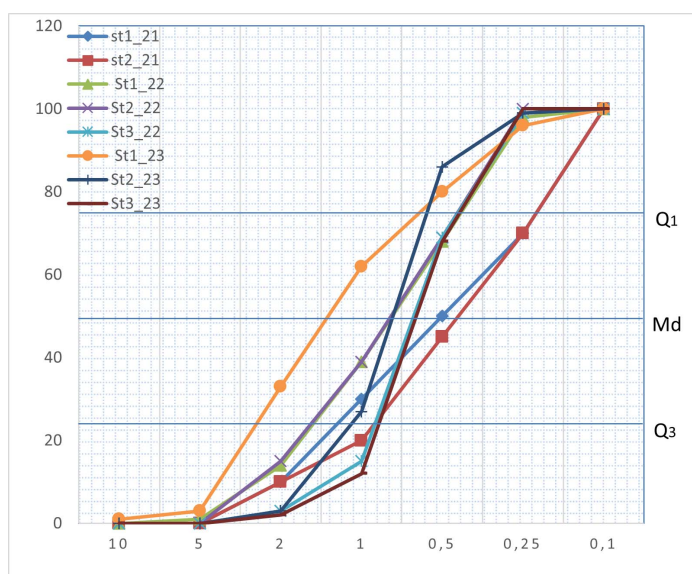


Рис. 2. Кумулятивные кривые гранулометрического состава донных осадков бухты Триозерье в 2021–2023 гг.

Fig. 2. Cumulative curves of the grain size distribution of bottom sediments in the Triozerye Bay in 2021–2023

Несмотря на невысокие значения содержания органического вещества в грунте на всех станциях в 2021–2023 гг., зафиксировано увеличение концентрации от 0,03 до 0,08 % за этот период (табл. 1).

Таблица 1. Характеристики станций: показатели гранулометрического состава осадков (S_0 — коэффициент сортировки; S_k — коэффициент асимметрии; Md — средний размер зёрен грунта) и содержание органического вещества (C_{org} , %)

Table 1. Characteristics of the stations: parameters of the grain size distribution of bottom sediments (S_0 , sorting coefficient; S_k , asymmetry coefficient; Md, mean grain size of sediments) and organic matter content (C_{org} , %)

Станция	S_0	S_k	Md	Сортированность [Trask, 1932]	Преобладающая фракция, мм [Безруков, Лисицын, 1960]		C_{org} , %
st1_21	2,54	0,45	0,75	плохо отсортированный	0,25–0,01	мелкий песок	0,03
st2_21	2,12	0,9	0,45	средне отсортированный	0,25–0,01	мелкий песок	0,03
st1_22	2,06	1,06	0,8	средне отсортированный	0,5–0,25	средний песок	0,05
st2_22	2,06	1	0,8	средне отсортированный	0,5–0,25	средний песок	0,05
st3_22	1,4	0,88	0,6	хорошо отсортированный	1–0,5	крупный песок	0,05
st1_23	1,96	0,84	1,5	средне отсортированный	5–2	средний гравий	0,05
st2_23	1,3	0,9	0,8	хорошо отсортированный	1–0,5	крупный песок	0,08
st3_23	1,4	0,9	0,6	хорошо отсортированный	1–0,5	крупный песок	0,05

В ходе исследований бухты Триозерье в 2021–2023 гг. было обнаружено 20 таксонов мейобентоса. Основу интерстициального сообщества формировали следующие таксоны: Harpacticoida, Nematoda, Copepoda, Turbellaria, Gastrotricha, Annelida, Halacaridae и Ostracoda (рис. 3). На одну станцию приходилось 9–12 таксонов. В 2022 и 2023 гг. в бухте регистрировали по 13 таксонов, в 2021 г. зафиксировали 14.

В течение изученного периода доминирующие таксоны менялись (рис. 3). В 2021 г. Nematoda занимали наибольшую долю в мейобентосе, 71 %. В 2022 г. доля Nematoda составляла не более 5 %, а преобладающим таксоном, с долей более 80 %, стали ракообразные (Harpacticoida и Copepoda). Средняя плотность поселения мейобентоса на трёх станциях в 2022 г. была наиболее высокой за весь период исследований — $(2196,8 \pm 1407)$ экз. на 10 см^2 . В 2023 г. выявлено относительно равномерное распределение таксонов; выраженных доминантов не было. Почти в равных долях отмечены Turbellaria, Annelida и Harpacticoida (см. рис. 3); доля Ostracoda составила 16 %. Также в этот год зарегистрировано наименьшее количество нематод — лишь 6 % от всего мейобентоса в бухте Триозерье. На трёх станциях 2023 г. выявлена минимальная плотность поселения всего мейобентоса — $(288,3 \pm 212)$ экз. на 10 см^2 .

Всего за период исследований в бухте Триозерье обнаружено 33 вида нематод, принадлежащих к 29 родам и 15 семействам. Наиболее высокое видовое разнообразие отмечено в семействах Hualidae (6 видов), Axonolaimidae и Chromadoridae (по 4 вида). Полный список видов приведён в табл. 2. Их число на станциях варьировало от 1 до 21. Наибольшее число видов зарегистрировано в 2021 г. на ст. st2_21, наименьшее — в 2023 г. на ст. st3_23. Кроме того, в бухте Триозерье зафиксированы эвригалинные виды свободноживущих нематод — Linhomoeidae gen. sp. и Leptolaimoides propinquus на ст. st3_23 в 2023 г., а также Anoplostoma cuticularia на ст. st1_21 в 2021 г.

Таблица 2. Список видов нематод, обнаруженных в бухте Триозерье за 2021–2023 гг., частота встречаемости (%) и их трофическая принадлежность

Table 2. List of nematode species found in the Triozerye Bay in 2021–2023, their frequency of occurrence, and trophic affiliation

№	Вид	Семейство	Трофический показатель по [Wieser, 1953]*	Частота встречаемости, %	Экз. на 10 см^2		
					2021 г.	2022 г.	2023 г.
1	<i>Daptonema normandicum</i> (de Man, 1890) Lorenzen, 1977	Xyalidae	1B	71	34,2	57,5	2,2
2	<i>Parascolaimus proprius</i> Belogurov & Kartavseva, 1975	Axonolaimidae	1B	50	9	22,8	2,7

Продолжение на следующей странице...

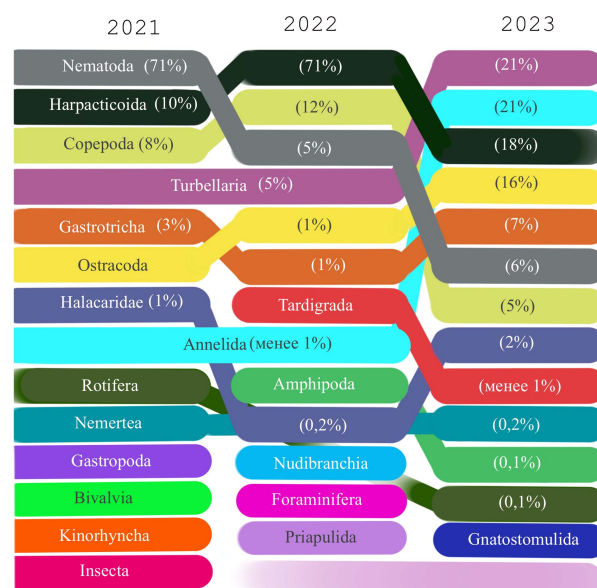


Рис. 3. Динамика изменения доли основных таксонов в мейобентосе в бухте Триозерье в 2021–2023 гг.

Fig. 3. Dynamics of changes in the share of main taxa in meiobenthos in the Triozerye Bay in 2021–2023

№	Вид	Семейство	Трофический показатель по [Wieser, 1953]*	Частота встречае- мости, %	Экз. на 10 см ²		
					2021 г.	2022 г.	2023 г.
3	<i>Metadesmolaimus innii</i> Fadeeva & Karpova, 2024	Xyalidae	1B	42	35,6	0,9	4
4	<i>Enoplolaimus pectinatus</i> Fadeeva & Zograf, 2010	Thoracostomopsidae	2B	42	31,6	4,7	1,3
5	<i>Ascolaimus elongatus</i> (Bütschli, 1874) Shuurmans Stekhoven & de Coninck, 1932	Axonolaimidae	1B	38	1,8	2,9	0
6	<i>Neochromadora poecilosoma</i> (de Man, 1893) Micoletzky, 1924	Chromadoridae	2A	21	60,5	0	0
7	<i>Theristus macroflevensis</i> Gerlach, 1954	Xyalidae	1B	21	13,2	0	1,3
8	<i>Oncholaimus domesticus</i> (Chitwood & Chitwood, 1938) Rachor, 1969	Oncholaimidae	2B	21	11,1	0,9	2,2
9	<i>Oncholaimus</i> sp. Dujardin, 1845	Oncholaimidae	2B	21	3	8,1	0
10	<i>Parachromadorita</i> sp. nov. Blome, 1974	Chromadoridae	2A	21	10,4	0	0,7
11	<i>Bolbolaimus</i> sp. 1 Cobb, 1920	Microlaimidae	2A	21	8,4	0	0
12	<i>Bathylaimus anatolii</i> Smirnova & Fadeeva, 2011	Tripyloididae	1B	21	3,2	1,6	0
13	<i>Desmodora</i> sp. de Man, 1889	Desmodoridae	2A	17	8,2	0	0
14	<i>Trileptium</i> sp. Cobb, 1933	Thoracostomopsidae	2B	17	1,6	4,3	0,7
15	<i>Microlaimus</i> sp. de Man, 1880	Microlaimidae	2A	17	0,6	0	1,6
16	<i>Axonolaimus seticaudatus</i> Platonova, 1971	Axonolaimidae	1B	13	0,4	6,3	0
17	<i>Theristus</i> sp. Bastian, 1865	Xyalidae	1B	13	4	1,7	0
18	<i>Tripyloides</i> sp. de Man, 1886	Tripyloididae	1B	13	4,1	0	0
19	<i>Chromaspirina</i> sp. Filipjev, 1918	Desmodoridae	2A	13	0	2,5	0,9
20	<i>Chromadora heterostomata</i> Kito, 1978	Chromadoridae	1A	13	0	0	3
21	<i>Enoplus</i> sp. Dujardin, 1845	Enoplidae	1B	13	0	1,1	0
22	<i>Daptonema</i> sp. nov. Cobb, 1920	Xyalidae	1B	8	3	0	0
23	<i>Lauratonema juncta</i> Fadeeva, 1989	Lauratonematidae	1A	8	0	0,9	0,9
24	<i>Metachromadora itoi</i> Kito, 1978	Desmodoridae	2A	8	1	0	0,5
25	<i>Leptolaimoides propinquus</i> Fadeeva & Morduchovic, 2007	Leptolaimidae	1A	8	0	0	1,4
26	<i>Linhomoeidae</i> gen. sp. Filipjev, 1922	Linhomoeidae	1B	8	0	0	1,3
27	<i>Desmoscolex</i> sp. Claparède, 1863	Desmoscolecidae	2A	8	0,6	0	0
28	<i>Dichromadora</i> sp. Kreis, 1929	Chromadoridae	2A	4	4	0	0
29	<i>Viscosia epapillosa</i> Platonova, 1971	Oncholaimidae	2B	4	0	0	1
30	<i>Metadesmolaimus canicula</i> (Wieser & Hopper, 1967) Gerlach & Riemann, 1973	Xyalidae	1B	4	1	0	0
31	<i>Nudora</i> sp. nov. Cobb, 1920	Monoposthiidae	1A	4	1	0	0
32	<i>Parodontophora</i> sp. Timm, 1963	Axonolaimidae	2B	4	0,3	0	0,5
33	<i>Anoplostoma cuticularia</i> Belogurov & Alekseev, 1977	Anoplostomatidae	1B	4	0	0	0,5

Примечание: * — см. подпись к рис. 6.

Note: *, see Fig. 6 caption for explanation.

За три года исследования выявлены изменения видового состава нематод со сменой доминирующих видов. Наибольшая частота встречаемости и плотность поселения отмечены у пяти видов нематод, формировавших основу нематоцены: *Daptonema normandicum*, *Parascolaimus proprius*, *Metadesmolaimus innii*, *Ascolaimus elongatus* и *Enoplolaimus pectinatus*. Нематоды *Oncholaimus domesticus* также имели высокую частоту встречаемости в бухте, но характеризовались меньшими значениями плотности поселения.

Выявлены межгодовые колебания плотности поселения нематофауны в бухте Триозерье. В частности, за 2021–2023 гг. изменилось её общее обилие: максимальные средние плотности поселения нематод отмечены в 2021 г. на ст. st2_21 — (370 ± 296) экз. на 10 см^2 ; минимальные зафиксированы в 2023 г. на ст. st3_23 — $(5 \pm 1,8)$ экз. на 10 см^2 (табл. 2). В период с 2021 по 2022 г. средняя плотность поселения на станциях сократилась в 2,2 раза. С 2021 по 2023 г. плотность поселения нематофауны упала в 10 раз, что свидетельствует о существенных межгодовых колебаниях.

В 2021 г. доминировал короткоживущий вид *Neochromadora poecilosoma*: его доля составляла 24 % (рис. 4). Отметим, что *N. poecilosoma* не встречался в последующие годы в бухте Триозерье. Этот вид является фитофагом; по-видимому, его присутствие/обилие тесно связано с пищевой стратегией, зависящей от динамики микрофитобентоса. На станциях 2021 г. половину сообщества нематофауны формировала молодь, зарегистрировано относительно небольшое количество самцов (12 %). В 2022 г. произошла смена доминирующего вида, доля *D. normandicum* составила 51 %. Это отразилось на значениях индекса доминирования Симпсона ($1 - D$) (табл. 3): они не превышали 0,7 на ст. st3_22. В 2023 г. доминирующие формы сменились, и среди зарегистрированных 18 видов нематод не было выявлено выраженных доминантов. Так, 14 % приходилось на *M. innii* (рис. 4), 12 % — на *Chromadora heterostomata*, по 9–10 % — на *A. elongatus*, *O. domesticus* и *D. normandicum*. В пробах 2022 и 2023 гг. возрастная и гендерная структуры были схожими: самки преобладали на уровне 50 %, а доли молоди и самцов находились на уровне 30 и 20 % соответственно.

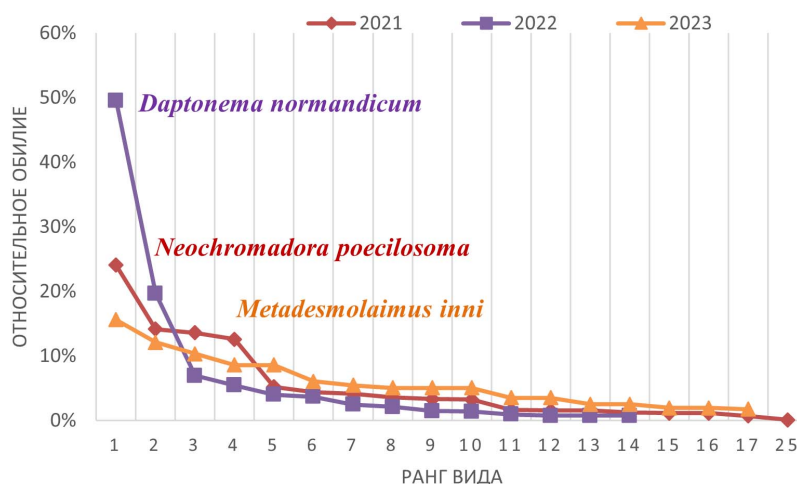


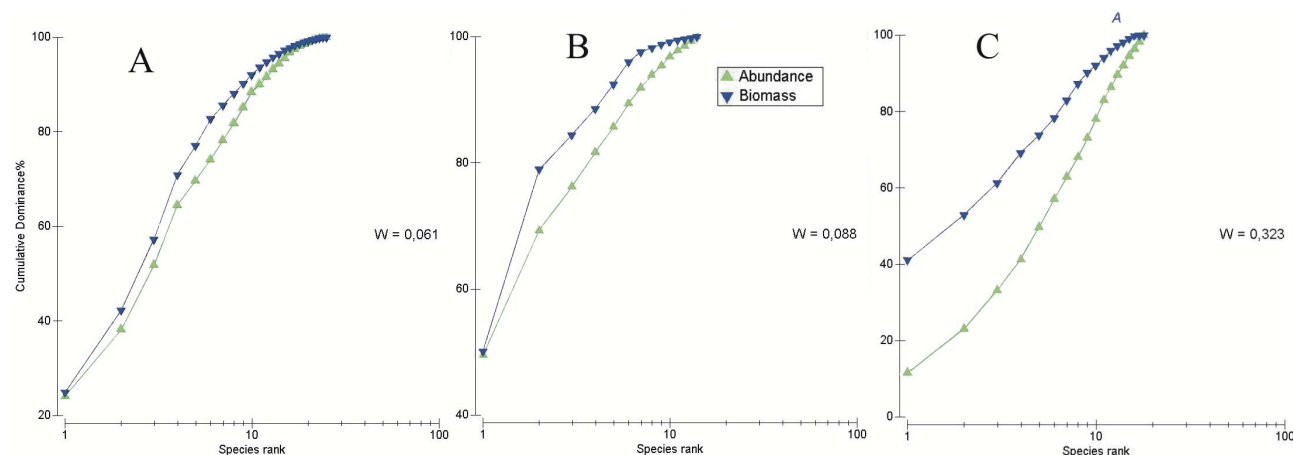
Рис. 4. Кривые рангового распределения относительного обилия нематод в 2021–2023 гг. и доминирующие виды нематод (цвет подписи соответствует цвету кривой доминирования)

Fig. 4. Curves of the rank distribution of nematode relative abundance in 2021–2023 and dominant nematode species (the signature color corresponds to the dominance curve color)

Применение ABC-метода показало: для станций бухты Триозерье в 2021–2023 гг. характерно расположение кривой биомассы над кривой численности (рис. 5), что свидетельствует об отсутствии физического стресса.

Таблица 3. Индексы биологического разнообразия на исследованных станциях в 2021–2023 гг.**Table 3.** Indices of biological diversity for the stations studied in 2021–2023

Индекс	2021 г.		2022 г.			2023 г.		
	st1_21	st2_21	st1_22	st2_22	st3_22	st1_23	st2_23	st3_23
Шеннона (H)	2,3	2,4	1,4	1,9	1,2	2,0		
Симпсона ($1 - D$)	0,9		0,7	0,8	0,6	0,9		
Маргалефа (D_{Mg})	3,7	3,4	1,1	2,2	1,4	2,5		
Пielу (E)	0,8		0,8	0,8	0,6	0,9	0,9	1,0
$1 - ITD$	0,66		0,55			0,74		
ABC_{index}	1,6		0,97			3,6		

**Рис. 5.** Кумулятивные кривые численности и биомассы по данным 2021 (А), 2022 (В) и 2023 гг. (С)**Fig. 5.** Cumulative curves of abundance and biomass according to the data of 2021 (A), 2022 (B), and 2023 (C)

Биомассы сообществ нематод в 2021 и 2022 гг. находились примерно на одном уровне — 1090 и 960 мкг·м⁻². В 2023 г. биомасса сократилась в 10 раз, до 90 мкг·м⁻². В 2021 г. 80 % вклада в биомассу внесли 6 из 25 зарегистрированных видов, в 2022 г. — всего 3 из 14. Средняя длина представителей обнаруженных видов нематод варьировала от 498 до 5241 мкм.

Крупная нематода *P. proprius* вносила наибольший вклад в биомассу нематоценоза бухты ежегодно (табл. 2). Длина некоторых особей этого вида достигала 6500 мкм. В 2021 г. доля *P. proprius* от общей биомассы составляла 17 %, а в 2022 г. — уже 50 %. В 2023 г. основной вклад в биомассу внесли 7 из 18 видов свободноживущих нематод, в том числе *P. proprius* (до 40 %).

В 2023 г. отмечены максимальные значения ABC_{index} — на уровне 3,6; это в 2,25 раза выше, чем в 2022 г. (табл. 3). Значения трёх индексов — ABC_{index} , $1 - ITD$ и индекса Пielу (E) — увеличивались с 2021 по 2023 г. (см. табл. 3), причём значения коэффициента корреляции Пирсона между ними были не ниже 0,8. При этом на станциях 2023 г. зафиксированы относительно высокие показатели индексов биологического разнообразия. Кроме того, здесь отсутствовали выраженные доминанты как в мейобентосе, так и в нематофауне. Наибольшие значения индексов видового разнообразия Шеннона (H) и видового богатства Маргалефа (D_{Mg}) были характерны для станций 2021 г. Так, для ст. st1_21 в 2021 г. получено высокое значение D_{Mg} , на уровне 3,7, что указывает на существенное видовое разнообразие в бухте Триозерье в тот период (табл. 3).

Трофическая структура комплексов нематод представлена диаграммой (рис. 6). Несмотря на резкий скачок доли неизбирательных детритофагов (1B) в 2022 г., всеядные/хищники (2B) на протяжении 2021–2023 гг. составляли стабильные 20 % от всей нематофауны в трофической структуре и были представлены 6 видами (см. табл. 2). Каждый год в бухте были зарегистрированы 3 вида всеядных нематод: *E. pectinatus*, *O. domesticus* и *Trileptium* sp.



Рис. 6. Трофическая структура нематофауны, составленная по классификации W. Wieser, которая основана на строении ротовой полости нематод [1953]: 1A — избирательные детритофаги, ротовая полость отсутствует; 1B — неселективные детритофаги, ротовая полость без вооружения; 2A — соскребыватели с развитой ротовой полостью, вооружённой склеротизированными зубчиками или пластинами; 2B — всеядные/хищники с большой ротовой полостью, вооружённой мощными зубами, челюстями и онхами

Fig. 6. Trophic structure of the nematofauna compiled according to W. Wieser classification based on the structure of the oral cavity of nematodes [1953]: 1A, deposit feeders, with no buccal armature; 1B, non-selective deposit feeders, oral cavity without weapons; 2A, epistratum feeders with a developed oral cavity surrounded by sclerotized teeth or plates; 2B, omnivores/predators with a large oral cavity armed with powerful teeth, jaws, and onchas

Преобладающими трофическими группами в 2021 г. были неизбирательные детритофаги (1B) и соскребыватели (2A), на доли которых приходилось 44 и 36 % соответственно (рис. 6). Кроме того, в некоторых пробах станций 2021 и 2022 гг. полностью отсутствовали селективные (избирательные) детритофаги (1A), что отразилось на индексе трофического разнообразия 1 – *ITD* (табл. 3). Его минимальные значения зафиксированы на станциях 2022 г., где преобладающей трофической группой, с долей 81 %, были неизбирательные детритофаги (1B) (рис. 6). Среди исследуемых станций наивысшим трофическим разнообразием (все четыре типа питания были одинаково важны) характеризовалась st2_23 (рис. 6, табл. 3) со значением индекса 0,74 в 2023 г. В этот период отмечен рост роли селективных (избирательных) детритофагов (1A). Их доля составила 22 % (рис. 6, табл. 2), что на порядок выше значений в предыдущие годы.

Кластерный анализ показал, что нематоды характеризуются низким межвидовым и межстанционным сходством. Наибольшее сходство отмечено для двух станций 2022 г., st1_22 и st2_22 (до 60 %), а также между всеми станциями 2021 г. Проведённая классификация и ординация методом многомерного шкалирования (рис. 7) показали: станции объединяются в группы в соответствии с годом (со стрессовым значением 0,02). Эти данные и значения индексов указывают на изменчивый характер среды в разные годы (табл. 3).

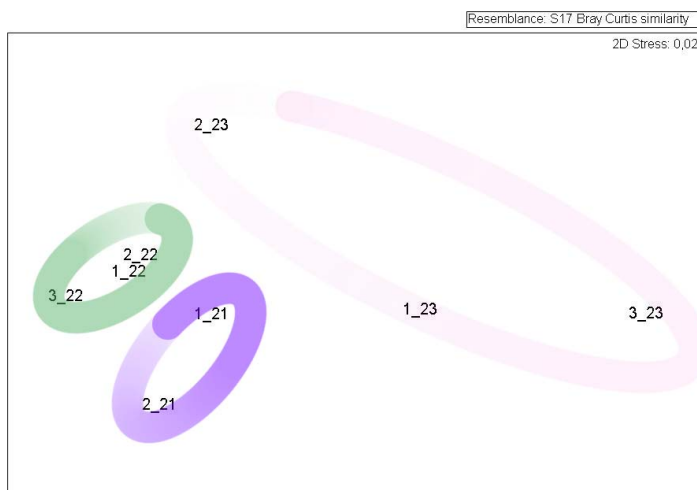


Рис. 7. Схема многомерного шкалирования (MDS) по видовому составу нематод

Fig. 7. Scheme of multidimensional scaling (MDS) by species composition of nematodes

Процедура BIOENV позволила рассмотреть абиотические переменные в различных комбинациях и определить наилучшее их сочетание, приблизительно объясняющее структуру нематоценов [Clarke, Gorley, 2006].

Гранулометрический состав грунта является основным фактором, влияющим на структуру сообщества нематоценов. Результаты анализа показали слабое положительное влияние (коэффициент корреляции Спирмена на уровне 0,31) (табл. 4) на распределение нематод в зависимости от преобладающей фракции грунта, которая в разные годы менялась от мелких песков до среднего гравия (см. табл. 1).

Таблица 4. Наилучшее сочетание абиотических переменных по результатам анализа BEST, разделённых по станциям (годам) с помощью процедуры LINKTREE

Table 4. The best combination of abiotic variables according to results of the BEST analysis, with variables divided by station (year) using the LINKTREE procedure

Период	Коэффициент корреляции Спирмена	Сочетание переменных
Июль 2021 г.	0,31	fraction < 0,5 мм
Август 2022 г.	0,31	fraction ≥ 0,5 мм, C _{org} = 0,05 %
Август 2023 г.	0,3	fraction ≥ 1 мм, C _{org} = 0,05 %, S ₀ < 2

Примечание: fraction — преобладающая фракция грунта (см. табл. 1); C_{org} — содержание органического вещества; S₀ — коэффициент сортировки.

Note: fraction, predominant fraction of bottom sediment (see Table 1); C_{org}, organic matter content; S₀, sorting coefficient.

ОБСУЖДЕНИЕ

Видовое богатство в песчаной зоне верхнего горизонта сублиторали бухты Триозерье формировали 33 вида. Эта бухта характеризовалась активной гидродинамикой, на глубинах до 1 м на поверхностный слой осадков приходилось наибольшее воздействие прилива, из-за чего распределение грунтов было неоднородным.

Постоянное перемешивание донных осадков обуславливает сокращение пищевых ресурсов и создаёт неблагоприятные условия для жизнедеятельности мейобентосных животных, поскольку мелким организмам сложно удерживаться на таком грунте [Гальцова, 1991]. Нередко таксономический состав мейобентоса, как и видовой состав нематод, беднее на мелководных участках, чем на относительно глубоководных [Павлюк и др., 2012].

Межгодовые изменения мейобентосного сообщества этой зоны характеризовались колебаниями биомассы и увеличением выровненности видовой структуры. За период исследований (2021–2023 гг.) зарегистрированы изменения в донных биоценотических комплексах в результате укрупнения фракций частиц песка и смена доминирующих форм в мейобентосе и нематофауне. Построенные кумулятивные кривые гранулометрического состава донных осадков (см. рис. 2) показали существенные различия между составом грунтов, а процедура BIOENV продемонстрировала непосредственное влияние параметров грунта на нематоцены бухты.

Известно, что мейобентос распределён неравномерно даже в тех грунтах, которые на первый взгляд кажутся однородными, поскольку в визуальном однородных донных отложениях происходят мелкомасштабные изменения физических условий среды [Гальцова, 1991; Чесунов, 2006]. Гетерогенность среды формируется прежде всего микрорельефом морского дна и зависит от характера распределения пищевого материала [Гальцова, 1991]. Нематоцены в разные годы различны по динамике, а смена типов грунтов обуславливает смену доминирующих видов нематод.

Отбор проб в бухте Триозерье в 2023 г. проходил в условиях продолжительных дождей и сильного волнения, оказавших влияние на состав мейобентоса. Кроме того, обильные осадки на приливных отмелях вызвали резкие изменения солёности, простимулировав миграцию в более глубокие слои грунта и увеличение численности эвригалинных видов нематод, что подтверждают данные литературы [Steyaert et al., 2001].

Доминирование на станциях в 2023 г. таких таксонов мейобентоса, как *Turbellaria* на ст. st1_23 и *Annelida* на ст. st2_23 (см. рис. 3), отмечено для грунтов с преобладающей размерной фракцией от 0,5 до 5 мм (крупный песок — средний гравий) (см. табл. 1). Как показано в региональных исследованиях, основную роль в сообществах мейофауны начинают играть другие группы — олигохеты, турбеллярии, полихеты и немертины; также может расти значение личинок макробентоса [Мокиевский, 2009; Удалов, Бурковский, 2002; Удалов и др., 2005; Giere, 2009; Gowing, Hulings, 1976; McLachlan, 1985]. Нематоды *D. normandicum* в бухте Триозерье были зарегистрированы с постоянно высокой плотностью поселения на всех станциях. Отмечена существенная роль нематод родов *Ascolaimus*, *Axonolaimus* и *Enoplolaimus* в мелких песках. На песчаных пляжах нематоды семейства *Hyalidae* часто входят в число наиболее распространённых таксонов; обычно оно представлено более чем одним родом (наиболее характерны *Daptonema*, *Theristus* и *Metadesmolaimus*), а некоторые роды при этом — несколькими видами [Fadeeva, Karpova, 2024; Gheskiere et al., 2005; Heip et al., 1985; Lee, Riveros, 2012; Nicholas, Hodda, 1999]. В литературе значимое положение этих родов связывают с высокой концентрацией органического вещества — на уровне 0,5–2 % [Gheskiere et al., 2005; Maria et al., 2012], однако виды, обнаруженные в бухте Триозерье, обитали при относительно низком его содержании — в пределах 0,03–0,05 %.

Плотность поселения и биомасса нематод сократились в 10 раз за период с 2021 по 2023 г. По результатам применения ABC-метода показано, что в бухте Триозерье кривые биомасс располагались над кривыми численности, а значения *W*-статистики с 2021 г. выросли в 5 раз. Сообщество считается ненарушенным, когда ABC-кривая биомассы располагается целиком над кривой плотности поселения. Между тем с повышением стрессового давления среды кривые биомассы и численности сближаются друг с другом и могут перекрещиваться; возможна и ситуация, при которой кривая численности целиком находится над кривой биомассы, при этом значения *W*-статистики снижаются до минимальных [Шитиков, Головатюк, 2013; Warwick, Clarke, 1994].

Известно, что в сообществах, подверженных физическому стрессу, преобладают мелкие многочисленные организмы с большой плодовитостью и малой продолжительностью жизни (г-стратегии), а в относительно благополучных сообществах доминируют крупные немногочисленные организмы с малой плодовитостью и большей продолжительностью жизни (К-стратегии) [Warwick, Clarke, 1994].

Результаты, полученные при применении АВС-метода, выявили в бухте Триозерье преобладание по биомассе крупных видов, а по численности — мелких. Особенно высока роль крупной нематоды *P. proprius*, размеры которой в 4 раза превышают размеры самого многочисленного вида в бухте — *D. normandicum*. Эти данные подтверждаются низкими значениями индексов разнообразия и *ITD* (см. табл. 3) и наличием выраженных доминантов в нематоцене в 2022 г. К основным причинам перестроек в видовой структуре нематоцены в изученный период следует отнести изменение динамики плотности поселения и пространственного распределения отдельных массовых видов нематод, а также изменчивость климато-гидрологических факторов регионального масштаба.

Заключение. За короткий период наблюдений в бухте Триозерье в песчаных биотопах мелководья выявлена типичная псаммофильная фауна, сходная на родовом уровне с таковой в других регионах. В течение трёх лет (с 2021 по 2023 г.) в мейобентосе происходили структурные изменения в составе и соотношении таксонов высокого ранга и массовых видов в зависимости от гидродинамического и солевого режима. В нематофауне менялся качественный и количественный состав, происходила смена доминантных форм. Характерная для современного периода изменчивость структуры мейобентосного сообщества также была обусловлена циклами развития и миграциями организмов в более глубокие и стабильные по условиям слои грунта.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Арзамасцев И. С., Преображенский Б. В. *Атлас подводных ландшафтов Японского моря*. Москва : Наука, 1990. 224 с. [Arzamastsev I. S., Preobrazhensky B. V. *Atlas of Underwater Landscapes of Sea of Japan*. Moscow : Nauka Publishers, 1990, 224 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/toigon>
2. Архивы погоды // *Погода и климат* : [сайт], 2024. [Arkhiyvy pogody. In: *Pogoda i klimat* : [site], 2024. (in Russ.)]. URL: <http://www.pogodaiklimat.ru/archive.php> [accessed: 29.03.2024].
3. Безруков П. Л., Лисицын А. П. Классификация осадков современных морских водоёмов // *Труды Института океанологии*. 1960. Т. 32. С. 3–14. [Bezrukov P. L., Licitzin A. P. Classification of bottom sediments in recent marine basins. *Trudy Instituta okeanologii*, 1960, vol. 32, pp. 3–14. (in Russ.)]
4. Гальцова В. В. Мейобентос в морских экосистемах (на примере свободноживущих нематод) // *Труды Зоологического института АН СССР*. 1991. Т. 224. 240 с. [Galtsova V. V. Meiobenthos in marine ecosystems (with special reference to freeliving nematodes). *Trudy Zoologicheskogo instituta AN SSSR*, 1991, vol. 224, 240 p. (in Russ.)]
5. ГОСТ 12536-2014. *Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава* : национальный стандарт Российской Федерации : издание официальное : утверждён и введён в действие Приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии от 12.12.2014 № 2022-ст : взамен ГОСТ 12536-79 : дата введения 01.07.2015 / разработан Открытым акционерным обществом «Производственный и научно-исследовательский институт по инженерным изысканиям в строительстве» (ОАО «ПНИИИС»). Москва : Стандартинформ, 2015. 20 с. [GOST 12536-2014. *Soils. Methods of Laboratory Granulometric (Grain-size) and Microaggregate Distribution* : national'nyi standart Rossiiskoi Federatsii : izdanie ofitsial'noe : utverzhden i vveden v deistvie Priказом Federal'nogo agenstva po tekhnicheskemu regulirovaniyu i metrologii ot 12.12.2014 No. 2022-st : vzamen GOST 12536-79 : data

- vvedeniya 01.07.2015 / razrabotan Otkrytym aktsionernym obshchestvom "Proizvodstvennyi i nauchno-issledovatel'skii institut po inzhenernym izyskaniyam v stroitel'stve" (ОАО "ПНИИС"). Moscow : Standartinform, 2015, 20 p. (in Russ.)]
6. ГОСТ 26213-91. *Почвы. Методы определения органического вещества* : взамен ГОСТ 26213-84; введен 01.07.1993. Москва : Издательство стандартов, 1992. 8 с. [GOST 26213-91. *Pochvy. Metody opredeleniya organicheskogo veshchestva* : vzamen GOST 26213-84; vveden 01.07.1993. Moscow : Izdatel'stvo standartov, 1992, 8 p. (in Russ.)]
 7. Кулепанов В. Н., Соколенко Д. А., Власенко Р. В. Состояние зарослей массовых видов макрофитов в прибрежье Приморья (Японское море) // *Рациональная эксплуатация водных биологических ресурсов* : материалы международной научно-технической конференции, Владивосток, 26–27 октября 2023 г. Владивосток : Дальрыбвтуз, 2023. С. 59–65. [Kulepanov V. N., Sokolenko D. A., Vlasenko R. V. The state of thickets of mass species of macrophytes in the coastal region of Primorye. In: *Ratsional'naya ekspluatatsiya vodnykh biologicheskikh resursov* : materialy mezhdunarodnoi nauchno-tekhnicheskoi konferentsii, Vladivostok, 26–27 oktyabrya 2023 g. Vladivostok : Dal'rybvtuz, 2023, pp. 59–65. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/cfyqah>
 8. Мануйлов В. А. *Подводные ландшафты залива Петра Великого*. Владивосток : Изд-во Дальневосточного университета, 1990. 168 с. [Manuilov V. A. *Podvodnye landshafty zaliva Petra Velikogo*. Vladivostok : Izd-vo Dal'nevostochnogo universiteta, 1990, 168 p. (in Russ.)]
 9. Мокиевский В. О. *Экология морского мейобентоса*. Москва : Тов-во научных изданий КМК, 2009. 286 с. [Mokievsky V. O. *Ekologiya morskogo meiobentosa*. Moscow : KMK Scientific Press, 2009, 286 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qksklt>
 10. Павлюк О. Н. Мейобентос бухт острова Фуругельма и бухты Сивучья (залив Петра Великого Японского моря) // *Биология моря*. 2004. Т. 30, № 3. С. 183–190. [Pavlyuk O. N. Meiobenthos of bays of Furugelm Island and Sivuchya Bight (Peter the Great Bay, Sea of Japan). *Biologiya morya*, 2004, vol. 30, no. 3, pp. 183–190. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ebwdf>
 11. Павлюк О. Н., Требухова Ю. А., Пропп Л. Н. Межгодовые изменения в структуре сообществ мейобентоса в бухте Бойсмана залива Петра Великого (Японское море) // *Биология моря*. 2012. Т. 38, № 6. С. 428–439. [Pavlyuk O. N., Trebukhova Yu. A., Propp L. N. Interannual variations of the meiobenthic community structure in Boisman Bay (Peter the Great Bay, Sea of Japan). *Biologiya morya*, 2012, vol. 38, no. 6, pp. 428–439. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/pjgzbn>
 12. Петелин В. П. *Гранулометрический анализ морских донных осадков*. Москва : Наука, 1967. 128 с. [Petelin V. P. *Granulometricheskii analiz morskikh donnykh osadkov*. Moscow : Nauka, 1967, 128 p. (in Russ.)]
 13. Преображенский Б. В., Жариков В. В., Дубейковский Л. В. *Основы подводного ландшафтоведения (управление морскими экосистемами)*. Владивосток : Дальнаука, 2000. 352 с. [Preobrazhensky B. V., Zharikov V. V., Dubeikovskiy L. V. *Basics of Underwater Landscape Studies (Management of Marine Ecosystems)*. Vladivostok : Dal'nauka, 2000, 352 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/tvbslt>
 14. Смирнова Е. В. *Структура и динамика сообществ песчаных грунтов прибрежной мелководной зоны северо-западной части Японского моря* : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Дальневосточный федеральный университет. Владивосток, 2012. 128 с. [Smirnova E. V. *Struktura i dinamika soobshchestv peschanykh gruntov pribrezhnoi melkovodnoi zony severo-zapadnoi chasti Yaponskogo morya*. [dissertation] / Dal'nevostochnyi federal'nyi universitet. Vladivostok, 2012, 128 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qfylvh>
 15. Смирнова Е. В., Фадеева Н. П. Распределение интерстициальной фауны в морских песках мелководной зоны открытых бухт залива Петра Великого, Японское море // *Актуальные проблемы освоения биологических ресурсов Мирового океана* : материалы II Международной конференции, Владивосток, 22–24 мая 2012 г. Владивосток : Дальрыбвтуз, 2012. С. 436. [Smirnova E. V., Fadeeva N. P. Raspre-delenie interstitsial'noi fauny v morskikh peskakh melkovodnoi zony otkrytykh bukht zaliva Petra Velikogo, Yaponskoe more. In: *Aktual'nye problemy osvoeniya biologicheskikh resursov Mirovogo okeana* : materialy II Mezhdunarodnoi

- konferentsii, Vladivostok, 22–24 maya 2012 g. Vladivostok : Dal'rybvtuz, 2012, pp. 436. (in Russ.)]
16. Требухова Ю. А., Павлюк О. Н. Видовой состав и распределение свободноживущих морских нематод в заливе Восток Японского моря // *Биология моря*. 2006. Т. 32, № 1. С. 8–16. [Trebukhova Yu. A., Pavlyuk O. N. Species composition and distribution of free-living marine nematodes in Vostok Bay, Sea of Japan. *Biologiya morya*, 2006, vol. 32, no. 1, pp. 8–16. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hzjjvd>
 17. Удалов А. А., Бурковский И. В. Роль мезобентоса в размерной структуре литоральной экосистемы // *Океанология*. 2002. Т. 42, № 4. С. 527–536. [Udalov A. A., Burkovskii I. V. The role of the mesobenthos in the size structure of an intertidal ecosystem. *Okeanologiya*, 2002, vol. 42, no. 4, pp. 527–536. (in Russ.)]
 18. Удалов А. А., Мокиевский В. О., Чертопруд Е. С. Влияние градиента солёности на распределение мейобентоса в эстуарии реки Чёрная (Белое море) // *Океанология*. 2005. Т. 45, № 5. С. 719–727. [Udalov A. A., Mokievskii V. O., Chertoprud E. S. Influence of the salinity gradient on the distribution of meiobenthos in the Chernaya River estuary (White Sea). *Okeanologiya*, 2005, vol. 45, no. 5, pp. 719–727. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hrwtep>
 19. Фадеева Н. П. Распределение свободноживущих нематод в районе бухты Киевки // *Биологические исследования бентоса и обрастания в Японском море*. Владивосток : ДВО АН СССР, 1991. С. 66–84. [Fadееva N. P. Raspredelenie svobodnozhivushchikh nematod v raione bukhty Kievki. In: *Biologicheskie issledovaniya bentosa i obrastaniya v Yaponskom more*. Vladivostok : DVO AN SSSR, 1991, pp. 66–84. (in Russ.)]
 20. Чесунов А. В. *Биология морских нематод*. Москва : Тов-во научных изданий КМК, 2006. 367 с. [Chesunov A. V. *Biologiya morskikh nematod*. Moscow : KMK Scientific Press, 2006, 367 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/otyhal>
 21. Численко Л. Л. *Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела (морской мезобентос и планктон)*. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1968. 106 с. [Chislenko L. L. *Nomogrammy dlya opredeleniya vesa vodnykh organizmov po razmeram i forme tela (morskoï mezobentos i plankton)*. Leningrad : Nauka, Leningrad. otd-nie, 1968, 106 p. (in Russ.)]
 22. Шитиков В. К., Головатюк Л. В. ABC-метод и специфика доминирования видов в донных речных сообществах // *Поволжский экологический журнал*. 2013. № 1. С. 088–097. [Shitikov V. K., Golovatyuk L. V. ABC method and the domination specificity of species in bottom river communities. *Povolzhskii ekologicheskii zhurnal*, 2013, no. 1, pp. 088–097. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qzbzmp>
 23. Clarke K. R., Gorley R. N. *PRIMER v6: User Manual. Tutorial*. Plymouth : PRIMER-E, 2006, 190 p.
 24. Clarke K. R. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1990, vol. 138, iss. 1–2, pp. 143–157. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(90\)90181-B](https://doi.org/10.1016/0022-0981(90)90181-B)
 25. Fadееva N. P., Karpova A. A. New species of *Metadesmolaimus*, *Rhynchonema* and *Gairleanema* (Nematoda) from the sandy beaches of the Sea of Japan. *Zootaxa*, 2024, vol. 5537, no. 1, pp. 115–132. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5537.1.6>
 26. Gheskiere T., Vincx M., Urban-Malinga B., Rossano C., Scapini F., Degraer S. Nematodes from wave-dominated sandy beaches: Diversity, zonation patterns and testing of the isocommunities concept. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, vol. 62, iss. 1–2, pp. 365–375. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.024>
 27. Giere O. *Meiobenthology. The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. 2nd edition. Berlin ; Heidelberg : Springer-Verlag, 2009, 538 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-68661-3>
 28. Gowing M. M., Hulings N. C. A spatial study of meiofauna on a sewage-polluted Lebanese sand beach. *Acta Adriatica*, 1976, vol. 18, pp. 341–363.
 29. Heip C. H. R., Vincx M., Vranken G. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 1985, vol. 23, pp. 399–489.
 30. Lee M. R., Riveros M. Latitudinal trends in the species richness of free-living marine nematode assemblages from exposed sandy beaches along the coast of Chile (18–42 °S). *Marine Ecology*, 2012, vol. 33, iss. 3, pp. 317–325. <https://doi.org/10.1111/J.1439-0485.2011.00497.X>

31. Maria T. F., Vanaverbeke J., Esteves A. M., De Troch M., Vanreusel A. The importance of biological interactions for the vertical distribution of nematodes in a temperate ultra-dissipative sandy beach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2012, vol. 97, pp. 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.030>
32. McLachlan A. The ecology of two sandy beaches near Walvis Bay. *Madoqua*, 1985, vol. 14, no. 2, pp. 155–163.
33. Nicholas W. L., Hodda M. Free-living nematodes of a temperate, high-energy sandy beach: Faunal composition and variation over space and time. *Hydrobiologia*, 1999, vol. 394, pp. 113–127. <https://doi.org/10.1023/A:1003544115600>
34. Steyaert M., Herman P. M. J., Moens T., Widows J., Vincx M. Tidal migration of nematodes on an estuarine tidal flat (the Molenplaat, Schelde Estuary, SW Netherlands). *Marine Ecology Progress Series*, 2001, no. 224, pp. 299–304. <https://doi.org/10.3354/meps224299>
35. Trask P. D. *Origin and Environment of Source Sediments in Petroleum*. Houston : Gulf Publishing Company, 1932, 324 p.
36. Warwick R. M., Clarke K. R. Relearning the ABC: Taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 1994, vol. 118, iss. 4, pp. 739–744. <https://doi.org/10.1007/BF00347523>
37. Wieser W. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden: eine ökologisch-morphologische Studie. *Arkiv för Zoologi*, 1953, vol. 2, pp. 439–484.

INTERANNUAL CHANGES IN THE STRUCTURE OF MEIOBENTHOS IN SANDY SHALLOWS OF THE TRIOZERYE BAY (SEA OF JAPAN)

A. Karpova^{1,2} and N. Fadeeva¹

¹Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russian Federation

²A. V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology, FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation
E-mail: lyuney@gmail.com

This paper is the first one to provide results of the study on the dynamics of biological parameters of the meiobenthos within the coastal strip of sandy sediments in the Triozerie Bay (Sea of Japan) in July–August 2021–2023. During the investigation, 20 taxa of the meiofauna were registered, with the basis formed by representatives of Harpacticoida, Nematoda, Copepoda, Turbellaria, Gastrotricha, Annelida, Halacaridae, and Ostracoda. The nematofauna mostly covered free-living nematodes *Daptonema normanicum*, *Enoplolaimus pectinatus*, *Metadesmolaimus innii*, and *Parascolaimus proprius*. In general, the structure of qualitative and quantitative indicators of meiobenthos and nematofauna changed annually due to fluctuations in the grain size distribution of bottom sediments.

Keywords: Sea of Japan, interannual changes, grain size distribution, organic matter, meiobenthos, nematofauna

УДК 594-155.3(262.5)

ТАКСОЦЕН МОЛЛЮСКОВ РЫХЛЫХ ГРУНТОВ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО СЕКТОРА ЧЁРНОГО МОРЯ В НАЧАЛЕ XXI ВЕКА

© 2025 г. Г. А. Колючкина¹, И. В. Любимов¹, Н. А. Данилова^{1,2}

¹Институт океанологии имени П. П. Ширшова РАН, Москва, Российская Федерация

²Российский государственный аграрный университет — МСХА имени К. А. Тимирязева,
Москва, Российская Федерация
E-mail: galka.sio@gmail.com

Поступила в редакцию 13.11.2023; после доработки 19.04.2024;
принята к публикации 20.03.2025.

В условиях нарастающих климатических и антропогенных изменений одной из наиболее актуальных задач современной экологии является понимание взаимосвязи динамики морских экосистем и окружающей среды. В то же время далеко не все происходящие в морских шельфовых экосистемах изменения можно объяснить влиянием внешних факторов, поскольку динамика экосистем, связанная с действием внутренних процессов, таких как естественные сукцессии, известна фрагментарно. Донные сообщества играют ведущую роль в функционировании экосистем, модифицируя среду обитания, влияя на круговорот питательных веществ и первичную продуктивность. С донными экосистемами связывают возможность иммобилизации и секвестра углерода, оценка которых остаётся фундаментальной научной задачей. Прибрежные сообщества Чёрного моря являются удобной моделью для такого рода исследований. Здесь доминирующие позиции в бентосе занимают карбонатпродуцирующие организмы — моллюски. Целью настоящей работы было изучение динамики обилия и популяционной структуры моллюсков рыхлых грунтов прибрежной зоны северокавказского побережья Чёрного моря в 2015–2022 гг. Выполнены ежегодные сборы материала на глубинах 10 и 25 м. Проанализированы структура таксоцены моллюсков и динамика размерной структуры поселений его основных доминантов: на 10-м глубине — *Chamelea gallina* и *Lucinella divaricata*, а на 25-м глубине — *Gouldia minima* и *Pitar rudis*. Колебания обилия этих видов достигали порядка величин. Наибольшие биомассы таксоцены отмечены в 2020 г., что совпало с максимальными значениями температуры и солёности поверхностных вод (с засушливым периодом). Выявлено успешное ежегодное пополнение, установлен мультимодальный вид размерно-частотных диаграмм этих моллюсков, за исключением *G. minima*, ювенильные стадии которой в пробах практически не встречались. На основании анализа размерно-частотных диаграмм сделана попытка оценить средний предельный возраст особей в поселениях этих видов. Не выявлено линейных зависимостей между значениями абиотических факторов и структурой таксоцены. Охарактеризованы тенденции параллельного изменения обилия ювенильных особей в поселениях и общей биомассы каждого из исследованных видов.

Ключевые слова: Чёрное море, двустворчатые моллюски, макрозообентос, динамика поселений

Донные сообщества играют ведущую роль в функционировании морских экосистем, модифицируя среду обитания и влияя на круговорот питательных веществ и на первичную продуктивность. С донными экосистемами связывают возможность иммобилизации и секвестра углерода, оценка которых остаётся фундаментальной научной проблемой [Романкевич, Ветров, 2001]. В условиях всё более активных климатических и антропогенных изменений одной из наиболее

актуальных задач современной экологии является изучение формирования отклика морских экосистем — структурных перестроек сообществ, динамики трофических взаимодействий и адаптации видов к меняющимся условиям окружающей среды. В то же время далеко не все перестройки, происходящие в бентосе морского шельфа, можно объяснить влиянием внешних факторов. Динамика экосистем, связанная с действием внутренних процессов, таких как естественные сукцессии, изучена фрагментарно [Жирков, 2010]. Сообщества макрозообентоса рыхлых грунтов Чёрного моря являются удобной моделью для такого рода исследований. В литературе нет ни одной работы, посвящённой анализу механизмов динамики черноморского макрозообентоса, которая была бы выполнена на однородном ряде долговременных наблюдений (4–5 лет и более). Однако известно, что донные экосистемы Чёрного моря в конце XX — начале XXI в. претерпевали драматические изменения. Причины этих перестроек уходят корнями далеко в глубь XX в., когда начались неконтролируемый вылов рыбных ресурсов и зарегулирование крупных водотоков, впадающих в Чёрное море, произошла антропогенная гиперэвтрофикация бассейна, а также возросло его загрязнение [Bologa et al., 1995]. Большую роль в перестройках сообществ играли виды-вселенцы. В результате в 1970-е гг. произошло изменение показателей биоразнообразия и обилия макрозообентоса, причём наиболее сильно оно затронуло северо-западную часть Чёрного моря [Митилиды Чёрного моря, 1990; Ревков, 2003; Exotic Species in the Aegean, 2001; Marinov, Stoykov, 1990; Tiganus, 1997]. Гиперэвтрофикация привела к вспышкам развития планктона, что вызвало увеличение содержания органического углерода в толще воды, усиление седиментации и сокращение концентрации кислорода в придонном слое [Bologa et al., 1995]. В северо-западной части Чёрного моря стали ежегодно появляться области гипоксии и происходить заморы в бентосных сообществах; также изменилась структура поселений двустворчатых моллюсков: преобладающим классом стали молодые особи [Bologa et al., 1995]. В результате в 1980-е гг. зарегистрированы почти двукратное сокращение количества видов макрозообентоса, преимущественно за счёт ракообразных, снижение роли псаммофильных видов и увеличение роли пелофильных, в том числе дальних вселенцев [*Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906), Bivalvia] [Алексеев, Синегуб, 1992; Bologa et al., 1995]. К началу XXI в. в северо-западной части Чёрного моря появилась тенденция к восстановлению видового разнообразия и структуры сообществ после катастрофических перестроек [Dumitrache, Abaza, 2004; Revkov et al., 2018].

На северо-восточном побережье Чёрного моря, напротив, в 1999–2005 гг. было отмечено снижение видового разнообразия макрозообентоса на фоне значительных ежегодных колебаний численности и биомассы в биоценозе *Chamelea gallina* (Linnaeus, 1758) [Кучерук и др., 2002; Chikina, Kucheruk, 2005]. Этот биоценоз в XX в. был зафиксирован на глубинах 10–30 м [Киселева, 1981, 1992]. В связи с двойным прессом хищных вселенцев [гребневика *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 — на планктонные личиночные стадии; брюхоногого моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) — на взрослые донные стадии] к 1999 г. двустворчатые моллюски на глубинах 10–30 м практически не встречались [Кучерук и др., 2002]. Осенью 1999 г., после появления и массового развития инвазивного облигатного ктенофорфа — гребневика *Beroe ovata* Bruguière, 1789, благодаря которому оказался ослаблен пресс на личиночные стадии, — было отмечено массовое оседание двустворчатых моллюсков по всему побережью Северного Кавказа от Геленджика до Адлера [Кучерук и др., 2002; Chikina, Kucheruk, 2005]. В 2001 г. биомасса основных доминантов достигала значений более $1 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$, а численность — около $2,5 \text{ тыс. экз.} \cdot \text{м}^{-2}$ [Chikina, Kucheruk, 2005], но к 2005 г. они снизились практически до нулевых отметок [Кучерук и др., 2012]. Однако если на глубине 10–15 м доминантом оставалась, как и в XX в., *Ch. gallina*, то на 20–30 м ключевые позиции занял вселенец *A. kagoshimensis*. К 2005 г. из-за повторно возросшего пресса *R. venosa* на двустворчатых моллюсков численность и биомасса макрозообентоса упали на порядок — до $340\text{--}554 \text{ экз.} \cdot \text{м}^{-2}$ и $12\text{--}146 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ [Чикина, 2009]. В 2005–2007 гг. на глубинах 10–15 м доминировал вид *Ch. gallina*, а на 20–30 м преобладал

прежде второстепенный вид сообщества *Ch. gallina* — *Pitar rudis* (Poli, 1795) [Кучерук и др., 2012]. Такое разделение поясного сообщества на две зоны сохранялось и в 2010-е гг. [Колючкина и др., 2020]. При этом в 2014–2017 гг. установлено увеличение роли не отмечавшегося в начале 2000-х гг. двустворчатого моллюска *Gouldia minima* (Montagu, 1803) — одного из руководящих видов сообщества *Ch. gallina* в XX в. [Киселева, 1981]. В последние годы появляются сообщения о стабилизации обилия и показателей видового разнообразия макрозообентоса на Северном Кавказе [Колючкина и др., 2020; Селифонова, Часовников, 2017; Фроленко, Живоглядова, 2020; Фроленко и др., 2019], однако ни в одной из работ не проанализированы данные длительных наблюдений обилия макрозообентоса и динамики поселений основных доминантов сообществ — двустворчатых моллюсков. Сотрудники Института океанологии имени П. П. Ширшова РАН проводили ежегодный мониторинг состояния макрозообентоса в районе узкого шельфа (бухта Инал). Целью настоящей работы были исследование структуры и динамики таксоценоза Mollusca и динамики популяционной структуры двустворчатых моллюсков — доминантов, а также анализ определяющих их факторов в бухте Инал на глубинах 10 и 25 м в 2015–2022 гг.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования выполнены в 2015–2022 гг. в конце июня — начале июля на узком шельфе северо-восточного сектора Чёрного моря напротив бухты Инал (Туапсинский район Краснодарского края РФ) в ходе ежегодных экспедиций Института океанологии на МНИС «Ашамба». Пробы собирали дночерпателем «Океан» с площадью захвата 0,1 м² на глубинах 10 м (N44.3276°, E38.6146°) и 25 м (N44.3212°, E38.6024°) в трёх повторностях на станции, за исключением проб, собранных на глубине 25 м в 2021–2022 гг. (тогда было получено только две повторности). Всего проанализировали 46 проб с 16 станций. Из дополнительного дночерпателя пластиковым цилиндром отбирали верхние 5 см донных осадков для определения гранулометрического состава. Средняя поверхностная температура вод февраля — марта на метеостанции в районе города Туапсе получена с сайта <http://portal.esimo.ru/portal>. Температуру воды в момент съёмки измеряли портативным зондом-логгером Star-Oddi DST centi-TD ($\pm 0,1$ °C).

Непосредственно после отбора пробы макрозообентоса тотально промывали через сито с диаметром ячеек 0,5 мм, а затем фиксировали 4%-ным раствором формалина, приготовленным на морской воде. В лаборатории из каждой пробы выбирали все экземпляры моллюсков, переводили их в 75%-ный спирт, выполняли таксономическую идентификацию, определяли численность и воздушно-сухую биомассу видов в пробах (на весах с дискретностью до 0,001 г), а также средний вес особей (частное биомассы и численности). Полученные данные численности и биомассы для каждой пробы пересчитывали на 1 м². При идентификации использовали ключи определителя фауны Чёрного моря [1972], а также списки чужеродных видов [Шаловенков, 2020]. Проверку валидности видовых названий (на декабрь 2023 г.) выполняли согласно международной базе данных WoRMS [2023].

Анализ гранулометрического состава грунта проведён сотрудниками аналитической лаборатории Института океанологии водно-ситовым методом. Определено содержание основных фракций — от < 0,01 до > 10 мм.

Основную статистическую обработку данных по структуре таксоценоза проводили в программе PRIMER v6.1.16 с расширением PERMANOVA+ v1.0.6. Видовое разнообразие оценивали, используя кумулятивную кривую накопления числа видов с увеличением числа проб. Кроме того, выполняли расчёт ожидаемого полного числа видов с поправкой Chao2 на встречаемость редких видов [Chao, 1987]. Для выделения группировок проб провели кластерный анализ. Матрицы сходства рассчитывали с помощью индекса Брея — Кёртиса по $\log(x + 1)$ -трансформированной

биомассе. Рапана *R. venosa* — мигрирующий хищник, питающийся другими моллюсками, — была предварительно исключена из списка видов для анализа структуры таксоцено. В настоящем исследовании обилие этого вида рассматривали как фактор. Для определения достоверности различий между кластерами использовали метод SIMPROF (уровень достоверности 0,01). Достоверность различий между массивами данных проверяли при помощи непараметрического дисперсионного анализа Permutational ANOVA (PERMANOVA). Для подтверждения адекватности применённых методов (оценки вклада в изменчивость структуры сообществ пространственного и временного факторов) выполнили дополнительный двухфакторный анализ PERMANOVA данных лог-трансформированной биомассы видов в пробах для глубин 10 и 25 м (фактор 1 — глубина; фактор 2, вложенный в глубину, — год).

Для выявления динамики таксоцено применяли усреднение матриц сходства данных по биомассе (процедура Distance among centroids из пакета PERMANOVA+), в качестве группирующего фактора использовали год исследования [Anderson, 2001]. Для определения видов, вносящих наибольший вклад в сходство и различия в кластерах, применяли процедуру SIMPER для $\log(x + 1)$ -трансформированной биомассы видов в пробах. Доминирующими считали виды, вносящие максимальный вклад в биомассу таксоцено. На основании данных о встречаемости видов в пробах внутри каждого кластера (группы проб) различали виды [Воробьев, 1949]: руководящие («константы»), имеющие встречаемость 50–100 %; характерные, 25–50 %; редкие, менее 25 %.

Для анализа корреляций между структурой макрозообентоса и факторами окружающей среды использовали непараметрический регрессионный анализ DistLM [Clarke, Gorley, 2006], в качестве меры сходства применяли индекс Брея — Кёртиса по $\log(x + 1)$ -трансформированной биомассе видов в пробах. Как предикторы использовали: год от начала исследования; географические координаты, отражающие пространственное расположение станций; гранулометрический состав грунта (10 фракций); среднюю температуру поверхностных вод февраля — марта в районе метеостанции города Туапсе; обилие хищного брюхоногого моллюска *R. venosa*. Перед анализом выполнили нормализацию данных предикторов. Предикторы группировали по типу (использовали Group variables); критерий выбора (Selection criterion) — Adjusted R^2 ; процедура выбора (Selection procedure) — Step-wise. Достоверным во всех случаях считали значение $p < 0,001$. Для одномерных данных (по числу видов на станции, численности и биомассе таксоцено) проводили непараметрический анализ корреляций по Спирману (коэффициент корреляции R_{sp}) с теми же предикторами. Корреляцию считали достоверной при $p < 0,001$. Попарные отличия между независимыми выборками оценивали с использованием непараметрического критерия Манна — Уитни (достоверными считали различия при $p < 0,001$).

Для доминирующих видов исследовали динамику размерной структуры их поселений. Для этого использовали тотально все экземпляры каждого вида в двух пробах на станции. При суммарном объёме выборки менее 100 экз. объединяли материал трёх проб. При количестве экземпляров более 300 на одну пробу использовали материал одной пробы. Количество исследованных образцов могло отличаться от численности вида в пробе, поскольку в процессе повторных измерений часть особей была утеряна или имела повреждённую раковину. Повреждённых особей не измеряли повторно. Было измерено 89,4–97,9 % особей в пробах. У всех особей измеряли длину раковин. Для этого моллюсков каждого вида тотально из каждой исследуемой пробы отдельно располагали на ровной поверхности и фотографировали с масштабной линейкой (цена деления 0,1 мм), ориентируя камеру параллельно поверхности. Полученные снимки (300 dpi) анализировали в программе ImageJ 1.53a (Wayne Rasband, National Institutes of Health, USA). Точность программного определения превышала цену деления масштабной линейки, поэтому значения округляли до 0,1 мм. Отклонение получаемых с использованием программы и штангенциркуля (цена деления 0,02 мм) длин раковин составляли 2,4 %, или 0,3 мм (трёхкратное измерение

длин раковин в программе; результаты измерений штангенциркулем принимали за 100 %). Таким образом, точность измерений с использованием цифрового подхода составила 0,3 мм. Размерно-частотные распределения получали и анализировали в программе PAST 4.03 (Mixture analysis). Анализ основан на алгоритме ЕМ [Dempster et al., 1997], позволяющем выявлять локальные оптимумы. Процедура автоматически запускается 20 раз, каждый раз с новыми случайными стартовыми позициями для массива данных. Стабильность решения проверяли при трёхкратном повторном запуске алгоритма. Оптимальное решение (количество групп) выбирали при одновременном минимальном значении индекса Акаике [Akaike, 1974] и максимальном значении логарифмического правдоподобия.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Характеристика биотопа. В районе исследования отмечены песчаные (на глубине 10 м) и песчано-гравийные (на глубине 25 м) грунты. На 10-м глубине в грунте практически не зарегистрирована гравийная фракция, ($0,4 \pm 0,8$) %, в отличие от 25-м глубины, где содержание гравия достигало ($15,2 \pm 8,9$) % (рис. 1). Степень заиления между глубинами 10 и 25 м отличалась недостоверно. В 2015–2022 гг. зафиксирован слабо достоверный тренд увеличения содержания пелита ($R_{Sp} = 0,69$; $p = 0,06$) на глубине 25 м.

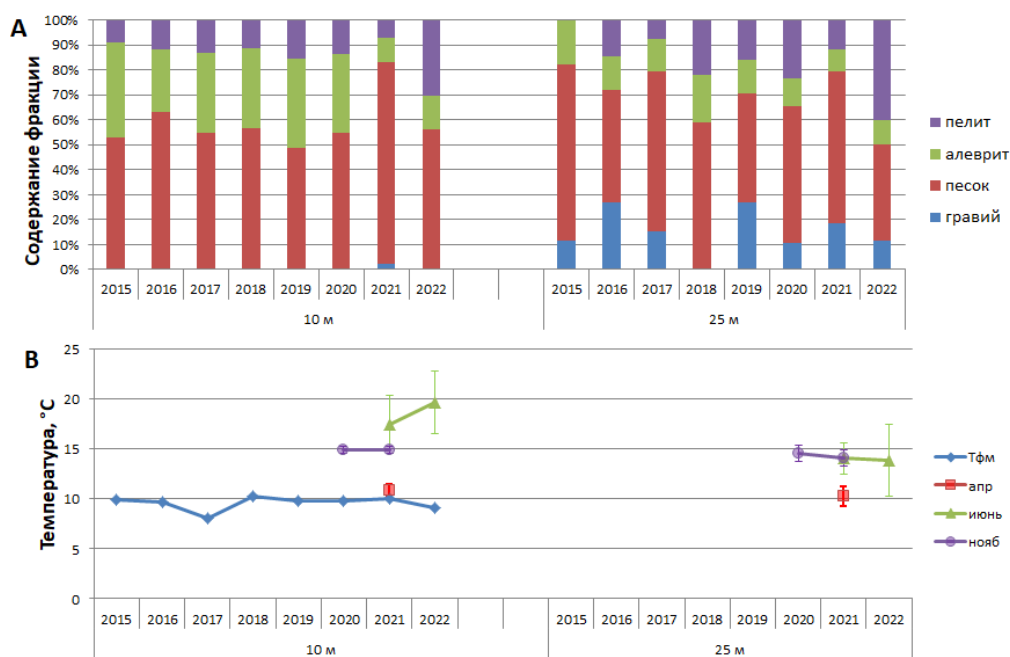


Рис. 1. Гранулометрический состав грунта (А); средние температуры поверхности воды в феврале — марте (Тфм) по данным метеостанции города Туапсе и температуры воды в точках наблюдения в разные сезоны (В) на глубинах 10 и 25 м в бухте Инал в 2015–2022 гг.

Fig. 1. Grain-size distribution of bottom sediments (A); mean water surface temperatures in February–March (Тфм) according to the Tuapse weather station data and water temperatures at observation sites in different seasons (B) at depths of 10 and 25 m in the Inal Bay in 2015–2022

Температурный режим на 10-м и 25-м глубинах различался лишь в летний период. И для 2021 г., и для 2022 г. выявлена достоверно более высокая температура вод — ($+17,4 \pm 2,9$) °С против ($+14,1 \pm 2,9$) °С в 2021 г. и ($+19,7 \pm 3,1$) °С против ($+13,9 \pm 2,6$) °С в 2022 г. (рис. 1В). Достоверных трендов средней температуры февраля — марта в исследованный период не отмечено. Наименьшее значение зафиксировано в 2017 г. ($+8,1$ °С). Также более низкое значение по сравнению со средним за период отмечено в 2022 г. ($+9,1$ °С).

Структура и динамика таксоцены Mollusca. В 2015–2022 гг. на глубинах 10 и 25 м найдено 29 видов моллюсков. На 10-м глубине в 27 пробах зарегистрировано 20 видов, от 3 до 12 на пробу [в среднем (7 ± 2) ; здесь и далее среднее $\pm$ стандартное отклонение] (рис. 2А). Ожидаемое число видов с поправкой Chao2 — (21 ± 1) , что указывает на достаточно высокую репрезентативность выборки. Не выявлено тенденций изменения числа видов со временем; достоверные отличия отмечены лишь для 2019 и 2020 гг., когда число видов выросло почти вдвое. На 25-м глубине в 25 пробах найдено 24 вида [с поправкой Chao2 — (30 ± 8)], от 3 до 14 на пробу [в среднем (8 ± 3)] (рис. 2А). Число видов не было постоянным: минимум определён в 2016–2017 гг., максимум — в 2020 г. (отличия достоверны, $p < 0,05$).

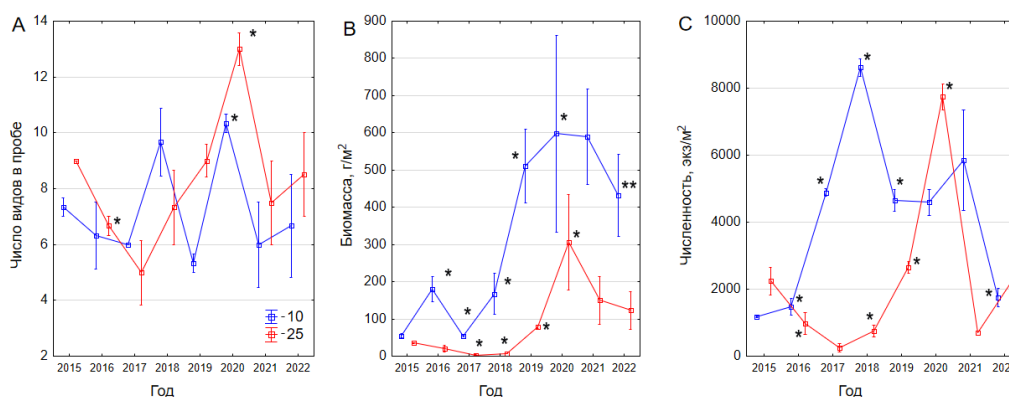


Рис. 2. Динамика числа видов в пробе (А), суммарной биомассы (В) и численности (С) таксоцены Mollusca на глубинах 10 и 25 м. * — значения параметра, достоверно отличающиеся от предыдущих; ** — от значений 2020 г. Планки погрешностей — стандартная ошибка среднего; точки — среднее

Fig. 2. Dynamics of the species number *per* sample (А), total biomass (В), and abundance (С) of Mollusca taxocenosis at depths of 10 and 25 m. * marks values of the parameter that significantly differ from those of the previous year; ** mark values that significantly differ from those of 2020. Error bars are standard error of the mean; points are the mean

В 2015–2022 гг. суммарная биомасса в таксоцене Mollusca колебалась в широких пределах — $45,8\text{--}869,1 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ на 10 м и $0,3\text{--}513,8 \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ на 25 м (рис. 2В). На протяжении 2015–2018 гг. на 10-м глубине биомасса испытывала ежегодные колебания (межгодовые отличия достоверны, $p < 0,05$), достигая минимальных значений в 2015 и 2017 гг. и максимальных в 2016 и 2018 гг. В 2019 г. биомасса таксоцены на этой глубине возросла более чем в два раза по сравнению с таковой 2018 г. (рис. 2В). Тенденция роста биомассы сохранилась и в 2020 г. В 2021–2022 гг. появился тренд снижения биомассы, отличия между значениями в 2020 и 2022 гг. были достоверными (рис. 2В). На 25-м глубине биомасса уменьшилась от $(35,1 \pm 3,5) \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ в 2015 г. до $(3,4 \pm 2,7) \text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$ в 2017 г. С 2018 по 2020 г. биомасса таксоцены возрастала (межгодовые отличия достоверны, $p < 0,05$) на два порядка. В 2021 г. значение снизилось в три раза (отличия от 2020 г. недостоверны из-за малого количества проб). В 2022 г. биомасса сохранялась примерно на таком же уровне (отличия от 2020 г. недостоверны). При объединении проб 2021 и 2022 гг. их отличия по биомассе от значений 2020 г. становились достоверными. Таким образом, и на 10 м, и на 25 м параллельно зарегистрировано увеличение биомасс в таксоцене Mollusca в 2018–2020 гг. и снижение с 2021 г., достоверно определяемое в 2022 г.

Численность в таксоцене Mollusca в эти годы колебалась в широких пределах — от 60 до $10\,050 \text{ экз}\cdot\text{м}^{-2}$ (рис. 2С). На 10-м глубине в 2015–2016 гг. численность была низкой. В 2017 г. она достоверно увеличилась в 3,3 раза, а в 2018 г. — ещё почти вдвое. В 2019 г. отмечено достоверное снижение численности до значений 2017 г. В 2020 и 2021 гг. достоверных межгодовых отличий не выявлено, а в 2022 г. численность в таксоцене сократилась вдвое. На 25-м глубине

с 2015 по 2017 г. отмечено снижение численности на порядок. С 2018 по 2020 г. зарегистрирован рост численности на порядок. В 2021 и 2022 гг. численность была сходной и достоверно отличалась от значений 2020 г. в 4,5 раза.

Хищный брюхоногий моллюск *R. venosa* обнаружен всего в шести пробах в 2017, 2018, 2021 и 2022 гг. (рис. 3). Достоверных тенденций обилия вида не выявлено.

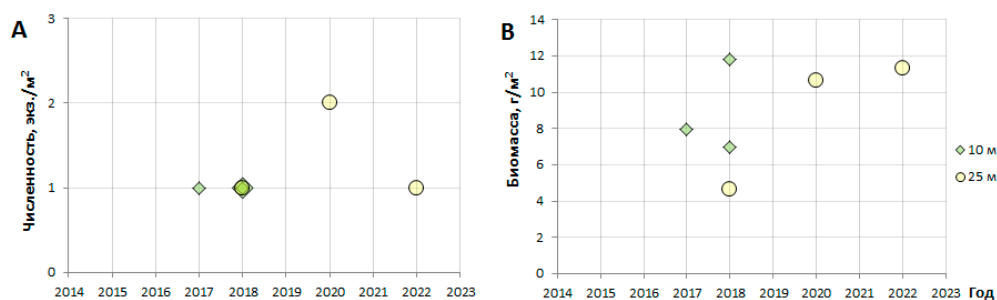


Рис. 3. Численность (А) и биомасса (В) *Rapana venosa* в пробах 2015–2022 гг. на глубинах 10 и 25 м в бухте Инал

Fig. 3. *Rapana venosa* abundance (A) and biomass (B) in samples of 2015–2022 at depths of 10 and 25 m in the Inal Bay

Двухфакторный дисперсионный анализ (PERMANOVA) показал, что вклад различий по глубинам в общую изменчивость данных по биомассе выше, чем по годам в каждом диапазоне глубин (табл. 1). Таким образом, мы отвергаем нулевую гипотезу о том, что никаких статистически значимых различий между структурой таксоценов глубин 10 и 25 м не существует, а также об отсутствии межгодовых отличий.

Таблица 1. Результаты двухфакторного дисперсионного анализа (PERMANOVA) для $\log(x+1)$ -трансформированных биомасс видов таксоценов Mollusca на глубинах 10 и 25 м в бухте Инал в 2015–2022 гг.

Table 1. Results of two-way analysis of variance (PERMANOVA) for $\log(x+1)$ -transformed biomass of species of Mollusca taxocene at depths of 10 and 25 m in the Inal Bay in 2015–2022

Фактор	Степени свободы	Сумма квадратов	Средняя сумма	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i> (перестановочный)	Число перестановок	Вклад в вариацию (SS/SS _{total}), %
Глубина, м	1	38 827	38 827	94,303	0,001	999	48
Год (глубина, м)	14	28 849	2060,7	5,005	0,001	999	36
Остаточная изменчивость	31	12 763	411,7				
Общая изменчивость	46	80 636					

Кластерный анализ данных по биомассе позволил выделить четыре основных группировки проб (рис. 4). Состав видов и встречаемость в них приведены в табл. 2.

Группировка 1 объединяла все 24 пробы, собранные на глубине 10 м в 2015–2022 гг. Среднее сходство проб (SIMPER) здесь достигало 71 %. Основной вклад в сходство проб (96 %) вносили три вида — *Ch. gallina*, *Donax semistriatus* Poli, 1795 и *Lucinella divaricata* (Linnaeus, 1758). Встречаемостью 100 % характеризовались два основных доминанта таксоценона — *Ch. gallina* и *L. divaricata* (табл. 2). Эти два вида, а также *D. semistriatus* (встречаемость 88 %) и *A. kagoshimensis* (встречаемость 50 %) вносили основной вклад во внутрикомплексное сходство

по лог-трансформированной биомассе (суммарно до 96–100 %). Руководящими видами таксоцены в этой группировке были *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) и *Fabulina fabula* (Gmelin, 1791), однако их вклад во внутрикомплексное сходство по биомассе таксоцены не превышал 3 %. Брюхоногие моллюски отличались от двустворчатых более низкой встречаемостью (до 25 %) и низкой биомассой. Отмечены всего 3 экз. хищного брюхоногого моллюска *R. venosa* — в 2017 г. (индивидуальная масса особи составляла 7,9 г) и 2018 г. (11,7 и 6,9 г).

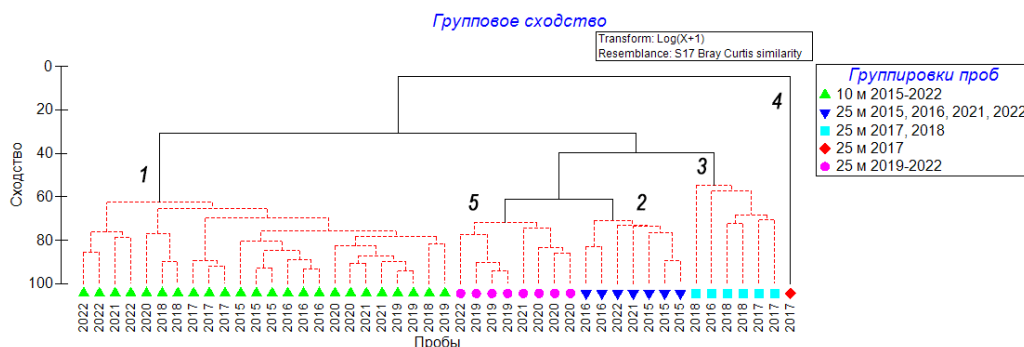


Рис. 4. Результаты кластерного анализа структуры таксоцены Mollusca на основе значений индекса сходства Брея — Кёртиса, рассчитанного по $\log(x + 1)$ -трансформированной биомассе для проб 2015–2022 гг. в бухте Инал. Красным пунктиром показаны группировки, выделенные процедурой SIMPROF (уровень достоверности 1 %). Цифрами обозначены номера группировок

Fig. 4. Results of cluster analysis of Mollusca taxocene structure based on values of the Bray–Curtis similarity index calculated from the $\log(x + 1)$ -transformed biomass for samples of 2015–2022 in the Inal Bay. Red dotted lines show the groupings identified by SIMPROF procedure (confidence level of 1 %). Digits indicate numbers of the groupings

Остальные группировки объединяли пробы 25-м глубины. Группировка 2 включала 7 проб 2015, 2016, 2021 и 2022 гг. Число видов на пробу здесь составляло от 6 до 11, в среднем (8 ± 2) ; биомасса — $(45,0 \pm 24,5)$ г·м⁻². Эта группа объединила пробы с низкой биомассой. Численность изменялась от 700 до 3040 экз·м⁻². Пробы объединялись на уровне сходства в среднем 74 % (SIMPER). Основной вклад в сходство проб (96 %) вносили три вида — *G. minima*, *P. rudis* и *Ch. gallina*. Эти виды, а также *S. subtruncata* и *L. divaricata* имели встречаемость 100 %. Основной вклад во внутрикомплексное сходство по биомассе в этой группировке вносили два вида, *G. minima* (35–83 %) и *P. rudis* (4–49 %), обеспечивая суммарно 56–93 % биомассы. Вклад *Ch. gallina* в биомассу составлял 3–17 %, *S. subtruncata* — 1–7 %, *L. divaricata* — 2–10 %. Характерным видом таксоцены в этой группировке был вселенец *A. kagoshimensis*, отмеченный на 86 % станций. Его вклад в биомассу составлял 1–3 %; лишь в одной пробе, где попалась одна крупная особь этого вида (длина раковины 36,2 мм) с индивидуальной массой 10,8 г, значение достигло 32 %. Встречаемость видов класса Gastropoda не превышала 29 %. Единственный экземпляр *R. venosa* найден в 2022 г. (индивидуальная масса 11,3 г).

Группировка 3 включала 6 проб 2016–2018 гг. Среднее сходство проб (SIMPER) — 54 %. Число видов — 5–10, (7 ± 2) вида на пробу. Биомасса таксоцены составляла здесь $(6,2 \pm 1,3)$ г·м⁻², численность — (560 ± 293) экз·м⁻²; таким образом, эта группа объединила пробы, где были отмечены минимальные в исследуемый период значения биомассы и численности. Основной вклад в сходство проб (96 %) вносили четыре вида — *G. minima*, *P. rudis*, *Ch. gallina* и *L. divaricata*. Они были отмечены во всех пробах группировки и формировали 63–92 % биомассы таксоцены. Характерными видами здесь также являлись *A. kagoshimensis* (встречаемость 67 %) и *S. subtruncata* (встречаемость 83 %), биомасса которых достигала в одной из проб 12 и 16 % соответственно. Здесь не выявлены Gastropoda, за исключением *R. venosa*, встреченной в единственном экземпляре в одной из проб 2017 г. (индивидуальная масса 4,7 г).

Таблица 2. Встречаемость Mollusca в 2015–2022 гг. в бухте Инал (%). Группировки: 1 — глубина 10 м, 2015–2022 гг.; 2 — глубина 25 м, 2015, 2016, 2021 и 2022 гг.; 3 — глубина 25 м, 2016–2018 гг.; 4 — глубина 25 м, 2017 г.; 5 — глубина 25 м, 2019–2022 гг.

Table 2. Mollusca occurrence in 2015–2022 in the Inal Bay (%). The groupings: 1, a depth of 10 m, 2015–2022; 2, a depth of 25 m, 2015, 2016, 2021, and 2022; 3, a depth of 25 m, 2016–2018; 4, a depth of 25 m, 2017; 5, a depth of 25 m, 2019–2022

Класс	Вид	Группировка				
		1	2	3	4	5
Bivalvia	<i>Abra alba</i> (W. Wood, 1802)	4	29	17	38	0
	<i>Abra nitida</i> (O. F. Müller, 1776)	0	0	0	13	0
	<i>Acanthocardia paucicostata</i> (G. B. Sowerby II, 1834)	0	0	17	25	0
	<i>Anadara kagoshimensis</i> (Tokunaga, 1906)	50	86	67	100	0
	<i>Parvicardium simile</i> (Milaschewitsch, 1909)	0	14	17	0	0
	<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus, 1758)	100	100	100	100	0
	<i>Donax semistriatus</i> Poli, 1795	88	0	33	63	0
	<i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	46	100	100	100	100
	<i>Lentidium mediterraneum</i> (O. G. Costa, 1830)	42	0	0	0	0
	<i>Lucinella divaricata</i> (Linnaeus, 1758)	100	100	100	100	0
	<i>Mytilaster lineatus</i> (Gmelin, 1791)	17	0	33	38	0
	<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	4	14	17	38	0
	<i>Pitar rudis</i> (Poli, 1795)	25	100	100	100	100
	<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)	92	100	83	100	100
	<i>Fabulina fabula</i> (Gmelin, 1791)	83	43	0	63	0
	<i>Bela nebula</i> (Montagu, 1803)	4	0	0	0	0
Gastropoda	<i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	4	0	0	0	0
	<i>Brachystomia scalaris</i> (MacGillivray, 1843)	25	0	0	13	0
	<i>Calyptrea chinensis</i> (Linnaeus, 1758)	0	14	0	63	0
	<i>Epitonium clathrus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	13	0
	<i>Hydrobia acuta</i> (Draparnaud, 1805)	0	14	0	0	0
	<i>Parthenina interstincta</i> (J. Adams, 1797)	8	0	0	0	0
	<i>Parthenina terebellum</i> (R. A. Philippi, 1844)	0	14	0	0	0
	<i>Retusa truncatula</i> (Bruguière, 1792)	0	14	0	25	0
	<i>Retusa variabilis</i> (Milaschewitsch, 1912)	0	14	0	0	0
	<i>Rissoa splendida</i> Eichwald, 1830	4	14	0	25	0
	<i>Tragula fenestrata</i> (Jeffreys, 1848)	13	29	0	0	0
	<i>Tritia neritea</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	0	0	0
	<i>Tritia reticulata</i> (Linnaeus, 1758)	8	0	0	13	0
	<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes, 1846)	13	14	17	13	0
	Количество проб в группе	24	7	6	1	8

Одна из проб, собранная на глубине 25 м в 2017 г., не входила ни в одну из группировок (отмечена номером 4). Здесь выявлены всего три вида — *S. subtruncata* (79 % биомассы), *P. rudis* (18 %) и *G. minima* (3 %). Суммарная биомасса составила 0,33 г·м⁻². *R. venosa* не зарегистрирована.

Группировка 5 включала 8 проб 2019–2022 гг. Среднее сходство проб (SIMPER) — 49 %. Число видов на пробу — от 7 до 14, в среднем (11 ± 3). Значения биомассы таксоцена составляли (250,5 ± 182,6) г·м⁻², а численности — (4444 ± 2799) экз·м⁻². Группа объединила пробы, где были зафиксированы высокие показатели численности, биомассы и видового разнообразия. Основной вклад в сходство проб (96 %) вносили четыре вида — *G. minima*, *P. rudis*, *Ch. gallina* и *A. kagoshimensis*. Они формировали 88–98 % биомассы, причём большую часть — *G. minima* (в среднем 27 %) и *P. rudis* (в среднем 33 %). Биомасса *Ch. gallina* составляла в среднем 18 % (3–28 %), а *A. kagoshimensis* — 15 % (3–42 %). В двух пробах, где выявлен высокий вклад

A. kagoshimensis в биомассу, найдено по одному экземпляру этого вида — с длиной раковины 31,2 мм и индивидуальным весом 7,1 г и с длиной раковины 19,8 мм и индивидуальным весом 2,4 г. Характерными видами среди Bivalvia были *S. subtruncata* и *L. divaricata*, отмеченные в 100 % проб (суммарный вклад в биомассу < 5 %), а также *F. fabula* и *D. semistriatus*, зафиксированные в 63 % проб (суммарно 2–9 % биомассы). Среди Gastropoda характерным видом был лишь *Calyptrea chinensis* (Linnaeus, 1758), обнаруженный также в 63 % проб (< 1 % от биомассы). Два экземпляра *R. venosa* были найдены в одной пробе 2020 г. (индивидуальная масса 4,7 и 5,9 г).

Таким образом, на глубине 25 м отмечено изменение структуры таксоцена в течение исследуемого периода. Его направленность хорошо иллюстрирует диаграмма неметрического многомерного шкалирования (multidimensional scaling, MDS), построенная на основании матрицы дистанций между центроидами проб с группирующим фактором год (рис. 5). Выявлено два состояния системы — 2015 и 2019–2022 гг. и 2016–2018 гг. Различия между ними достоверны (PERMANOVA pseudo- $F = 9,1$; $p = 0,02$). Анализ SIMPER показал, что это было связано с разницей в биомассе трёх руководящих видов. Их биомасса в 2015 и 2019–2022 гг. была высокой (в среднем $126,2 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *P. rudis*, $86,6 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *G. minima* и $66,6 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *Ch. gallina*), а в 2016–2018 гг. — низкой (в среднем $8,1 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *P. rudis*, $9,9 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *G. minima* и $4,6 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$ для *Ch. gallina*).

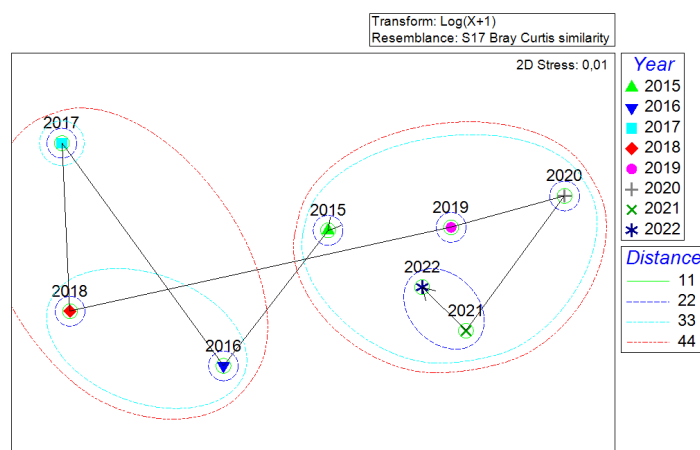


Рис. 5. MDS-диаграмма, построенная на основании матрицы дистанций между центроидами вращения проб с глубины 25 м с группирующим фактором год

Fig. 5. MDS diagram constructed on the basis of a matrix of distances between centroids of samples from a depth of 25 m with a grouping factor of year

Динамика обилия и размерной структуры доминирующих видов. Основной вклад в биомассу и межгодовую изменчивость биомасс вносили доминанты сообществ: на глубине 10 м — *Ch. gallina* и *L. divaricata*; на 25 м — *P. rudis* и *G. minima*, а в 2019–2022 гг. — ещё и *Ch. gallina* (рис. 6). Наибольшими изменениями в исследуемый период характеризовалась биомасса *Ch. gallina*, *P. rudis* и *G. minima*. На глубине 10 м основу численности составляли *L. divaricata* и *Ch. gallina*; на 25 м — *G. minima* и *P. rudis*, а в 2019–2020 гг. — ещё и *Ch. gallina*.

***Chamelea gallina*.** Количественные характеристики выборок *Ch. gallina* в 2015–2022 гг. представлены в табл. 3. Обилие основного доминанта 10-м глубины испытывало колебания в течение исследуемого периода (рис. 6А). Наибольшая биомасса зафиксирована в 2020–2021 гг.: тогда вид формировал 82–96 % общей биомассы таксоцена. Период наибольшей численности пришёлся на 2018 г., он предшествовал периоду максимальных биомасс (рис. 6С). Минимальный средний вес особей *Ch. gallina* в пробах отмечен в 2018 г.; также их низкий вес зарегистрирован в 2017 г. (рис. 6Е). Анализ размерно-частотных распределений показал, что в 2017–2018 гг. поселение состояло на 81–95 % из особей с длиной раковины менее 3 мм. В эти два года и в 2019 г.

выявлено всего два максимума на гистограммах (рис. 7). Между тем в 2019 г. особи с длиной раковины менее 3 мм (ювенильные) составляли лишь 20 % от исследованных, а большинство имело размеры 7–12 мм. Сходная картина распределения наблюдалась в 2015 и 2016 гг., но выделялся промежуточный пик особей с размерами около 4–7 мм. В 2020–2021 гг. разрыв между первым и вторым пиками увеличился. Выделялись два основных пика — ювенилий и взрослых особей с размерами 10–18 мм; между этими группами отмечены единичные особи средних размеров (4–6 и 7–10 мм). В 2022 г. число пиков возросло. Мы выделили пять максимумов, но условно из-за недостаточности выборки. Первые два пика, по всей видимости, относятся к ювенильным особям, а последний пик является составным, поскольку в выборке 2022 г. отмечены особи предельного для данного поселения (в 2015–2022 гг.) размера — 19,7 мм.

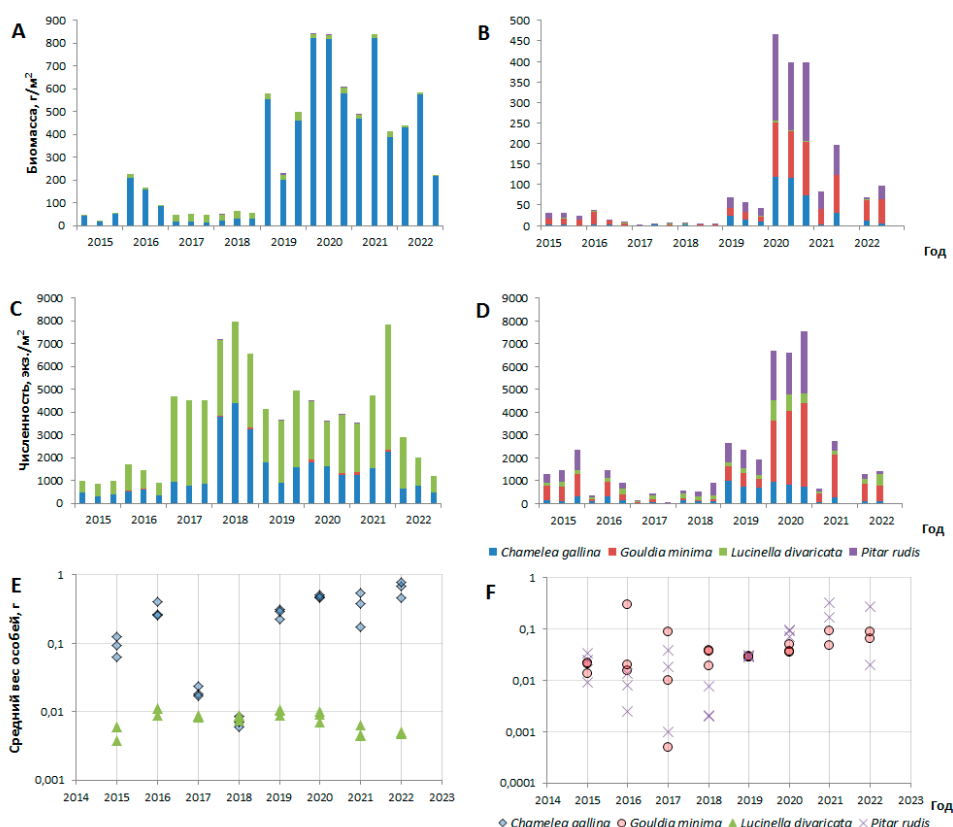


Рис. 6. Динамика биомассы (А, В), численности (С, D) и среднего веса особей (Е, F) основных доминантов глубин 10 м (А, С, Е) и 25 м (В, D, F) в бухте Инал в 2015–2022 гг.

Fig. 6. Dynamics of biomass (A, B), abundance (C, D), and mean weight of individuals (E, F) of the main dominants at depths of 10 m (A, C, E) and 25 m (B, D, F) in the Inal Bay in 2015–2022

Таблица 3. Количественные характеристики выборок *Chamelea gallina* в 2015–2022 гг.

Table 3. Quantitative characteristics of *Chamelea gallina* samples in 2015–2022

Характеристика выборок	Год							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Количество исследованных проб	2	3	3	1	2	2	2	3
Общее количество измеренных особей	84	137	228	366	249	327	329	184
Минимальная длина раковины, мм	0,8	0,7	0,5	0,5	0,9	0,6	0,5	1,0
Средняя длина раковины, мм	5,6	8,1	2,3	1,8	7,6	9,7	6,7	10,4
Максимальная длина раковины, мм	12,2	17,1	13,0	8,9	13,8	17,3	19,7	19,0

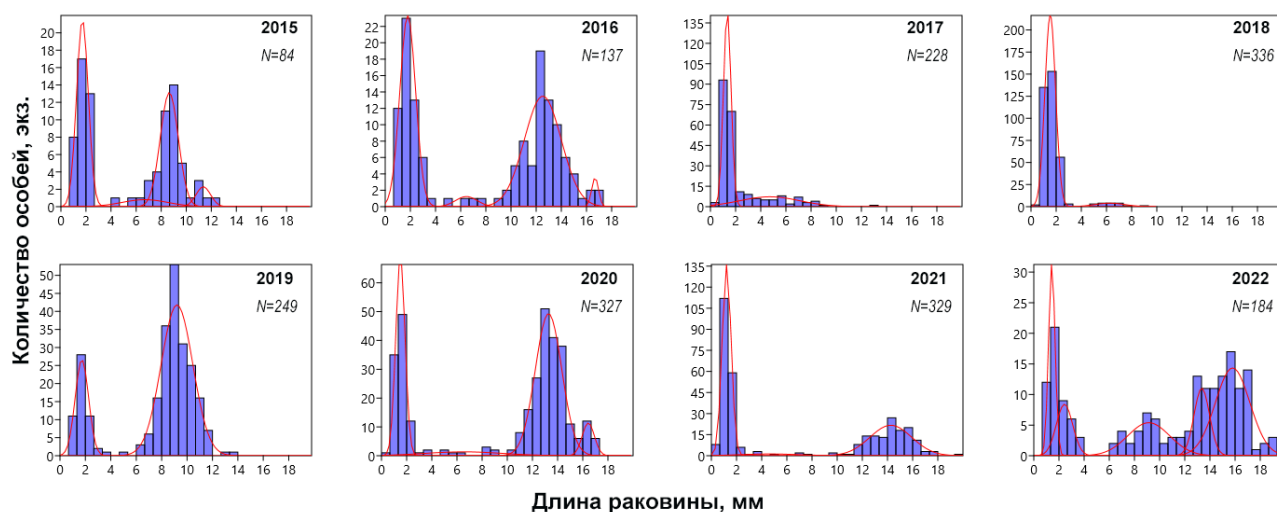


Рис. 7. Размерная структура поселения *Chamelea gallina* в разные годы в бухте Инал на глубине 10 м. Красные кривые — аппроксимирующие кривые нормального распределения для пиков численности (здесь и далее); *N* — объём выборки

Fig. 7. Size structure of *Chamelea gallina* population in different years in the Inal Bay at a depth of 10 m. Red curves are approximation curves of normal distribution for abundance peaks (hereinafter); *N* is sample size

***Pitar rudis*.** Количественные характеристики выборок *P. rudis* в 2015–2022 гг. представлены в табл. 4. В 2015–2016 гг. численность и биомасса этого вида в поселении были сходными, средний вес особей составлял 0,02–0,03 г. Поселение было представлено разноразмерными особями трёх размерных групп — 0–4, 4–6 и 6–10 мм (рис. 8). В 2017–2018 гг. биомасса упала на порядок, до 1,6 г·м⁻². Численность была минимальной в 2017 г. — 20–60 экз.·м⁻². В 2017–2018 гг. поселение состояло преимущественно из ювенилий, а средний вес особей был наименьшим за всё время наблюдений. В 2018–2020 гг. отмечен тренд увеличения биомассы и численности особей, а также их среднего веса. В 2019 г. поселение включало три размерных группы — ювенилий до 4 мм, а также взрослых особей 4–8 и 9–10 мм. В 2020 г. в результате оседания особей предыдущего года произошло пополнение поселения, количество ювенильных особей достигло 48 %. Группы взрослых особей, выделенные для 2019 г., оказались неотличимыми друг от друга, и гистограмма имела всего два максимума. На 2021 г. пришлось спад биомасс и численности в поселении и рост среднего размера особей. При этом количество ювенилий составляло всего 27 % от общего, что указывает на отсутствие массового оседания в 2020 г. Вид гистограммы 2022 г. был сходным с таковым 2021 г., однако низкая численность особей не позволила выделить четыре пика; достоверно выделены только два — ювенильных и взрослых особей. Наибольший размер особей в пробах составил 15,6 мм.

Таблица 4. Количественные характеристики выборок *Pitar rudis* в 2015–2022 гг.

Table 4. Quantitative characteristics of *Pitar rudis* samples in 2015–2022

Характеристика выборок	Год							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Количество исследованных проб	3	3	3	3	3	2	2	2
Общее количество измеренных особей	180	64	13	76	221	427	56	37
Минимальная длина раковины, мм	0,7	0,7	1,5	0,9	0,8	0,4	0,7	0,6
Средняя длина раковины, мм	3,1	2,5	2,7	2,2	3,7	4,9	7,5	6,1
Максимальная длина раковины, мм	9,5	6,8	7,8	5,5	10,2	13,2	15,6	12,9

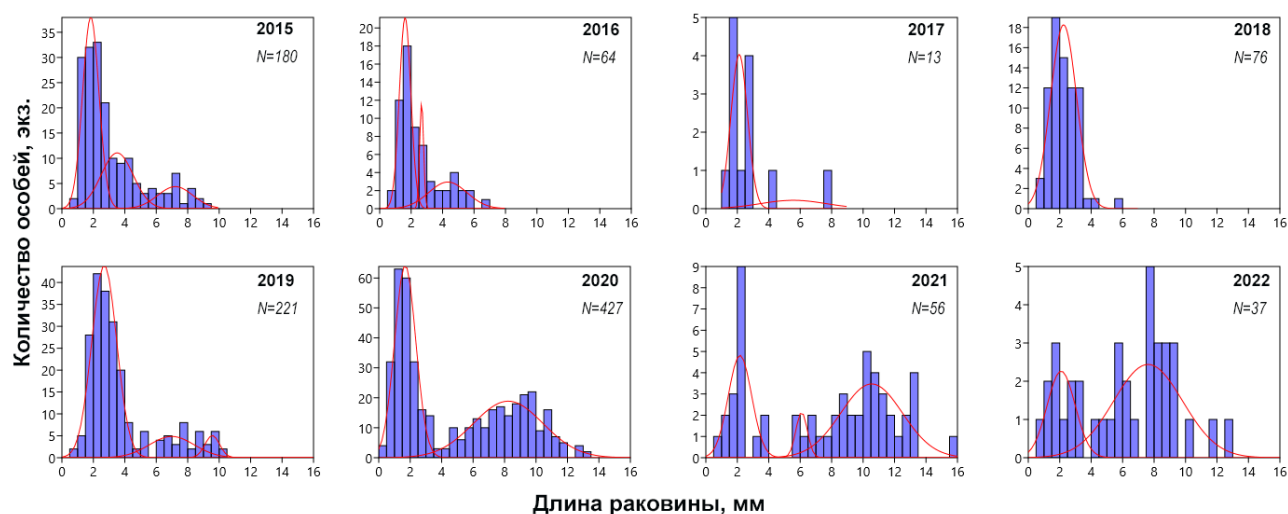


Рис. 8. Размерная структура поселения *Pitar rudis* в разные годы в бухте Инал на глубине 25 м

Fig. 8. Size structure of *Pitar rudis* population in different years in the Inal Bay at a depth of 25 m

***Gouldia minima*.** Количественные характеристики выборок *G. minima* в 2015–2022 гг. представлены в табл. 5. В целом картина изменения обилия поселения этого вида во времени была сходной с таковой поселений *P. rudis*, с которым он обитал в одном биотопе. *G. minima* превосходила *P. rudis* по численности в большинстве случаев, но имела более низкую биомассу. Средний вес особей *G. minima* и *P. rudis* был сходным. В 2016 г. средний вес особей *G. minima* достигал максимального значения, 0,3 г, а в 2017 г. отличался большим разбросом, от 0,001 до 0,04 г. Достоверных отличий среднего веса особей этого вида в поселении не зарегистрировано. Как и у *P. rudis*, у *G. minima* в 2017–2018 гг. выявлены наименьшие за исследованный период значения биомассы. В 2019 г. биомасса и численность поселения возросли, в 2020 г. достигли максимума. В 2021–2022 гг. зафиксировано постепенное снижение этих параметров, однако статистически достоверным было лишь отличие между 2020 и 2022 гг.

Таблица 5. Количественные характеристики выборок *Gouldia minima* в 2015–2022 гг.

Table 5. Quantitative characteristics of *Gouldia minima* samples in 2015–2022

Характеристика выборок	Год							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Количество исследованных проб	3	3	3	3	3	2	2	2
Общее количество измеренных особей	211	102	14	20	156	626	224	140
Минимальная длина раковины, мм	0,9	1,1	2,1	2,2	1,5	0,6	0,6	1,1
Средняя длина раковины, мм	3,9	5,0	3,3	4,2	4,6	4,6	4,7	5,9
Максимальная длина раковины, мм	6,6	8,2	7,0	8,5	8,2	10,1	11,7	9,6

G. minima отличается от двух описанных выше видов меньшими размерами. Предельная длина раковины, отмеченная в наших исследованиях, составляла 11,7 мм (2021 г.). На гистограммах зарегистрировано до трёх пиков (рис. 9). Первый пик образовывали особи с длиной раковины до 3 мм, второй — 3–6 мм, третий — более 6 мм. Количество ювенией не превышало 29 %, что резко контрастирует с картиной, наблюдаемой для двух предыдущих видов. Моллюски с размерами 1,0–2,5 мм массово встречены лишь в сборах 2015 и 2021 гг. Наибольшую численность практически во все годы обеспечивали особи с длиной раковины 4–9 мм. Смещения пиков между

годами не отмечено. Картина для *G. minima* отличается от таковой для первых двух видов: для этого моллюска в большинстве случаев не выявлено чёткого разделения пиков (с отсутствием особей промежуточных размеров). Исключение составили размерные гистограммы 2015, 2021 и 2022 гг.

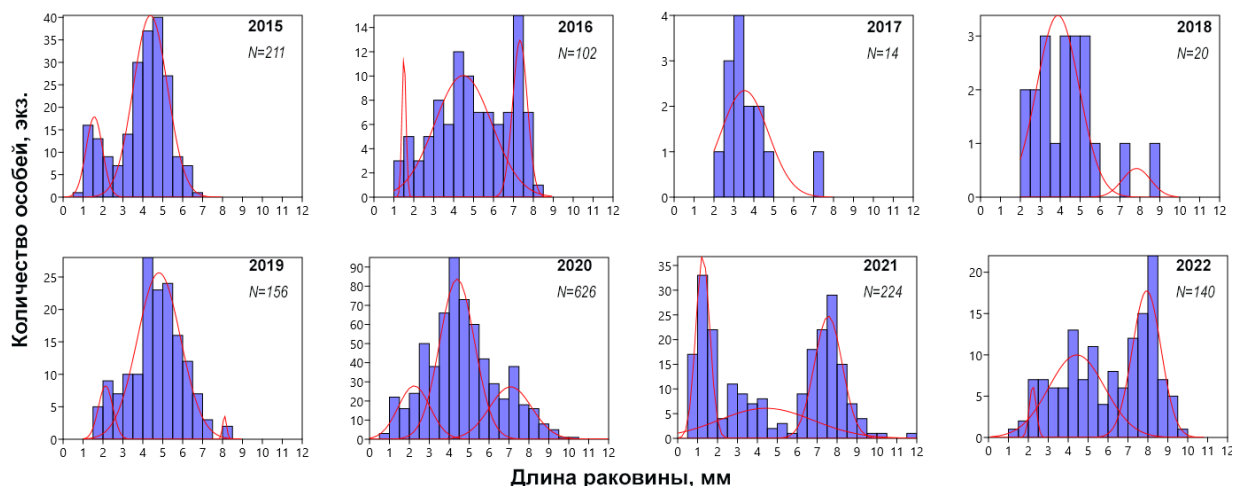


Рис. 9. Размерная структура поселения *Gouldia minima* в разные годы в бухте Инал на глубине 10 м

Fig. 9. Size structure of *Gouldia minima* population in different years in the Inal Bay at a depth of 10 m

***Lucinella divaricata*.** Количественные характеристики выборок *L. divaricata* в 2015–2022 гг. представлены в табл. 6. Это самый мелкоразмерный вид, обитающий на глубине 10 м; он характеризовался минимальной амплитудой колебаний численности, биомассы и среднего веса особей (см. рис. 6). В 2015–2016 гг. его численность была незначительной и сопоставимой с численностью основного доминанта — *Ch. gallina*. В 2017 г. численность *L. divaricata* увеличилась в четыре раза по сравнению с таковой в предыдущие годы и с численностью *Ch. gallina*. Возросла и биомасса поселения *L. divaricata*. Оба параметра оставались стабильными на протяжении 2017–2021 гг., их значения лишь незначительно снизились в 2022 г. Поселения *L. divaricata* в бухте Инал в 2015–2022 гг. характеризовались наличием двух-трёх пиков на гистограммах размерной структуры (рис. 10). Первый пик — наиболее мелких особей с длиной раковины около 0,5–2 мм (ювенилий) — присутствовал во все годы, за исключением 2019 г. Второй пик, чрезвычайно обильный, включал особей с длиной раковины 2–4 мм и был отмечен во все годы наблюдения. Третий пик — особей 4–5,3 мм — был наименее обильным и сформированным лишь единичными экземплярами. Смещения пиков между годами не выявлено, общий вид гистограмм был сравнительно стабильным.

Таблица 6. Количественные характеристики выборок *Lucinella divaricata* в 2015–2022 гг.

Table 6. Quantitative characteristics of *Lucinella divaricata* samples in 2015–2022

Характеристика выборок	Год							
	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Количество исследованных проб	3	3	1	3	2	2	2	2
Общее количество измеренных особей	146	256	370	570	404	373	297	353
Минимальная длина раковины, мм	0,9	0,7	0,9	0,9	0,5	0,7	0,5	0,6
Средняя длина раковины, мм	2,2	2,7	2,2	2,6	2,7	2,5	1,8	1,9
Максимальная длина раковины, мм	4,5	5,1	4,9	5,3	5,3	4,6	4,7	4,9

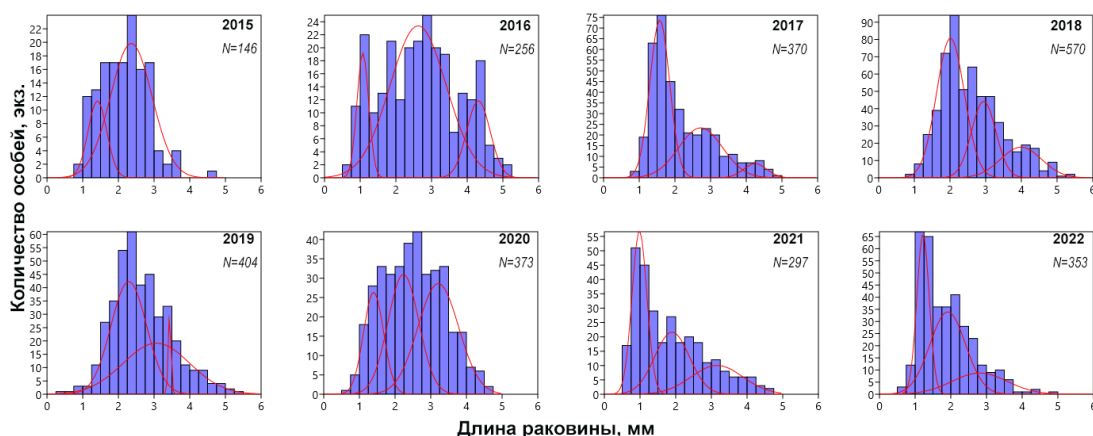


Рис. 10. Размерная структура поселения *Lucinella divaricata* в разные годы в бухте Инал на глубине 10 м

Fig. 10. Size structure of *Lucinella divaricata* population in different years in the Inal Bay at a depth of 10 m

Факторы, определяющие структуру и динамику таксоцено. Выполнен непараметрический анализ корреляций между доступными данными по абиотическим факторам (средняя температура поверхностных вод февраля — марта в районе метеостанции города Туапсе, гранулометрический состав грунта), обилием рапаны в пробах, а также информацией о суммарных характеристиках (численность, биомасса и число видов в пробах) и о структуре таксоцено (на основании лог-трансформированных биомасс видов в пробах). Достоверных зависимостей между суммарными характеристиками и факторами выявить не удалось. Биотопы 10-м и 25-м глубины достоверно отличались по содержанию гравийной фракции грунта и по температуре в летний период.

Анализ DistLM (последовательные тесты) показал, что для глубины 10 м выбранные предикторы объясняли 45,9 % изменчивости. Достоверно линейно коррелировали с биотическими данными гранулометрический состав грунта и средняя температура поверхностных вод февраля — марта (табл. 7, рис. 11). Единственным достоверным фактором оказалось содержание алеврита (табл. 8). Содержание этой фракции было достоверно ниже в пробах последних двух лет (2021–2022 гг.). Однако вклад фактора в объяснённую вариацию биотических данных был небольшим (всего 21,8 %), поскольку структура сообществ в эти годы достоверно не отличалась от таковой предыдущих лет наблюдений (см. рис. 4). Для таксоцено глубины 25 м не было выявлено достоверных корреляций ни с одним из доступных предикторов.

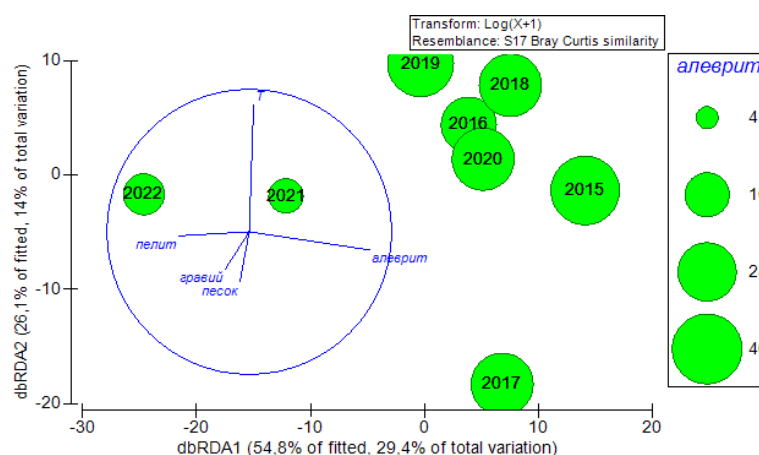
Таблица 7. Результаты DistLM-анализа влияния абиотических факторов на структуру таксоцено Mollusca (оптимальные комбинации, полученные при последовательных тестах)

Table 7. Results of DistLM analysis of the effect of abiotic factors on Mollusca taxocene structure (optimal combinations obtained in successive tests)

Предиктор	Скорректированный коэффициент детерминации	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i> -значение	Доля объяснённой общей вариации
Глубина 10 м				
+Гранулометрический состав	0,326	3,777	0,001	0,443
+Пространственное положение	0,449	3,116	0,006	0,149
+Температура	0,649	10,710	0,001	0,163
Глубина 25 м				
+Пространственное положение	0,172	3,181	0,009	0,251
+Гранулометрический состав	0,364	2,438	0,004	0,295
+Год	0,413	2,248	0,059	0,063
+Температура	0,460	2,210	0,062	0,057

Таблица 8. Результаты DistLM-анализа влияния абиотических факторов на структуру таксоценоа Mollusca (оптимальные комбинации, полученные при последовательных тестах) для глубины 10 м**Table 8.** Results of DistLM analysis of the effect of abiotic factors on Mollusca taxocene structure (optimal combinations obtained in successive tests) at a depth of 10 m

Фактор	Скорректированный коэффициент детерминации	Pseudo- <i>F</i>	<i>P</i> -значение	Доля объяснённой общей вариации
+Алеврит	0,183	6,137	0,001	0,218
+Температура	0,253	3,066	0,016	0,100
+Пелит	0,329	3,387	0,017	0,099
+Песок	0,346	1,506	0,227	0,043
+Гравий	0,406	2,944	0,034	0,076

**Рис. 11.** Анализ влияния абиотических факторов на структуру таксоценоа *Bivalvia* на глубине 10 м методом DistLM в 2015–2022 гг.; мера сходства — индекс Брея — Кёртиса (по $\log(x+1)$ -трансформированной биомассе); кругами разного размера обозначено процентное содержание алеврита в грунте**Fig. 11.** Analysis of the effect of abiotic factors on *Bivalvia* taxocene structure by the DistLM method within 2015–2022; similarity measure is Bray–Curtis index (based on $\log(x+1)$ -transformed biomass); different-sized circles indicate the percentage of silt in bottom sediments

При сопоставлении динамики биомасс отдельных видов и процента ювенильных особей в их поселениях достоверных зависимостей выявить не удалось из-за малой длины исследованного временного ряда, однако можно отметить некоторые тенденции. Вспышка обилия ювенильных особей *Ch. gallina* отмечена на фоне низкой биомассы поселения (2017–2018 гг.); при последующем росте биомассы произошло параллельное снижение обилия ювенилий (2019 г.) (рис. 12А). Сходная картина наблюдалась для *G. minima* и *P. rudis* (рис. 12С, D). Именно в этот период зафиксированы минимальные средние температуры февраля — марта.

В 2019–2020 гг. отмечен параллельный рост биомассы и обилия молоди у *Ch. gallina* и *G. minima*, а в 2021 г. выявлено параллельное снижение этих параметров. У *P. rudis*, как и у двух других венерид, в 2020 г. зарегистрирован пик биомассы, но при этом с 2017 г. происходило неуклонное снижение обилия молоди в пробах.

Для *L. divaricata* картина была иной: выявлены два периода, когда обилие ювенильных особей и общая биомасса изменялись в противофазе (2015–2017 и 2020–2022 гг.), и один период, когда их изменения были параллельными (2017–2019 гг.) (рис. 12В). Период наибольшей биомассы совпадал с периодом наименьших температур, когда обилие *Ch. gallina* было минимальным. В отличие от биомассы *Ch. gallina* в 2017–2020 гг., биомасса *L. divaricata* снижалась.

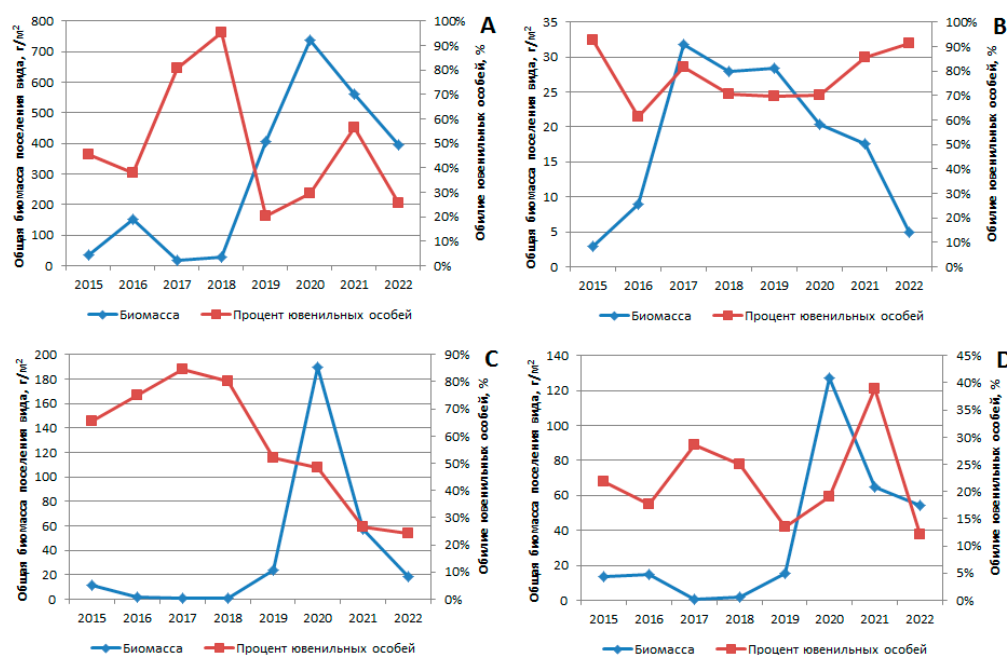


Рис. 12. Параллельные изменения общей биомассы поселений и обилия ювенильных особей *Chamelea gallina* (A), *Lucinella divaricata* (B), *Pitar rudis* (C) и *Gouldia minima* (D) в бухте Инал в 2015–2022 гг.

Fig. 12. Parallel changes in total biomass of population and abundance of juveniles of *Chamelea gallina* (A), *Lucinella divaricata* (B), *Pitar rudis* (C), and *Gouldia minima* (D) in the Inal Bay in 2015–2022

ОБСУЖДЕНИЕ

Динамика размерной структуры и возраст моллюсков. Известно, что все четыре вида моллюсков, поселения которых изучены в настоящей работе, в условиях Чёрного моря имеют единственный пик размножения в году, хотя и растянутый во времени [Киселева, 1981; Ревков и др., 2014]. *Ch. gallina* размножается преимущественно в конце лета, а только что осевшие особи появляются в пробах в начале осени [Киселева, 1981]. Личинки встречаются в планктоне до февраля [Виноградова, 1950]. Пробы в ходе настоящего исследования собирали в конце июня — начале июля, до появления новых особей текущего года. Кроме того, ячея используемого в данной работе сита ($0,5 \times 0,5$ мм) не позволяет учесть самые ранние стадии, а известно, что *Ch. gallina* при оседании имеет размер 0,2 мм [Захваткина, 1959; Киселева, 1981]. Поэтому с большой вероятностью первый пик особей с длиной раковины до 3 мм на размерно-частотных гистограммах *Ch. gallina* включал моллюсков, осевших осенью — зимой предыдущего года (поколение 0+). Зимой их рост происходит, по всей видимости, чрезвычайно медленно [Ревков и др., 2014], и, по нашим данным, они дорастают к июлю лишь до 2,5 мм. Когорта 1+ объединяла в разные годы особей от 5 до 10 мм, что согласуется с данными М. И. Киселевой [1981] по темпам роста этого вида в Чёрном море. Взрослые особи — когорт 1+ и более — формировали в большинстве случаев непрерывный сглаженный пик на гистограммах.

В 2018 г. в пробах бентоса с 10-м глубины отмечены высокие численности мелкоразмерных (0–3 мм) особей *Ch. gallina*. Это поколение (оседания осени 2017 г.) было обнаружено в пробах следующего, 2019 г. и дало рост биомассы в 2019 г. При этом нового массового оседания осенью 2018 г. и соответствующего ему высокого пика молоди в 2019 г. не наблюдали. Средний размер особей в поселении и его общая биомасса возросли. В результате в следующем, 2020 г. образовался разрыв между поколениями: регистрировали или мелкоразмерных особей когорты 0+

с размерами до 3 мм, или особей крупнее 10 мм, а когорта 1+ была представлена единичными экземплярами. Такой разрыв сохранялся и в 2021 г. Это позволило отчётливо проследить генерацию 2017 г. (в 2019 г. эти особи имели возраст 1+, в 2020 г. — 2+, в 2021 г. — 3+, в 2022 г. — 4+). Её обилие со временем падало, и к 2020 г. чётко отличить её от более поздних генераций стало затруднительно. Осенью 2020 г. произошло новое обильное пополнение поселений вида, на что указывает пик особей с размером 0–3 мм на гистограммах 2021 г. В 2022 г., после успешного оседания моллюсков 2020 г., вновь появились особи когорты 1+, при этом всё ещё присутствовали особи оседания 2017 г., образуя когорту 4+. В 2020 г. моллюски этой генерации достигали в длину примерно 13 мм (2+), в 2021 г. — 15 мм (3+); наконец, в 2022 г. эти особи, по всей видимости, имели размеры от 17 до 20 мм (4+). За весь современный период наблюдений не были зафиксированы экземпляры с длиной раковины более 20 мм, тогда как в середине XX в. наибольший отмеченный размер *Ch. gallina* составил 27 мм [Киселева, 1981]. Таким образом, по нашим данным, предельный возраст моллюсков — как минимум 4,5 года. Растянутое время пополнения поселения в течение года приводит к тому, что на гистограммах присутствует узкий пик молодёжи и более пологий суммарный пик взрослых особей, широкий из-за объединения поколений разного времени оседания [Киселева, 1981; Ревков и др., 2014; Чухчин, 1965]. Именно такая картина наблюдалась в большинстве случаев в 2015–2022 гг. (за исключением 2017 и 2018 гг.). Между тем структура поселения этого вида продолжает испытывать ежегодные колебания. После элиминации рапаной в 2003–2006 гг. в пробах были встречены лишь мелкоразмерные ювенильные особи, и постепенное восстановление началось только в 2007 г., после снижения численности рапаны [Кучерук и др., 2012]. Но если в начале 2000-х гг. из-за массового единовременного оседания двустворчатых моллюсков все особи поселения имели сходные размеры, то с середины 2010-х гг. выявлено присутствие нескольких размерных групп с доминированием ювенильных особей.

Для другого вида, *P. rudis*, обитающего на 25-м глубине, данных о продолжительности жизни в Чёрном море в литературе найти не удалось. Полученные нами сведения могут косвенно указывать на наибольший средний возраст моллюска в исследованном районе. По имеющимся литературным материалам, личинки этого вида встречаются в планктоне в июне — августе [Киселева, 1978]. Как и *Ch. gallina*, *P. rudis* имеет один, но распределённый во времени пик размножения, а оседание происходит осенью [Киселева, 1978]. Таким образом, наиболее мелкоразмерные особи (1–4 мм) имели возраст, по всей видимости, около 8–10 месяцев (0+). Такие особи образовывали пик во все годы наблюдения и, за исключением 2021–2022 гг., преобладали в поселении. Мы выделили четыре размерные группы, соответствующие, по-видимому, разным поколениям моллюсков: 0+ (до 4 мм), 1+ (4–8 мм), 2+ (9–13 мм) и 3+ (более 13 мм, единично отмеченные в 2021 г.). Моллюски крупнее 16 мм в данную выборку не попали. При всём этом в Геленджикской бухте в 2023 г. были найдены особи с длиной раковины 19 мм (собственные неопубликованные данные), а в XX в. размеры *P. rudis* достигали в Чёрном море 25 мм [Киселева, 1981]. В литературных источниках нам не удалось найти информацию о предельном возрасте этого вида; на основании проведённого анализа мы предполагаем, что он может составлять как минимум около четырёх лет. Однако в большинстве случаев одновременно в поселении были отмечены две-три размерные группы, относящиеся, по всей видимости, к разным поколениям. Таким образом, предельный возраст составлял, судя по всему, минимум три года. Наличие младших возрастных групп и их преобладание указывают на стабильное пополнение поселения. Однако после 2020 г. интенсивность пополнения стала снижаться.

G. minima в 2015–2022 гг. был содоминантом *P. rudis* на 25-м глубине. Этот вид был сравним по размерам с *P. rudis* в наших пробах (до 12 мм). Известно, что его предельный размер в Чёрном море составляет как раз 12 мм [Киселева, 1981]. Таким образом, это более мелкоразмерный вид, чем предыдущие два. Неизвестны точные сроки размножения *G. minima*, известно лишь, что оно происходит в летний период [Киселева, 1981]. По нашим данным, в поселениях

бухты Инал молоди (до 3 мм) в летний период было меньше, чем среднеразмерных экземпляров, практически во все годы исследования. Для уточнения этого вопроса необходимы более подробное изучение сроков созревания и вымета половых продуктов, а также сезонный анализ динамики поселений. Возможно, *G. minima* оседает уже в августе и успевает вырасти к началу зимы, в отличие от *P. rudis* и *Ch. gallina*, или, оседая одновременно с ними, характеризуется более высокой скоростью роста. На его высокую скорость роста указывают данные М. И. Киселевой [1978]: гильдии вырастали с июня по ноябрь на 3–4 мм, то есть 6-мм особи дорастали уже через пять месяцев до 9–10 мм. При этом длина раковины увеличивалась от половины максимального размера до почти максимального размера вида в Чёрном море. Скорость роста *P. rudis* в том же биотопе составляла всего 2 мм за пять месяцев [Киселева, 1981]. Таким образом, темп роста у *G. minima* выше, по всей видимости, чем у *P. rudis*. Предельный возраст *G. minima* также неизвестен [Киселева, 1981]. Мы предполагаем, что его возраст не превышает в исследуемом районе трёх лет. Во-первых, мы отмечали на гистограммах не более трёх пиков, чётко отделённых друг от друга. Во-вторых, вид гистограмм принципиально отличался от стандартной формы размерно-частотных распределений долгоживущих видов [Ревков и др., 2014], которым свойственны узкий и высокий пик мелкоразмерных особей и растянутый и пологий пик особей старших возрастов. У *G. minima* не зарегистрировано узкого и высокого пика молоди и растянутого пика взрослых особей, что может указывать на высокую скорость роста этих моллюсков, связанную с низкой продолжительностью жизни. В-третьих, не выявлено чёткого соответствия пиков в разные годы. Например, в 2016 г. зарегистрирован пик особей с длиной раковины около 4,5 мм. В 2017 г. такого пика отмечено не было, а максимумом характеризовались особи около 3 мм.

Наконец, наиболее мелкоразмерный вид, обитающий на глубине 10 м, *L. divaricata*, характеризовался наличием двух-трёх пиков на гистограммах, как и *G. minima*. Выраженность этих пиков была гораздо меньше, чем даже у *G. minima*. Чёткого разделения пиков не выявлено. Люцинелла имела ещё меньшие размеры, чем гильдия, — до 5,3 мм. Данных о размножении, скорости роста и возрасте *L. divaricata* в Чёрном море нам найти не удалось. По сведениям для западного участка Средиземноморского бассейна, этот вид размножается весной, его молодь оседает в начале лета [Sardá et al., 1999]. Если предположить, что сроки примерно совпадают, можно заключить, что оседание в исследуемом поселении могло проходить до наших съёмок, выполненных в конце июня — начале июля. Возможно, этим объясняется присутствие пика молоди на гистограммах в анализируемый период. Наибольшее количество пиков, отмеченных нами, — три, поэтому можно аккуратно предположить, что на Северном Кавказе предельный возраст *L. divaricata* составлял не более трёх лет. Однако, по данным Н. К. Ревкова и соавторов [2014], в водах Крыма такой характер распределения пиков на размерно-частотных гистограммах длин раковин этого вида сохраняется и в другие периоды года. Возникшее противоречие делает необходимым дополнительное исследование сезонной динамики размерной структуры *L. divaricata* на побережье Северного Кавказа.

Закономерности изменения размерной структуры двустворчатых моллюсков рыхлых грунтов Северного Кавказа изучены слабо. Последние данные о структуре поселений *Bivalvia* были приведены в работе М. В. Чикиной и соавторов [2003], посвящённой вселенцу *A. kagoshimensis*, доминанту глубин 20–30 м. Показано, что в начале 2000-х гг. структура его поселений была чрезвычайно однородной: большинство моллюсков имели сходный размер, что являлось результатом массового оседания осенью 1999 г. Скорость их роста была снижена из-за высокой плотности поселений (в 2001 г. численность особей *A. kagoshimensis* составляла 2462 экз.·м⁻², а в 2002 г. — 1420 экз.·м⁻²) [Чикина и др., 2003]. В возрасте двух лет они достигали среднего размера около 15–16 мм [Чикина и др., 2003]. По данным для Керченского пролива, годовой прирост первого и второго года жизни составлял 17 и 12 мм соответственно (к сожалению, плотность поселений автором не указана) [Жаворонкова и др., 2022]. В крымских водах в Чёрном море в условиях

садкового выращивания этот вид достигал размеров ($27,0 \pm 1,2$) мм за два года [Пиркова, 2012]. Сходная ситуация снижения темпов роста при высоких значениях численности была отмечена на глубине 10 м в начале 2000-х гг. и для другого вида — *Ch. gallina* [Кучерук и др., 2002; Чикина, 2009]. Показано, что в возрасте одного года особи этого вида достигали в Чёрном море длины 6–10 мм [Киселева, 1981], а в два года — 17–25 мм [Болтачева, Мазлумян, 2001]. В начале 2000-х гг. годовалые экземпляры *Ch. gallina* имели длину раковины около 2–3 мм, а двухгодовалые — не более 5 мм [Чикина, 2009]. В современный период темпы роста *Ch. gallina* возросли по сравнению с таковыми начала 2000-х гг. По всей видимости, одной из причин этого является более низкая численность в поселениях в последние годы: общая численность не превышает 10 тыс. экз.·м⁻² в 2015–2022 гг. против 36 тыс. экз.·м⁻² в 2001 г. [Кучерук и др., 2002]. Увеличился и предельный возраст этого долгоживущего вида. В начале 2000-х гг. возраст *Ch. gallina* не превышал трёх лет [Кучерук и др., 2012; Чикина, 2009]: особи, осевшие в 1999 г., к 2003 г. были полностью элиминированы за счёт пресса рапаны. Что касается современного периода, то многие особи *Ch. gallina*, осевшие в 2017 г., были живы ещё в 2022 г. (возраст составлял около 4,5 года).

Динамика таксоцено Mollusca на Северном Кавказе. Если в 2000-х гг. была важной роль инвазивных моллюсков (*R. venosa* и *A. kagoshimensis*) в донных сообществах рыхлых грунтов прибрежных вод Северного Кавказа [Кучерук и др., 2012; Чикина, 2009], то в 2010-х гг., по нашим данным, на первые позиции вышли прежние автохтонные доминанты: *Ch. gallina*, *L. divaricata*, *P. rudis* и *G. minima*. Кроме того, в сообществе глубин 10–30 м вновь стали отмечать второстепенные виды — *S. subtruncata* и *D. semistriatus* [Колючкина и др., 2020; настоящее исследование], обилие которых в начале XXI в. было чрезвычайно низким [Кучерук и др., 2002; Чикина, 2009]. Это указывает на постепенное восстановление структуры таксоцено после катастрофических перестроек начала XXI в. Между тем говорить о возвращении структуры таксоцено к докризисному состоянию пока не приходится. Численность и биомасса доминирующих видов, а также размерная структура их поселений всё ещё испытывают ежегодные колебания. Изменение обилия в таксоцено и размерной структуры поселений моллюсков могло быть связано с вариабельностью как абиотических факторов, так и обилия пищи или межвидовых/внутривидовых взаимодействий. Достоверных зависимостей между биомассой, численностью, числом видов в таксоцено, а также биомассой и численностью отдельных видов и доступными характеристиками окружающей среды и обилием рапаны выявить не удалось. Однако анализ структуры таксоцено по биомассе показал, что доля объяснённой вариации биотических данных для глубины 10 м за счёт гранулометрического состава грунта составляла 44,3 %. При этом гранулометрический состав отличался лишь для двух последних лет. Так, в 2021 г. было отмечено низкое содержание илистых фракций, а в 2021 г. низкое содержание алевроита сохранилось, но содержание пелита возросло в 3,5 раза по сравнению с таковым 2021 г. и оказалось в 2 раза выше, чем в 2015–2020 гг. (см. рис. 1А). Вторым фактором, достоверно внёсшим вклад в вариацию биотических данных, стала средняя температура февраля — марта. Её изменчивость объясняла 16,3 % вариации. При сравнительно сходных ежегодных показателях в 2017 и 2022 гг. температуры февраля — марта были снижены (см. рис. 1В).

Период наблюдений пришёлся на разные по температурному режиму годы. Зима 2016–2017 гг. была суровой [Podymov et al., 2021]. Тогда численность и биомасса моллюсков оказались сравнительно невысокими как на 10-м, так и на 25-м глубине, а крупные особи встречались редко. Возможно, это было прямо и/или косвенно связано с температурными условиями. Затяжной холодный период мог вызвать гибель взрослых моллюсков, а также особей, осевших осенью. Кроме того, после холодных зим происходит обычно более позднее весеннее цветение фитопланктона — основного источника пищи двустворчатых моллюсков. С повышением температуры и солёности вод в 2019–2020 гг. [Часовников, Бородулина, 2022; Podymov et al., 2021]

появилась тенденция к восстановлению численности и биомассы таксоцена, и после низких показателей обилия к 2020 г. таксоцен, напротив, характеризовался чрезвычайно высокими показателями численности и биомассы моллюсков. В 2021 г., после двух засушливых лет, произошло почти двукратное повышение количества атмосферных осадков, увеличился сток рек [Коршенко и др., 2022]. Это вызвало вспышку развития диатомовых водорослей [Часовников, Бородулина, 2022] — основного компонента питания исследуемых видов двустворчатых моллюсков [Киселева, 1981]. Тенденция, судя по всему, сохранилась и в 2022 г.: тогда весной на фоне обильного паводка была зафиксирована чрезвычайно сильная вспышка цветения кокколитофорид [Коршенко и др., 2022]. Между тем дальнейшего роста биомассы моллюсков не зарегистрировали. Отдалённо сходная ситуация была отмечена во время кризиса в северо-западной части Чёрного моря в конце XX в., когда антропогенная эвтрофикация вызвала каскад событий, приведших к ежегодным заморам в придонном слое [Bologa et al., 1995]. Одним из явлений, наблюдаемых в тот период, были ежегодные обильные цветения фитопланктона, но на фоне высокой доступности пищи происходило не увеличение обилия, а угнетение донных организмов-фильтраторов. Однако сложно предположить, что на открытом шельфе в зоне верхнего квазиоднородного слоя при значительном и постоянном волновом воздействии возможно образование устойчивых зон гипоксии, а тем более заморных зон. Другим объяснением снижения биомасс в 2021–2022 гг. может быть пресс взрослых особей на планктонные личинки — явление, отмеченное в прибрежных экосистемах [André et al., 1993]. По нашим данным, после массового оседания *Ch. gallina* в 2017 г., которое привело к появлению пика молоди в июле 2018 г., в последующие два года (в 2019 и 2020 гг.) было выявлено большое количество крупных особей, а обилие молодых особей было примерно в 2–3 раза ниже, чем крупных (см. рис. 12). И только в 2021 г. произошло новое обильное пополнение на фоне снижения численности крупных особей параллельно с увеличением их средних размеров.

Нельзя исключать и роль межвидовых взаимодействий в регуляции обилия изученных поселений двустворчатых моллюсков. Так, причинами массового оседания 1999 г. стали с большой вероятностью ограничение пресса планктотрофного гребневика *M. leidy* на личиночные стадии двустворчатых моллюсков, а также отсутствие взрослых особей из-за выедания рапаной [Кучерук и др., 2002]. В период проведения настоящего исследования (2015–2022 гг.) тоже были отмечены случаи массового оседания двустворчатых моллюсков: в 2017 г. — *Ch. gallina* и *L. divaricata*, в 2020 г. — *P. rudis*, в 2021 г. — *G. minima*. Этому предшествовало, как и в 1999 г., снижение обилия взрослых особей. Однако в 2015–2022 гг. снижение обилия не было столь драматичным: значения биомассы макрозообентоса примерно соответствовали таковым середины XX в. [Киселева, 1981]. В середине 2010-х гг. не было зафиксировано вспышки численности *R. venosa*, и в течение всего исследуемого периода единичные среднеразмерные особи этого хищника изредка встречались в пробах. Таким образом, пресс рапаны вряд ли был пусковым механизмом массового оседания. Пресс желтелых на планктонные личинки моллюсков к середине 2010-х гг. уже существенно снизился, планктонное сообщество пришло к 2014 г. в равновесное состояние [Арашкевич и др., 2015]. Это, по всей видимости, во многом определяет присутствие ежегодного пополнения молодью всех бентосных видов. Под наибольшим прессом желтелых в период исследования могли находиться виды, появление личинок которых в планктоне происходило в конце весны — начале лета, то есть в сезон массового размножения *M. leidy*, основного их потребителя [Луппова, 2017]. Однако в связи с тенденцией потепления вод северо-восточного побережья Чёрного моря в последние годы *Beroe ovata* — облигатный ктенофорофаг, питающийся мнемииопсисом, — стал появляться уже в июне-июле, а не в августе, как в начале 2000-х гг. [Мартынюк, 2017]. Это снижает вероятность выедания планктонных личинок донных животных мнемииопсисом в летне-осенний период. Наиболее интенсивное воздействие *M. leidy* мог оказать лишь на *L. divaricata*, если его размножение происходило поздней весной — ранним летом, однако

для этого вида были отмечены очень высокие значения численности, что может косвенно быть показателем успешности его популяции в исследуемом регионе. Обильное оседание люцинеллы 2017 г. стало, вероятно, одним из следствий угнетения поселений обитающих в том же биотопе *Ch. gallina* в этот период.

Выводы:

1. В 2015–2022 гг. на глубине 10 м доминировали *Chamelea gallina* и *Lucinella divaricata*, а на глубине 25 м — *Pitar rudis* и *Gouldia minima*. Стабилизации количественного обилия этих видов в исследуемый период не отмечено. В 2020 г. зафиксирована вспышка их биомассы на глубинах 10 и 25 м. В 2021–2022 гг. выявлен спад биомасс.
2. Размерная структура поселений анализируемых видов в 2015–2021 гг. была нестабильной, но практически каждый год в популяциях отмечены мелкоразмерные особи предыдущего года оседания, за исключением *G. minima*, для которой мелкоразмерные особи зарегистрированы лишь в 2015 и 2021 гг. У *Ch. gallina* выявлено наиболее успешное поколение — генерация 2017 г.
3. Максимальный зафиксированный методом когорт возраст моллюсков в исследованных популяциях в 2015–2022 гг. достигал 4,5 года для *Ch. gallina*, 3,5 года для *P. rudis* и около 3 лет для *G. minima*. Для проверки предположения о приуроченности размножения *L. divaricata* к поздневесеннему периоду требуется дополнительное изучение сезонных изменений размерной структуры поселений и стадии созревания гонад.
4. Основными факторами, определяющими динамику популяций исследуемых видов в современный период, являются, по всей видимости, абиотические (гранулометрический состав грунта и температура). Период низких температур совпадал с низким обилием руководящих видов таксоцена — *Ch. gallina*, *P. rudis* и *G. minima*. Период уменьшения биомассы этих видов совпадал со снижением уровня алеврита в донных осадках.

Работа поддержана грантом РФФИ № 23-27-00181.

Благодарность. Авторы чрезвычайно признательны всем коллегам, принимавшим участие в отборе проб в 2015–2022 гг.: У. В. Симаковой, А. Б. Басину, М. И. Симакову, В. А. Тимофееву, В. Л. Семину, А. А. Веденину, В. Н. Кокареву, В. А. Свасян, а также экипажу МНИС «Ашамба».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алексеев Р. П., Синегуб И. А. Макрозообентос и донные биоценозы Чёрного моря на шельфах Кавказа, Крыма и Болгарии // *Экология прибрежной зоны Чёрного моря* : сборник научных трудов / ред. В. В. Сапожников. Москва : ВНИРО, 1992. С. 218–234. [Alekseev R. P., Sinegub I. A. Macrozoobenthos and bottom biocenoses from the Black Sea shelves off the Caucasus, Crimea and Bulgaria. In: *Ecology of the Black Sea Coastal Areas* : collected papers / V. V. Sapozhnikov (Ed.). Moscow : VNIRO, 1992, pp. 218–234. (in Russ.)]
2. Арашкевич Е. Г., Луппова Н. Е., Никишина А. Б., Паутова Л. А., Часовников В. К., Дриц А. В., Подымов О. И., Романова Н. Д., Станичная Р. Р., Зацепин А. Г., Куклев С. Б., Флинт М. В. Судовой экологический мониторинг в шельфовой зоне Чёрного моря: оценка современного состояния пелагической экосистемы // *Океанология*. 2015. Т. 55, № 6. С. 964–970. [Arashkevich E. G., Luppova N. E., Nikishina A. B., Pautova L. A., Chasovnikov V. K., Drits A. V., Podymov O. I., Romanova N. D., Stanichnaya R. R., Zatsypin A. G., Kuklev S. B., Flint M. V. Marine environmental monitoring in the shelf zone of the Black Sea: Assessment of the current state of the pelagic ecosystem. *Okeanologiya*, 2015, vol. 55, no. 6, pp. 964–970. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S0030157415060015>
3. Болтачева Н. А., Мазлумян С. А. Линейный рост и продолжительность жизни моллюска *Chamelea gallina* (Bivalvia: Veneridae) в Чёрном море // *Экология моря*. 2001. Вып. 55. С. 50–52. [Boltachova N. A., Mazlumyan S. A. The linear growth and lifetime

- of *Chamelea gallina* (Bivalvia: Veneridae) in the Black Sea. *Ekologiya morya*, 2001, iss. 55, pp. 50–52. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4385>
4. Виноградова З. А. Материалы по биологии моллюсков Чёрного моря // *Труды Карадагской биологической станции*. 1950. Вып. 9. С. 100–159. [Vinoградова Z. A. Materialy po biologii mollyuskov Chernogo morya. *Trudy Karadagskoi biologicheskoi stantsii*, 1950, iss. 9, pp. 100–159. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/6718>
 5. Воробьев В. П. *Бентос Азовского моря*. Симферополь : Крымиздат, 1949. 193 с. (Труды АзЧерНИРО ; вып. 13). [Vorob'ev V. P. *Bentos Azovskogo morya*. Simferopol : Krymizdat, 1949, 193 p. (Trudy AzCherNIRO ; iss. 13). (in Russ.)]
 6. Голиков А. Н., Старобогатов Я. И. Класс брюхоногие моллюски – Gastropoda // *Определитель фауны Чёрного и Азовского морей*. Т. 3 : *Свободноживущие беспозвоночные. Членистоногие (кроме ракообразных), моллюски, иглокожие, щетинкочелюстные, хордовые* / отв. ред. В. А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1972. С. 65–166. [Golikov A. N., Starobogatov Ya. I. Klass bryukhonogie molluski – Gastropoda. In: *Opredelitel' fauny Chernogo i Azovskogo morei*. Vol. 3 : *Svobodnozhivushchie bespozvonochnye. Chlenistonogie (krome rakoobraznykh), mollyuski, iglokozhiye, shchetinkochelyustnye, khordovye* / V. A. Vodyanitsky (Ed.). Kyiv : Naukova dumka, 1972, pp. 65–166. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/6078>
 7. Жаворонкова А. М., Сытник Н. А., Золотницкий А. П. Возрастная структура и линейный рост анадары (*Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906)) Керченского пролива // *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2022. Т. 5, № 1. С. 45–55. [Zhavoronkova A. M., Sytnik N. A., Zolotnitsky A. P. Age composition and linear growth of the invasive ark clam species (*Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906)) in the Kerch Strait. *Vodnye resursy i sreda obitaniya*, 2022, vol. 5, no. 1, pp. 45–55. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/jgjqki>
 8. Жирков И. А. *Жизнь на дне. Биоэкология и биогеография бентоса*. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2010. 453 с. [Zhirkov I. A. *Zhizn' na dne. Bioekologiya i biogeografiya bentosa*. Moscow : KMK Scientific Press, 2010, 453 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qksrxf>
 9. Захваткина К. А. Личинки двустворчатых моллюсков Севастопольского района // *Труды Севастопольской биологической станции*. 1959. Т. 11. С. 108–152. [Zakhvatkina K. A. Lichinki dvustvorchatykh mollyuskov Sevastopol'skogo raiona. *Trudy Sevastopol'skoi biologicheskoi stantsii*, 1959, vol. 11, pp. 108–152. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/5397>
 10. Киселева М. И. *Бентос рыхлых грунтов Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1981. 165 с. [Kiseleva M. I. *Bentos rykhlykh gruntov Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 1981, 165 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8133>
 11. Киселева М. И. Особенности размерного состава популяций двустворчатых моллюсков, обитающих в разных биотопах // *Гидробиологический журнал*. 1978. Т. 14, № 1. С. 54–58. [Kiseleva M. I. Peculiarities of size composition of bivalves populations inhabiting different zones of biotope. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1978, vol. 14, no. 1, pp. 54–58. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/10110>
 12. Киселева М. И. Сравнительная характеристика донных сообществ у побережья Кавказа // *Многолетние изменения зообентоса Чёрного моря* / ред. В. Е. Заика. Киев : Наукова думка, 1992. С. 84–99. [Kiseleva M. I. Sravnitel'naya kharakteristika donnykh soobshchestv u poberezh'ya Kavkaza. In: *Mnogoletnie izmeneniya zoobentosa Chernogo morya* / V. E. Zaika (Ed.). Kyiv : Naukova dumka, 1992, pp. 84–99. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/5644>
 13. Колючкина Г. А., Семин В. Л., Григоренко К. С., Басин А. Б., Любимов И. В. Роль абиотических факторов в вертикальном распределении макрозообентоса северо-восточного побережья Чёрного моря // *Зоологический журнал*. 2020. Т. 99, вып. 7. С. 784–800. [Kolyuchkina G. A., Syomin V. L., Grigorenko K. S., Basin A. B., Lyubimov I. V. The role of abiotic factors in the vertical distribution of macrozoobenthos on the northeastern Black Sea coast. *Zoologicheskii zhurnal*, 2020, vol. 99,

- iss. 7, pp. 784–800. (in Russ.)). <https://doi.org/10.31857/S0044513420070053>
14. Коршенко Е. А., Панасенкова И. И., Осадчиев А. А., Белякова П. А. Исследование сезонной и синоптической изменчивости плюмов малых рек северо-восточного побережья Чёрного моря в маловодных (2020 год) и полноводных (2021 год) условиях // *Морские исследования и образование (MARESEDU) – 2022* : труды XI Международной научно-практической конференции, Москва, 24–28 октября 2022 г. Т. 2 (4). Тверь : ПолиПРЕСС, 2022. С. 236–240. [Korshenko E. A., Panasenkov I. I., Osadchiev A. A., Belyakova P. A. Synoptic and seasonal variability of small river plumes in the north-eastern part of the Black Sea. In: *Marine Research and Education (MARESEDU) – 2022* : proceedings of the XI International conference, Moscow, 24–28 October, 2022. Tver : PoliPRESS, 2022, vol. 2 (4), pp. 236–240. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ehqtque>
 15. Кучерук Н. В., Басин А. Б., Котов А. В., Чикина М. В. Макрозообентос рыхлых грунтов северокавказского побережья Чёрного моря: многолетняя динамика сообществ // *Комплексные исследования северо-восточной части Чёрного моря* / ред. А. Г. Зацепин, М. В. Флинт. Москва : Наука, 2002. С. 289–297. [Kucheruk N. V., Basin A. B., Kotov A. V., Chikina M. V. Macrobenthos of crumbly sediments of the Black Sea Caucasian coast: Long-term dynamics of the communities. In: *Multi-Disciplinary Investigations of the North-Eastern Part of the Black Sea* / A. G. Zatsepin, M. V. Flint (Eds). Moscow : Nauka, 2002, pp. 289–297. (in Russ.)]
 16. Кучерук Н. В., Флинт М. В., Максимова О. В., Чикина М. В., Симакова У. В. Современная динамика бентосных сообществ северо-восточного шельфа Чёрного моря // *Изменение природной среды России в XX веке* / ред. В. М. Котляков, Д. И. Люри. Москва : Молнет, 2012. С. 274–287. [Kucheruk N. V., Flint M. V., Maksimova O. V., Chikina M. V., Simakova U. V. Sovremennaya dinamika bentosnykh soobshchestv severo-vostochnogo shel'fa Chernogo morya. In : *The Change of the Natural Environment of Russia in the XX Century* / V. M. Kotlyakov, D. I. Lyuri (Eds). Moscow : Molnet, 2012, pp. 274–287. (in Russ.)]
 17. Луппова Н. Е. Коадаптация черноморских гребневиков-вселенцев *Beroe ovata* Mayer и *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz // *Международный журнал гуманитарных и естественных наук*. 2017. № 9. С. 12–15. [Louppova N. E. Coadaptation of Black Sea cross-crops *Beroe ovata* Mayer and *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz. *Mezhdunarodnyi zhurnal gumanitarnykh i estestvennykh nauk*, 2017, no. 9, pp. 12–15. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zhzkxt>
 18. Мартынюк М. Л. Особенности развития популяций гребневиков-вселенцев *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz, 1865) и *Beroe ovata* Mayer, 1912 в северо-восточной части Чёрного моря // *Труды АзНИИРХ (результаты рыбохозяйственных исследований в Азово-Черноморском бассейне)* : сборник научных трудов по результатам исследований за 2014–2015 гг. / отв. ред. В. Н. Белоусов. Ростов-на-Дону : АзНИИРХ, 2017. Т. 1. С. 97–103. [Martynyuk M. L. Features of development of invasive Ctenophora *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz, 1865) and *Beroe ovata* Mayer, 1912 in the north-eastern Black Sea. In: *Proceedings of AzNIIRKh (rezul'taty rybokhozyaistvennykh issledovaniy v Azovo-Chernomorskom basseine)* : sbornik nauchnykh trudov po rezul'tatam issledovaniy za 2014–2015 gg. / V. N. Belousov (Eds). Rostov-on-Don : AzNIIRKh, 2017, vol. 1, pp. 97–103. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vlcolz>
 19. *Митилиды Чёрного моря* / отв. ред. В. Е. Заика ; АН УССР, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1990. 208 с. [Mitilidy Chernogo morya / V. E. Zaika (Ed.) ; AN USSR, Institut biologii yuzhnykh morei imeni A. O. Kovalevskogo. Kyiv : Naukova dumka, 1990, 208 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1459>
 20. Пиркова А. В. Рост двустворчатого моллюска *Anadara inaequalvis* (Bivalvia) в Чёрном море при садковом выращивании // *Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона* : материалы VII Международной конференции, Керчь, 20–23 июня 2012 г. Керчь : ЮГНИРО, 2012. Т. 2. С. 73–78. [Pirkova A. V. Growth of bivalve mollusk *Anadara inaequalvis* (Bivalvia) in the Black Sea while growing in cages. In: *Current Fishery and Environmental Problems of the Azov–Black*

- Sea Region* : materials of VII International conference, Kerch, 20–23 June, 2012. Kerch : YugNIRO Publishers, 2012, vol. 2, pp. 73–78. (in Russ.)). <https://elibrary.ru/yscpwo>
21. Ревков Н. К., Тимофеев В. А., Лисицкая Е. В. Состав и сезонная динамика макрозообентоса локального биотического комплекса *Chamelea gallina* (Западный Крым, Чёрное море) // *Экосистемы*. 2014. № 11 (30). С. 247–259. [Revkov N. K., Timofeev V. A., Lisitskaya E. V. Composition and seasonal dynamics of macrozoobenthos in local biotic complex *Chamelea gallina* (Western Crimea, the Black Sea). *Ekosistemy*, 2014, no. 11 (30), pp. 247–259. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vkczqp>
 22. Ревков Н. К. Многолетние изменения зообентоса рыхлых грунтов в районе юго-западного Крыма // *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор)* / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская ; НАН Украины, Институт биологии южных морей. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. С. 222–229. [Revkov N. K. Fluffy bottom bed zoobenthos longstanding changes in the southwest Crimea region. In: *Modern Condition of Biological Diversity in Near-shore Zone of Crimea (the Black Sea Sector)* / V. N. Eremeev, A. V. Gaevskaya (Eds) ; NAS of Ukraine, Institute of Biology of the Southern Seas. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2003, pp. 222–229. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1467>
 23. Романкевич Е. А., Ветров А. А. *Цикл углерода в арктических морях России*. Москва : Наука, 2001. 302 с. [Romankevich E. A., Vetrov A. A. *Tsikl ugleroda v arkticheskikh moryakh Rossii*. Moscow : Nauka, 2001, 302 p. (in Russ.)]
 24. Селифонова Ж. П., Часовников В. К. Экологическое состояние зообентоса прикавказской зоны Чёрного моря (район Джубга – Хоста) // *Системы контроля окружающей среды*. 2017. № 10 (30). С. 119–128. [Selifonova Zh. P., Chasovnikov V. K. Ecological condition of zoobenthos on the Caucasus coast near Dzhubga – Khosta (the Black Sea). *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy*, 2017, no. 10 (30), pp. 119–128. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qjgrpb>
 25. Фроленко Л. Н., Живоглядова Л. А. Состояние сообществ *Chamelea gallina* и *Pitar rudis* в северо-восточной части Чёрного моря осенью 2019 г. // *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2020. Т. 3, № 3. С. 45–55. [Frolenko L. N., Zhivoglyadova L. A. Status of the *Chamelea gallina* and *Pitar rudis* communities in the north-eastern Black Sea in the autumn of 2019. *Vodnye resursy i sreda obitaniya*, 2020, vol. 3, no. 3, pp. 45–55. (in Russ.)]. https://doi.org/10.47921/2619-1024_2020_3_3_45
 26. Фроленко Л. Н., Живоглядова Л. А., Ковалев Е. А. Результаты исследований зообентоса северо-восточной части Чёрного моря по данным 2016–2017 гг. // *Водные биоресурсы и среда обитания*. 2019. Т. 2, № 4. С. 85–97. [Frolenko L. N., Zhivoglyadova L. A., Kovalev E. A. Results of the zoobenthos studies in the north-eastern Black Sea according to the data obtained in 2016–2017. *Vodnye resursy i sreda obitaniya*, 2019, vol. 2, no. 4, pp. 85–97. (in Russ.)]. https://doi.org/10.47921/2619-1024_2019_2_4_85
 27. Часовников В. К., Бородулина П. А. Тенденции межгодовой изменчивости биогенных элементов в северо-восточной части Чёрного моря по данным судовых наблюдений за 2017–2021 гг. // *Экология гидросферы*. 2022. № 2 (8). С. 37–46. [Chasovnikov V. K., Borodulina P. A. Trends in the interannual variability of nutrients in the northeastern part of the Black Sea according to ship observations for 2017–2021. *Ekologiya gidrosfery*, 2022, no. 2 (8), pp. 37–46. (in Russ.)]. [https://doi.org/10.33624/2587-9367-2022-2\(8\)-37-46](https://doi.org/10.33624/2587-9367-2022-2(8)-37-46)
 28. Чикина М. В. *Макрозообентос рыхлых грунтов северокавказского побережья Чёрного моря: пространственная структура и многолетняя динамика* : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Москва, 2009. 116 с. [Chikina M. V. *Makrozoobentos rykhlykh gruntov severokavkazskogo poberezh'ya Chernogo morya: prostranstvennaya struktura i mnogoletnyaya dinamika*. [dissertation]. Moscow, 2009, 116 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/nqjfxd>
 29. Чикина М. В., Колучкина Г. А., Кучерук Н. В. Аспекты биологии размножения *Scapharca inaequalis* (Bruguière) (Bivalvia, Arcidae) в Чёрном море // *Экология моря*. 2003. Вып. 64. С. 72–77. [Chikina M. V., Koluchkina G. A., Kucheruk N. V. Some features of reproduction biology of *Scapharca*

- inaequivalvis* (Bruguière) (Bivalvia, Arcidae) in the Black Sea. *Ekologiya morya*, 2003, iss. 64, pp. 72–77. (in Russ.). <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4597>
30. Чухчин В. Д. Биология размножения *Venus gallina* L. (Lamellibranchiata) в Чёрном море // *Бентос* : сборник статей / отв. ред. В. А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1965. С. 15–23. [Chukhchin V. D. Biology of reproduction of *Venus gallina* L. (Lamellibranchiata) in the Black Sea. In: *Bentos* : sbornik statei. Kyiv : Naukova dumka, 1965, pp. 15–23. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/97>
 31. Шаловенков Н. Н. Тенденции вселения чужеродных видов зообентоса в Чёрное море // *Российский журнал биологических инвазий*. 2020. Т. 13, № 1. С. 72–80. [Shalovenkov N. N. Tendencies of invasion of alien zoobenthic species into the Black Sea. *Rossiiskii zhurnal biologicheskikh invazii*, 2020, vol. 13, no. 1, pp. 72–80. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/bpcrvn>
 32. Akaike H. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 1974, vol. 19, no. 6, pp. 716–723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>
 33. Anderson M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 2001, vol. 26, iss. 1, pp. 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
 34. André C., Jonsson P. R., Lindegarth M. Predation on settling bivalve larvae by benthic suspension feeders: The role of hydrodynamics and larval behaviour. *Marine Ecology Progress Series*, 1993, vol. 97, no. 2, pp. 183–192.
 35. Bologa A. S., Bodeanu N., Petranu A., Țigănuș V., Zaitsev Yu. P. Major modifications of the Black Sea benthic and planktonic biota in the last three decades. In: *Les mers tributaires de Méditerranée* / F. Briand (Éd.). Monaco : Musée océanographique, 1995, pp. 85–110. (Bulletin de l'Institut océanographique, Monaco, n° special 15 ; CIESM, Science Series no. 1).
 36. Chao A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 1987, vol. 43, iss. 4, pp. 783–791. <https://doi.org/10.2307/2531532>
 37. Chikina M. V., Kucheruk N. V. Long-term changes in the structure of coastal benthic communities in the northeastern part of the Black Sea: Influence of alien species. *Oceanology*, 2005, vol. 45, suppl. 1, pp. 176–182. <https://elibrary.ru/ljkvgr>
 38. Clarke K. R., Gorley R. N. *PRIMER v6: User Manual. Tutorial*. Plymouth : PRIMER-E, 2006, 190 p.
 39. Dempster A. P., Laird N. M., Rubin D. B. Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 1977, vol. 39, iss. 1, pp. 1–22. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1977.tb01600.x>
 40. Dumitrache C., Abaza V. The present state of benthic communities in the Romanian coastal waters. *Cercetări Marine – Recherches Marines*, 2004, no. 35, pp. 61–75.
 41. *Exotic Species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas* / Yu. P. Zaitsev, B. Öztürk (Eds.). Istanbul : Turkish Marine Research Foundation, 2001, 267 p.
 42. Marinov T., Stoykov S. Seasonal investigations of macrozoobenthos in the Bulgarian shelf of Black Sea. *Oceanology [Bulgarian Academy of Sciences]*, 1990, vol. 19, pp. 49–62. (in Bulg.)
 43. Podymov O. I., Zatsepin A. G., Ocherednik V. V. Increase of temperature and salinity in the active layer of the north-eastern Black Sea from 2010 to 2020. *Physical Oceanography*, 2021, vol. 28, no. 3, pp. 257–265. <https://doi.org/10.22449/1573-160X-2021-3-257-265>
 44. Revkov N. K., Boltacheva N. A., Timofeev V. A., Bondarev I. P., Bondarenko L. V. Macrozoobenthos of the Zernov's *Phyllophora* field, northwestern Black Sea: Species richness, quantitative representation and long-term variations. *Nature Conservation Research. Zapovednaya nauka*, 2018, vol. 3, no. 4, pp. 32–43. <https://doi.org/10.24189/ncr.2018.045>
 45. Sardá R., Pinedo S., Martin D. Seasonal dynamics of macroinfaunal key species inhabiting shallow soft-bottoms in the Bay of Blanes (NW Mediterranean). *Acta Oecologica*, 1999, vol. 20, iss. 4, pp. 315–326. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(99\)00135-6](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(99)00135-6)
 46. Tiganus V. Present state of marine biodiversity in the Romanian Black Sea waters. In: *CIESM Workshop on Mediterranean Marine Biodiversity*, Nicosia (Cyprus), 1–3 May, 1997. [Monaco] :

- [Commission International pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée], 1997, pp. 61–62. (CIESM Workshop Series ; n° 1).
47. WoRMS. *World Register of Marine Species* : [site]. URL: <https://www.marinespecies.org/> [accessed: 10.10.2023].

TAXOCENE OF MOLLUSCS OF COASTAL SOFT SEDIMENTS IN THE NORTHEASTERN SECTOR OF THE BLACK SEA AT THE BEGINNING OF THE XXI CENTURY

G. Kolyuchkina¹, I. Lyubimov¹, and N. Danilova^{1,2}

¹Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Moscow, Russian Federation

²Russian State Agrarian University – Moscow Timiryazev Agricultural Academy, Moscow, Russian Federation
E-mail: galka.sio@gmail.com

The key question of modern ecology is to understand the relationship between changes in marine ecosystems and the environment under ongoing climate change and increasing anthropogenic load. However, not all changes occurring in marine shelf ecosystems can be explained by the action of external factors, since the dynamics of ecosystems associated with internal processes, such as natural succession, is poorly understood. Benthic communities play a crucial role in ecosystem functioning by modifying habitats and affecting nutrient cycling and primary productivity. Bottom ecosystems are associated with the potential for carbon immobilization and sequestration the assessment of which remains a fundamental scientific challenge. Coastal communities of the Black Sea are a convenient model for such studies. Carbonate-producing organisms – molluscs – dominate in benthic ecosystems of this basin. The aim of the present work was to investigate the dynamics of abundance and population structure of molluscs in soft sediments of the coastal zone of the Black Sea at the North Caucasus in 2015–2022. Annual sampling was carried out at depths of 10 and 25 m. The structure of the mollusc taxocene and the dynamics of the size structure of populations of its main dominants were analyzed: at 10-m depth, *Chamelea gallina* and *Lucinella divaricata*; at 25-m depth, *Gouldia minima* and *Pitar rudis*. Fluctuations in their abundance reached orders of magnitude. The highest taxocene biomass was recorded in 2020 which coincided with the maximum surface water temperature and salinity (a drought period). Successful annual recruitment and multimodal appearance of size–frequency diagrams of these species were observed, except for *G. minima*, as its juvenile stages were almost absent in the samples. Based on the analysis of size–frequency diagrams, an attempt was made to estimate the mean limiting age of individuals in the population of these species. No linear relationships were revealed between values of abiotic factors and the taxocene structure. Trends of parallel changes in abundance of juveniles in a population and total biomass of each of the studied species were characterized.

Keywords: Black Sea, bivalves, macrozoobenthos, population dynamics

УДК 591.69-731.77-512.2

**О НАХОДКЕ ТРЕМАТОД *HELICOMETRA FASCIATA* (RUD., 1819) SENSU LATO
У ЧЕРНОМОРСКОГО МОРСКОГО КОТА
DASYATIS PASTINACA (LINNAEUS, 1758)**

© 2025 г. Ю. М. Корнийчук

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: kornyuchuk@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 10.12.2024; после доработки 12.02.2025;
принята к публикации 20.03.2025.

У черноморского ската-хвостокола (морского кота) *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) из Каркинитского залива (западное побережье Крыма) впервые обнаружена трематода *Helicometra fasciata sensu lato* (семейство Оресоелиды). Приведены рисунок и морфологическое описание найденной единственной половозрелой мариты. Обнаружение этой трематоды у морского кота согласуется с данными об особенностях протекания жизненного цикла хеликометра в Чёрном море. Это первая находка представителей рода *Helicometra* у хрящевых рыб; черноморский морской кот отнесён к категории случайных дефинитивных хозяев *H. fasciata sensu lato*. Dasyatidae, в том числе черноморские, — семейство рыб, недостаточно исследованное в отношении их заражённости трематодами.

Ключевые слова: Trematoda, Orescoelidae, Chondrichthyes, Batomorphi, Dasyatidae, новый дефинитивный хозяин, Чёрное море, пищевые сети

Трематоды *Helicometra fasciata* (Rudolphi, 1819) Odhner, 1902 отличаются крайне широкой специфичностью к окончательным хозяевам, в качестве которых известны костистые рыбы из 51 семейства [Blend, Dronen, 2015]. Мы впервые регистрируем этих трематод у представителя хрящевых рыб — ската-хвостокола (морского кота) *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), выловленного в Чёрном море.

Настоящая статья посвящена морфологическому описанию этой крайне интересной находки.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Изучен тотальный бальзамовый препарат трематоды № 1439.Tr.39 [этикетка: хозяин — *D. pastinaca*, кишечник, 16.05.2015; Чёрное море — Каркинитский залив (Лебяжий остров); сборщик — М. В. Масленникова], депонированный в подколлекции паразитических организмов Коллекции гидробионтов Мирового океана ФИЦ ИнБЮМ (<http://marineparasites.org/>). Для видового определения трематоды использован микроскоп Olympus CX41 с цифровой камерой CAM SC50 и программным обеспечением CellSens Standard v. 1.18. Все измерения, приводимые в тексте, даны в микрометрах. Индекс формы рассчитан как отношение длины объекта к его ширине. При описании яиц указаны их предельные размеры (min–max) и средние арифметические.

РЕЗУЛЬТАТЫ

На препарате находится одна половозрелая марита *Helicometra fasciata* (Rudolphi, 1819) sensu lato (рис. 1).

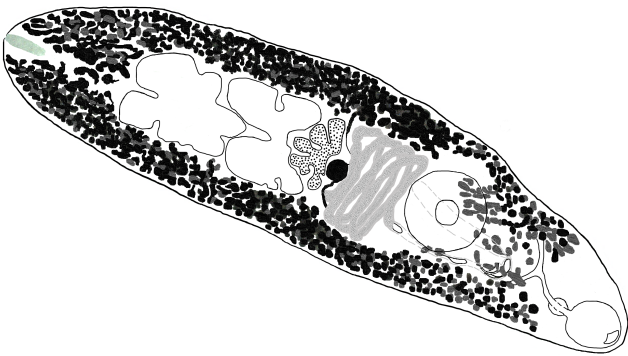


Рис. 1. Марита *Helicometra fasciata* sensu lato от черноморского ската-хвостокола *Dasyatis pastinaca*, вид с брюшной стороны
Fig. 1. *Helicometra fasciata* sensu lato marita from the Black Sea common stingray *Dasyatis pastinaca*, ventral view of general morphology

Размеры тела и органов трематоды приведены в табл. 1.

Таблица 1. Размеры тела и органов мариты *Helicometra fasciata* sensu lato от черноморского ската-хвостокола *Dasyatis pastinaca* в сравнении с параметрами марит от других черноморских рыб-хозяев
Table 1. Measurements of *Helicometra fasciata* sensu lato marita from the Black Sea common stingray *Dasyatis pastinaca* compared to the ones from other Black Sea fish hosts

Параметр		Мариты <i>Helicometra fasciata</i> от черноморских рыб	
		От <i>D. pastinaca</i>	От прочих рыб-хозяев*
Тело	длина	1489,81	0,414–3,795
	ширина	400,54	0,179–1,007
Ротовая присоска	длина	143,80	0,041–0,193
	ширина	123,45	0,043–0,179
Брюшная присоска	длина	205,69	0,073–0,290
	ширина	207,37	0,073–0,331
Фаринкс	длина	41,64	0,030–0,110
	ширина	75,65	0,027–0,097
Передний семенник	длина	218,58	0,024–0,552
	ширина	219,87	0,027–0,649
Задний семенник	длина	213,92	0,024–0,731
	ширина	199,47	0,022–0,635
Яичник	длина	114,88	0,016–0,276
	ширина	173,06	0,019–0,483
Бурса	длина	265,0	0,041–0,511
	ширина	71,63	0,011–0,110
Яйца (<i>n</i> = 14)	длина	52,6–65,12 (58,19)	0,052–0,073
	ширина	23,7–25,6 (25,13)	0,023–0,041
Посттестиккулярное пространство		296,71	–
Передняя часть тела		413,6	–

Примечание: * — по [Корнийчук, 2009а; Korniychuk, 2023].
Note: *, according to [Korniychuk, 2009a; Korniychuk, 2023].

Описание мариты.

Тело удлинённо-овальное (индекс формы 3,71).

Тегумент невооружённый.

Ротовая присоска субтерминальная, слегка вытянута вдоль продольной оси (индекс формы 1,16).

Брюшная присоска округлая (индекс формы 0,99).

Соотношение длины ротовой и брюшной присосок составляет 1 : 1,43, их ширины — 1 : 1,68.

Имеются короткий префаринкс, фаринкс и пищевод.

Передняя часть тела составляет 28 % длины тела мариты. Таким образом, брюшная присоска находится на границе первой и второй третей тела червя.

Гонады расположены в линию (тандемом).

Яичник пятилопастный, субмедианный, его задние края на уровне переднего края переднего семенника.

Семенники встык друг к другу, тандемом, лопастные.

Посттестикулярное пространство составляет 19,9 % длины тела.

Сумка цирруса прямая, вытянутая, булабовидная, её задний конец на уровне заднего края брюшной присоски.

Метратерм тянется вдоль левой стороны сумки цирруса.

Половая пора субмедианная, между бифуркацией кишечника и передним краем брюшной присоски.

Желточники фолликулярные, в непрерывных латеральных полях, простираются от уровня задней границы фаринкса до заднего конца тела; фолликулы расположены дорсально, латерально и вентрально по отношению к кишечным ветвям. В области от передней границы брюшной присоски до задней границы фаринкса желточные фолликулы формируют на спинной стороне тела червя «дорсолатеральную дугу» [Корнийчук, 2009a]. В посттестикулярном пространстве левое и правое желточные поля соприкасаются отдельными фолликулами только на брюшной стороне тела червя (рис. 2).

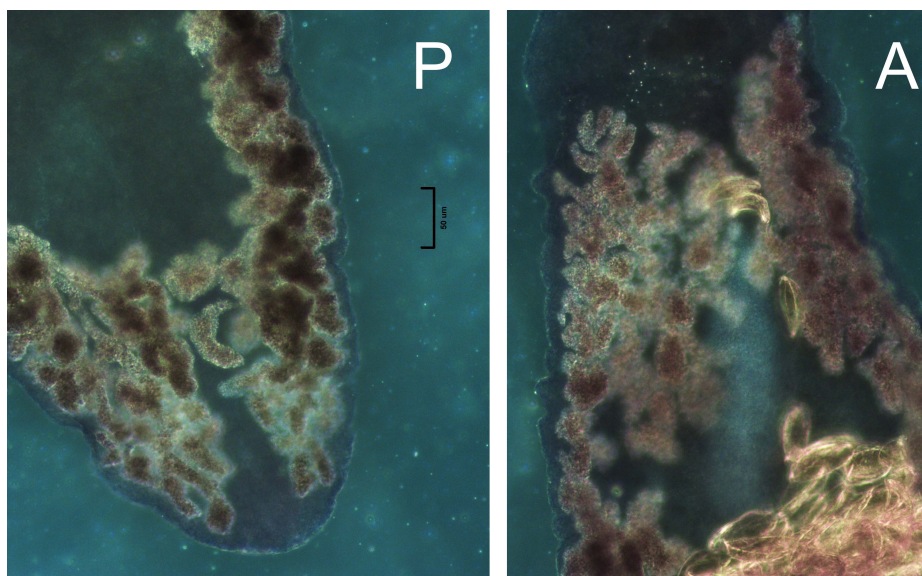


Рис. 2. Расположение желточных фолликулов на заднем (P) и переднем (A) концах тела мариты *Helicometra fasciata* sensu lato от черноморского ската-хвостокола *Dasyatis pastinaca*

Fig. 2. The location of the vitellaria follicles at the posterior (P) and anterior (A) ends of the marita body of *Helicometra fasciata* sensu lato from the Black Sea common stingray *Dasyatis pastinaca*

Желточный резервуар округлый, перед яичником, расположен медианно.

Матка между брюшной присоской и яичником, скручена в спираль. Кольца матки расположены параллельно поперечной оси тела.

Яйца овальные (индекс формы 2,31), с длинным филаментом на одном из полюсов (рис. 3).

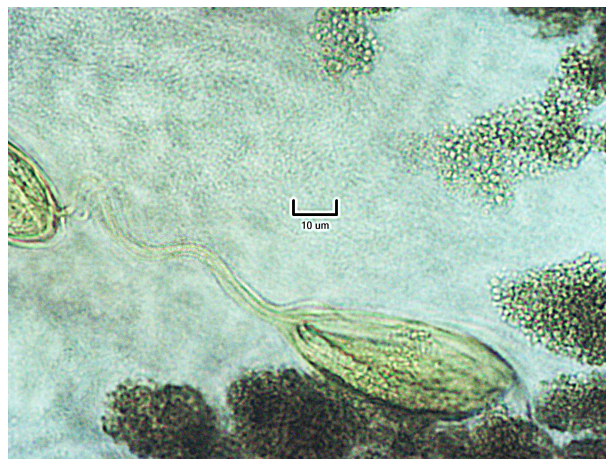


Рис. 3. Яйцо *Helicometra fasciata sensu lato* от черноморского *Dasyatis pastinaca*, с длинным филаментом

Fig. 3. Filamented egg of *Helicometra fasciata sensu lato* from the Black Sea *Dasyatis pastinaca*

ОБСУЖДЕНИЕ

Изученный экземпляр морфологически соответствует диагнозу *H. fasciata sensu lato* [Найденова, Долгих, 1969; Blend, Dronen, 2015]: ротовая присоска субтерминальная, почти округлая; брюшная присоска в передней части тела мариты; спиралевидная матка; яйца с длинным униполярным филаментом; генитальная пора медианная, перед кишечной бифуркацией; желточники в латеральных полях и заходят в переднюю часть тела; лопастные гонады расположены тандемом.

Размеры тела и яиц изученной мариты, форма гонад и таксономически значимые морфологические индексы находятся в пределах, ранее установленных для половозрелых представителей *H. fasciata sensu lato* от черноморских рыб-хозяев (см. табл. 1).

Предполагается, что по крайней мере черноморские представители *H. fasciata* являются комплексом криптических видов этого рода [Катохин, Корнийчук, 2020; Sokolov et al., 2022]. Более точная таксономическая идентификация этих трематод от ската-хвостокола требует молекулярно-генетических исследований, возможных только при повторных находках.

D. pastinaca — 34-й известный в Чёрном море вид окончательных хозяев трематод комплекса *H. fasciata sensu lato*; 33 из них — костистые рыбы. Эта находка крайне интересна тем, что трематоды, идентифицируемые как *H. fasciata*, нигде в Мировом океане не были ранее известны от представителей семейства Dasyatidae и вообще от хрящевых рыб [Blend, Dronen, 2015].

Скаты-хвостоколы (морские коты) распространены вдоль всех берегов Чёрного моря, где в летнее время встречаются на небольших глубинах, а с похолоданием отходят в более глубокие районы моря; они держатся у дна и питаются преимущественно донными и придонными ракообразными и рыбой [Световидов, 1964]. Различные креветки и крабы являются обычной пищей черноморских скатов-хвостоколов [Смирнов, 1959; Saglam et al., 2010].

Заражение черноморских скатов метацеркариями комплекса видов *H. fasciata* возможно, например, при питании их травяными крабами *Carcinus aestuarii* Nardo, 1847, а также скальными и травяными креветками *Palaemon elegans* Rathke, 1836 и *Palaemon adspersus* Rathke, 1836,

которые включаются в Чёрном море в жизненный цикл этих трематод в качестве вторых промежуточных хозяев [Корнийчук, 2008, 2009b; Корнийчук, Лозовский, 2005; Мордвинова, 1980; Ткачук, Мордвинова, 1999]. Поскольку находка *H. fasciata* — единственная, несмотря на большое количество исследованных паразитологами черноморских хвостокотов, а найденная трематода — половозрелая, с большим количеством яиц, морского кота мы относим к случайным дефинитивным хозяевам этой *H. fasciata* в Чёрном море.

Сведения о трематодофауне скатов-хвостокотов в Чёрном море до нашей находки ограничивались единственным указанием на паразитирование мариты *Nagmia yorkei* Nagaty, 1930 [syn. *Petalodistomum yorkei* (Nagaty, 1930)] у ската из района Евпатории [Погорельцева, 1964]. Очевидно, черноморские Dasyatidae — группа рыб, недостаточно исследованная в отношении их заражённости трематодами.

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

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Катохин А. В., Корнийчук Ю. М. Генотипирование черноморских трематод семейства Опесоелidae по митохондриальным маркерам // *Морской биологический журнал*. 2020. Т. 5, № 4. С. 15–27. [Katokhin A. V., Korniyuchuk Yu. M. Genotyping of Black Sea trematodes of the family Opacoelidae by mitochondrial markers. *Marine Biological Journal*, 2020, vol. 5, no. 4, pp. 15–27. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2020.05.4.02>
2. Корнийчук Ю. М. Дополненное описание гермафродитного поколения трематоды черноморских рыб *Helicometra fasciata* (Trematoda, Opacoelidae) // *Вестник зоологии*. 2009а. Отд. вып. № 23. С. 63–68. [Korniyuchuk Yu. M. Additional description of hermaphroditic generation of trematodes of Black Sea fishes, *Helicometra fasciata* (Trematoda, Opacoelidae). *Vestnik zoologii*, 2009a, spec. iss. no. 23, pp. 63–68. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zifvir>
3. Корнийчук Ю. М. Сезонная динамика численности и качественного состава гемипопуляции метацеркарий трематоды *Helicometra fasciata* на юго-западном шельфе Крыма // *Экология моря*. 2008. Вып. 75. С. 9–15. [Korniyuchuk Yu. M. Seasonal dynamics of abundance and qualitative composition of trematode, *Helicometra fasciata*, metacercaria hemipopulation in coastal biocenosis of Southwestern Crimea. *Ekologiya morya*, 2008, iss. 75, pp. 9–15. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4793>
4. Корнийчук Ю. М. Фауна паразитов креветок в Чёрном и Азовском морях // *Экология моря*. 2009b. Вып. 77. С. 44–48. [Korniyuchuk Yu. M. Parasite fauna of shrimps in the Black Sea and the Sea of Azov. *Ekologiya morya*, 2009b, iss. 77, pp. 44–48. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4836>
5. Корнийчук Ю. М., Лозовский В. Л. Черноморский зелёный краб *Carcinus aestuarii* – новый дополнительный хозяин *Helicometra fasciata* // *Морской экологический журнал*. 2005. Т. 4, № 2. С. 38. [Korniyuchuk Ju. M., Lozovsky V. L. Black Sea crab *Carcinus aestuarii* – a new intermediate host for the trematode *Helicometra fasciata*. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2005, vol. 4, no. 2, pp. 38. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/803>
6. Мордвинова Т. Н. Гельминтофауна высших ракообразных крымского побережья и северо-западной части Чёрного моря (систематика, фаунистика, экология) : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.20. Москва, 1980. 24 с. [Mordvinova T. N. *Gel'mintofauna vysshikh rakoobraznykh krymskogo poberezh'ya i severo-zapadnoi chasti Chernogo morya* (sistematika, faunistika, ekologiya) : avtoref. dis. ... kand. biol. nauk : 03.00.20. Moscow, 1980, 24 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/9577>
7. Найденова Н. Н., Долгих А. В. К ревизии некоторых видов рода *Helicometra* Odhner, 1902 (Trematoda, Opacoelidae) // *Научные доклады высшей школы. Биологические науки*.

1969. № 7 (67). С. 7–12. [Naidenova N. N., Dolgikh A. V. On revision of some species of the genus *Helicometra* Odhner, 1902 (Trematoda, Opacoelidae). *Nauchnye doklady vysshei shkoly. Biologicheskie nauki*, 1969, no. 7 (67), pp. 7–12. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/11182>
8. Погорельцева Т. П. Фауна паразитов рыб Чёрного моря (систематика, экология, зоогеография, филогения) : дис. ... д-ра биол. наук. 1964. Т. 1. 391 с. (рукопись). [Pogorel'tseva T. P. *Fauna parazitov ryb Chernogo morya (sistematika, ekologiya, zoogeografiya, filogeniya)*. [dissertation], 1964, vol. 1, 391 p. (manuscript). (in Russ.)]
 9. Световидов А. Н. Рыбы Чёрного моря. Москва ; Ленинград : Наука, 1964. 551 с. [Svetovidov A. N. *Ryby Chernogo morya*. Moscow ; Leningrad : Nauka, 1964, 551 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8655>
 10. Смирнов А. Н. Материалы по биологии рыб Чёрного моря в районе Карадага // *Труды Карадагской биологической станции*. 1959. Вып. 15. С. 31–109. [Smirnov A. N. Materialy po biologii ryb Chernogo morya v raione Karadaga. *Trudy Karadagskoi biologicheskoi stantsii*, 1959, iss. 15, pp. 31–109. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/6943>
 11. Ткачук Л. П., Мордвинова Т. Н. О заражённости черноморской креветки *Palaemon elegans* в двух прибрежных районах Чёрного моря // *Экология моря*. 1999. Вып. 49. С. 21–23. [Tkachuk L. P., Mordvinova T. N. On parasite infection of food-fishes from south-western part of the Indian Ocean. *Ekologiya morya*, 1999, iss. 49, pp. 21–23. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/3664>
 12. Blend C. K., Dronen N. O. A review of the genus *Helicometra* Odhner, 1902 (Digenea: Opacoelidae: Plagioporinae) with a key to species including *Helicometra overstreeti* n. sp. from the cusk-eel *Luciobrotula corethromycter* Cohen, 1964 (Ophidiiformes: Ophidiidae) from the Gulf of Mexico. *Marine Biodiversity*, 2015, vol. 45, iss. 2, pp. 183–270. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0250-3>
 13. Kornychuk Yu. M. *Helicometra fasciata* (Rudolphi, 1819) complex from new fish host in the Black Sea, the broadnosed pipefish *Syngnathus typhle* Linnaeus, 1758, with notes on biology of this trematode species. *Parazitologiya*, 2023, vol. 57, no. 6, pp. 498–503. <https://doi.org/10.31857/S0031184723060042>
 14. Saglam H., Ak O., Kutlu S., Aydin I. Diet and feeding strategy of the common stingray *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) on the Turkish coast of southeastern Black Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 2010, vol. 51, no. 1, pp. 37–44. <https://doi.org/10.21411/CBM.A.C51293DF>
 15. Sokolov S. G., Shchenkov S. V., Khasanov F. K., Kornychuk Y. M., Gordeev I. I. Redescription and phylogenetic assessment of *Helicometra antarcticae* Holloway & Bier, 1968 (Trematoda, Opacoelidae), with evidence of non-monophyletic status of the genus *Helicometra* Odhner, 1902. *Zoosystema*, 2022, vol. 44, iss. 15, pp. 423–433. <https://doi.org/10.5252/zoosystema2022v44a15>

FIND OF A TREMATODE *HELICOMETRA FASCIATA* (RUD., 1819) SENSU LATO FROM THE BLACK SEA COMMON STINGRAY *DASYATIS PASTINACA* (LINNAEUS, 1758)

Yu. Kornychuk

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: kornychuk@ibss-ras.ru

A trematode belonging to *Helicometra fasciata* sensu lato (family Opacoelidae) was found for the first time from the Black Sea common stingray, *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), caught in the Karkinit-sky Bay (western coast of the Crimean Peninsula). A drawing and a morphological description of marita are provided. The find of this trematode from the common stingray is consistent with the data on *Helicometra* life cycle in the Black Sea. This is the first record of *Helicometra* spp. from cartilaginous fishes. The common stingray is classified as an accidental definitive host of these trematodes in the Black Sea. Dasyatidae is believed to be an undersampled host group for digenean infection in the Black Sea.

Keywords: Trematoda, Opacoelidae, Chondrichthyes, Batomorphi, Dasyatidae, new definitive host, Black Sea, food webs

УДК 581.526.323(262.5.04)

**СОСТАВ И СТРУКТУРА МАКРОФИТОБЕНТОСА
У ПОБЕРЕЖЬЯ ПАМЯТНИКА ПРИРОДЫ
«КУЧУК-ЛАМБАТСКИЙ КАМЕННЫЙ ХАОС» (КРЫМ, ЧЁРНОЕ МОРЕ)**

© 2025 г. С. Е. Садогурский, Т. В. Белич, С. А. Садогурская
ФГБУН «Никитский ботанический сад — Национальный научный центр РАН»,
Ялта, Российская Федерация
E-mail: ssadogurskij@yandex.ru

Поступила в редакцию 29.01.2024; после доработки 13.03.2024;
принята к публикации 20.03.2025.

Южный берег Крыма (ЮБК) характеризуется высоким уровнем антропогенной трансформации, поэтому участки, сохранившиеся в природном или квазиприродном состоянии, имеют особую природоохранную ценность. К ним относится территориально-аквальный комплекс, объединяющий геологический памятник природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос» и примыкающую прибрежную акваторию Чёрного моря. Акватория в гидробиотаническом аспекте не изучена и в состав особо охраняемых природных объектов не включена. В связи с этим выполнено исследование, цель которого — по данным 2015 и 2022 гг. охарактеризовать видовой состав, биомассу и пространственную структуру макрофитобентоса для уточнения представлений о распределении и динамике растительного покрова бентали у ЮБК и в связи с перспективой заповедания указанной акватории. Установлено, что макроскопическая растительность развивается на твёрдых и мягких грунтах, что определяет её общий характер. Всего зарегистрировано 63 вида макрофитов: Chlorophyta — 14 (22,2 %), Ochrophyta — 9 (14,3 %), Rhodophyta — 39 (62,0 %), Tracheophyta — 1 (1,6 %). Общее количество видов (КВ) и соотношение систематических группировок по КВ в оба года близки. Однако состав флоры, а также соотношение по биомассе (БМ) доминирующих видов и эколого-флористических группировок существенно изменились на минимальных и на максимальных глубинах, что определило трансформации растительного покрова. На мелководье их динамика, обусловленная локальным нарушением и последующим восстановлением макрофитобентоса после схода селевого потока, имеет флуктуационный характер. На глубине изменения вызваны инвазией в природные сообщества вида-трансформера *Bonnemaisonia hamifera* и, вероятно, имеют долговременный характер; для выявления их степени и обратимости необходим мониторинг распространения вселенца у ЮБК и в границах Азово-Черноморского региона в целом. В настоящее время вдоль обследованного берега макрофиты формируют пять поясно расположенных растительных сообществ с БМ 0,2–6,0 кг·м⁻² и КВ 14–27. Крайние значения этих показателей зарегистрированы в сублиторали: максимальные — на твёрдых грунтах в верхней и центральной частях пояса цистозир (виды *Cystoseira* s. l.), минимальные — на мягких грунтах в наиболее глубоководном сообществе морских трав (*Nanozostera noltei*). В целом по БМ доминируют многолетние, а по КВ — коротковегетирующие макрофиты; фитобентос имеет выраженный олигосапробный морской тепловодный характер. Растительный покров акватории демонстрирует высокую степень сохранности, его пространственное распределение, состав и структура (за исключением изменений, вызванных биологической инвазией) типичны для гидробиотанического района Чёрного моря «ЮБК». Раритетная фракция флоры насчитывает 12 таксонов; биотопы, основу которых формируют сообщества макрофитов, попадают под действие документа Directive 92/43/ЕЕС. Целесообразно создание комплексного территориально-аквального природного заказника, который объединит существующий памятник природы и прилегающую к нему акваторию.

Ключевые слова: Чёрное море, Южный берег Крыма, Кучук-Ламбат, макрофитобентос, видовой состав, биомасса, пространственная структура

Крымский полуостров вследствие уникального географического расположения и благоприятного сочетания природно-климатических условий входит в число европейских центров биологического разнообразия и вместе с тем характеризуется значительным уровнем антропогенной трансформации [Современное состояние береговой зоны Крыма, 2015; Johnson, 1995]. К Южному берегу Крыма (далее — ЮБК), узкой полосой протянувшегося между Главной грядой Крымских гор и Чёрным морем, всё это относится в полной мере. Полтора века назад началось рекреационное освоение района, которое ко второй половине XX в. приобрело индустриальный масштаб. К настоящему времени берег на значительном протяжении укреплен бетонными гидротехническими сооружениями и занят рекреационно-туристической инфраструктурой, плотность которой непрерывно возрастает. Но отдельные его фрагменты, обычно приуроченные к неудобьям, избежали подобной участи и приобрели большое природоохранное значение [Садогурский та ін., 2017]. Так, вблизи посёлка Утёс, где находилось ныне исчезнувшее село Кучук-Ламбат, морская акватория и примыкающий к ней фрагмент суши, в отличие от окружающих участков, сохранились практически в естественном состоянии. Причина в активной динамике гравитационного рельефа береговой зоны, сформированного Кучук-Ламбатским каменным хаосом. Это живописное нагромождение скальных обломков, которое простирается на 1 км вдоль берега и на 1,5 км вверх по склону на высоту от 0 до 235 м н. у. м. [Вахрушев, Амеличев, 2000]. Более полувека назад часть данного урочища общей площадью 5 га (охранная зона 7,1 га) получила статус геологического памятника природы (решением Облисполкома от 30.01.1969 № 19/8-67). Позднее было показано, что его территория также обладает высокой ботанической ценностью, что позволило поднять вопрос о переводе объекта в категорию комплексных памятников природы [Вахрушев, Амеличев, 2000; Рыфф, 2013]. Акватория же у подножья урочища природоохранного статуса не имеет и до последнего времени оставалась неизученной. Ранее мы отмечали: учитывая неразрывную структурно-функциональную взаимосвязь между территориальными и аквальными компонентами целостных территориально-аквальных экосистем, обусловленную вещественно-энергетическими потоками, в береговой зоне моря целесообразно организовывать единые по площади и управлению территориально-аквальные заповедные объекты и элементы экосетей [Садогурский и др., 2009, 2013; Садогурский та ін., 2017]. В связи с этим было начато гидробиологическое изучение данной акватории и представлены предварительные сведения о фитобентосе её супра- и псевдолиторали, где происходит непосредственный контакт суши и моря [Белич и др., 2020].

Цель настоящей работы — охарактеризовать видовой состав, биомассу и пространственную структуру макрофитобентоса морской акватории у подножья памятника природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос» для уточнения представлений о распределении и динамике растительного покрова бентали у ЮБК и в связи с перспективой заповедания.

РАЙОН, ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Обследованный участок представляет собой 300-метровый фрагмент природного берега Чёрного моря, расположенный между двумя рекреационными комплексами (рис. 1а). Вдоль него тянется валунно-глыбовый (местами валунный) пляж шириной до 10–15 м (рис. 1б). В границах памятника природы (I) над пляжем расположены глыбовые нагромождения каменного хаоса, которые в приморской части сложены преимущественно верхнеюрскими известняками и сцементированными брекчиями массандровской свиты (см. рис. 1а, б). В охранной зоне памятника (II) крутые прибрежные склоны сложены терригенным флишем таврической серии, состоящим из чередующихся складчатых слоёв аргиллитов, алевролитов и песчаников. По границе между

территорией и охранной зоной памятника в море открывается небольшой водоток. Его поверхностный сток крайне изменчив: в летний период он исчезает на 1–2 месяца, но после ливней может увеличиваться — вплоть до формирования селевых потоков, имеющих скорость до $1\text{--}4\text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$ и насыщенность обломочным материалом до $100\text{--}500\text{ кг}\cdot\text{м}^{-3}$ [Вахрушев, Амеличев, 2000]. Прилегающая акватория входит в границы гидрботанического района «ЮБК» [Калугина-Гутник, 1975]. Морское дно приглубое, в псевдолиторали и сублиторали до глубины 5–6 м доминирует глыбовый и глыбово-валунный навал (далее — навал), который местами перемежается участками галечника. За нижней границей твёрдых грунтов простираются пески с незначительной примесью ракушки.

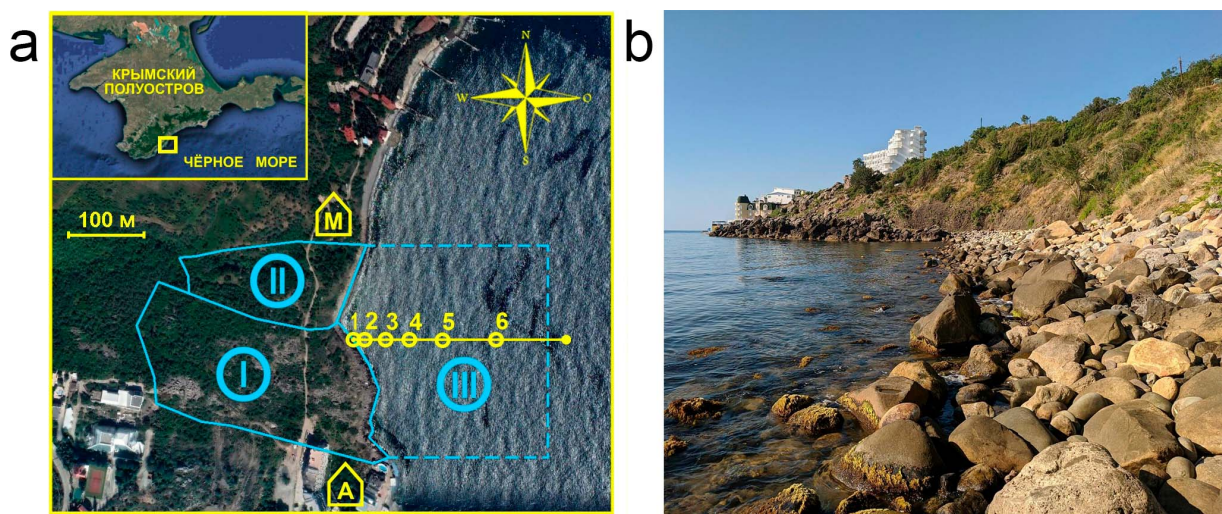


Рис. 1. Район исследований: а — картосхема обследованного участка береговой зоны; 1–6 — номера и взаиморасположение станций вдоль гидрботанического профиля ($44^{\circ}36'06.3''\text{N}$, $34^{\circ}22'19.9''\text{E}$ в точке пересечения уреза воды); I — территория геологического памятника природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос»; II — охранный зона памятника природы [Паспорт памятника природы, 2021]; III — акватория, рекомендуемая к включению в состав предполагаемого комплексного территориально-аквального заказника; рекреационные комплексы (М — турбаза «Маяк»; А — отель «Аркадия»); б — природный берег обследованного участка (вид с севера на юг), 27.07.2022

Fig. 1. Research area: a, map of the surveyed area of the coastal zone; 1–6, numbers and location of stations along the hydrobotanical profile ($44^{\circ}36'06.3''\text{N}$, $34^{\circ}22'19.9''\text{E}$ at the point of intersection with the water's edge); I, the territory of the geological natural monument Kuchuk-Lambat Stone Chaos; II, the protected zone of the natural monument [Paspport pamyatnika prirody, 2021]; III, the water area recommended to be included in the proposed complex territorial and aquatic reservation; recreational complexes (M, a tourist center Mayak; A, a hotel Arkadia); b, the natural shore of the surveyed area (north to south view), 27.07.2022

У ЮБК направление вдольберегового течения обычно совпадает с направлением основной струи Черноморского течения; движется течение на юго-запад, как правило со скоростью до $10\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$, хотя при сопутствующем ветре в 5 % случаев скорость превышает $30\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ [Белокопытов и др., 2003]. Наиболее высокая повторяемость штормового волнения наблюдается с восточного и юго-восточного направлений [Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, 1991; Горячкин, Репетин, 2009]. Колебания уровня моря любой природы (в том числе стонно-нагонные) у ЮБК незначительны и перекрываются прибойно-волновой активностью [Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, 1991]. Средняя температура поверхностного слоя воды в районе (по данным для города Алушты) изменяется от $+7,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ в феврале — марте до $+23,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ в августе, при этом во время летних апвеллингов амплитуда температурных колебаний может превышать $15\text{ }^{\circ}\text{C}$. Среднегодовая солёность колеблется в пределах $17,0\text{--}18,2\text{ ‰}$ с минимумом в апреле — мае.

Обследование акватории выполнено дважды, 07.08.2015 и 27.07.2022, в ходе самостоятельных погружений с использованием легководолазного снаряжения по общепринятой методике [Калугина, 1969; Калугина-Гутник, 1975]. В центральной части изученного фрагмента природного берега заложен гидробиотический профиль с координатами 44°36'06.3"N, 34°22'19.9"E в точке пересечения уреза воды (см. рис. 1а). Вдоль него в интервале глубин 0–8,0 м осуществлён отбор проб: на каждой станции в псевдолиторали — по 10 количественных проб рамкой площадью 0,01 м², в сублиторали — по 5 рамкой площадью 0,04 м² (основные параметры станций представлены в табл. 1). Визуальные наблюдения выполнены по всей обследованной акватории вплоть до глубины 10–12 м.

Таблица 1. Характеристика станций отбора проб (№ 1–6) и бентосный растительный покров в прибрежно-морской акватории у побережья урочища Кучук-Ламбат

Table 1. Characteristics of sampling stations (No. 1–6) and benthic vegetation cover in the coastal-marine water area off the coast of the Kuchuk-Lambat tract

07.08.2015						
Параметр	ПСЛ*	СБЛ				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
Глубина, м**	±0,25	–0,5	–1,0	–3,0	–5,0	–8,0
Расстояние от берега, м	0	3–5	30	60–70	110–120	170–200
Растительное сообщество	<i>Ulva intestinalis</i> + <i>Ulva kylinii</i>	<i>Ericaria bosphorica</i> – <i>Padina pavonica</i> + <i>Dictyota fasciola</i>	<i>Ericaria bosphorica</i> + <i>Gongolaria barbata</i> + <i>Vertebrata subulifera</i> – <i>Cladostephus hirsutus</i>			<i>Nanozostera noltei</i>
Проективное покрытие, %	85–90	55–60	60–65	95–100	85–90	25–30
Высота растительного покрова, см	7,41	8,17	17,41	27,02	29,08	22,89
27.07.2022						
Растительное сообщество	<i>Ceramium ciliatum</i>	<i>Ericaria bosphorica</i> + <i>Gongolaria barbata</i> – <i>Padina pavonica</i> + <i>Dictyota fasciola</i>	<i>Ericaria bosphorica</i> + <i>Gongolaria barbata</i> + <i>Vertebrata subulifera</i> – <i>Cladostephus hirsutus</i>	<i>Ericaria bosphorica</i> + <i>Gongolaria barbata</i> + <i>Vertebrata subulifera</i> – <i>Bonnemaisonia hamifera</i>		<i>Nanozostera noltei</i>
Проективное покрытие, %	85–90	70–75	95–100	95–100	85–90	25–30
Высота растительного покрова, см	6,22	12,32	28,60	34,27	32,33	21,67

Примечание: здесь и далее ПСЛ — псевдолитораль; СБЛ — сублитораль (*). Показатель для ПСЛ — в пределах вертикального диапазона сгонно-нагонных колебаний уровня воды (**).

Note: hereinafter, ПСЛ, pseudolittoral zone; СБЛ, sublittoral zone (*). For the pseudolittoral zone, indicator is provided within the vertical range of surge fluctuations in water level (**).

Объект исследования — бентосные макрофиты. Номенклатура представителей отделов Chlorophyta, Ochrophyta (класс Phaeophyceae), Rhodophyta и Tracheophyta дана по AlgaeBase [2024]; имена авторов таксонов приведены в стандартном сокращении

в соответствии с рекомендациями IPNI [2024]. В качестве базового руководства при идентификации макроводорослей использован определитель А. Д. Зиновой [1967]; эколого-флористические характеристики даны по А. А. Калугиной-Гутник [1975], сапробиологическая и галобная характеристики — по неопубликованным данным А. А. Калугиной-Гутник и Т. И. Ерёменко. Проективное покрытие (далее — ПП) устанавливали глазомерно; среднее значение биомассы (далее — БМ) определяли для каждого вида в отдельности: $\bar{x} \pm S_{\bar{x}}$ (сырой вес). Ярусы в сообществах выделены по аспектильным видам с учётом БМ, высота растительного покрова (далее — ВР) дана по средним значениям длины талломов (побегов) доминантов верхнего яруса. Подводную фотофиксацию осуществляли камерой Olympus TG-835, временные препараты водорослей изучали методом световой микроскопии с использованием микроскопа Leica DM2500.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обследование прибрежной акватории у подножья Кучук-Ламбатского каменного хаоса дало следующие результаты (список видов и БМ макрофитов приведены в табл. 2).

Таблица 2. Список видов и биомасса ($\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) макрофитов у побережья урочища Кучук-Ламбат (станции № 1–6)

Table 2. The species list and biomass value ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) of macrophytes off the coast of the Kuchuk-Lambat tract (stations No. 1–6)

Вид	2015 г.						2022 г.					
	ПСЛ	СБЛ					ПСЛ	СБЛ				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
CHLOROPHYTA Rchb.												
<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kütz.	0,10	м	м	м	6,67			м	м	м	м	
<i>Chaetomorpha gracilis</i> Kütz.	м						м					
<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kütz.	106,00			0,42		м	13,70	м	0,83 ± 0,81			
<i>Cladophora sericea</i> (Huds.) Kütz.			0,83	0,41	м		3,10	м	0,67			
<i>Cladophora vadorum</i> (Aresch.) Kütz. *	119,30											
<i>Cladophoropsis membranacea</i> (Bang ex C. Agardh) Børgesen *	м		23,00 ± 14,89	35,42	10,42	м						м
<i>Ulothrix flacca</i> (Dillwyn) Thur.						м						
<i>Ulva intestinalis</i> L.	541,80						8,20					
<i>Ulva kylinii</i> (Bliding) H. S. Hayden, Blomster, Maggs, P. C. Silva, Stanhope et Waaland	584,60						47,20					
<i>Ulva rigida</i> C. Agardh					2,08							
<i>Ulvella lens</i> P. Crouan et H. Crouan												м

Продолжение на следующей странице...

Вид	2015 г.						2022 г.					
	ПСЛ	СБЛ					ПСЛ	СБЛ				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
<i>Ulvella leptochaete</i> (Huber) R. Nielsen, O'Kelly et B. Wisor		М	М	М	М		М	М	М	М	М	М
<i>Ulvella scutata</i> (Reinke) R. Nielsen, O'Kelly et B. Wisor											М	М
<i>Ulvella viridis</i> (Reinke) R. Nielsen, O'Kelly et B. Wisor			М	М					М	М	М	
OCHROPHYTA Caval.-Sm.												
<i>Cladostephus hirsutus</i> (L.) Boudour. et M. Perret ex Heesch et al. *		4,75	192,58 ± 105,7	895,83 ± 318,06	371,67 ± 137,93	32,50		10,08	832,50 ± 31,45	203,25	29,92 ± 9,07	
<i>Dictyota fasciola</i> (Roth) J. V. Lamour.		118,08 ± 49,16	120,42 ± 20,63				47,30	55,67 ± 31,69	0,83			
<i>Ericaria bosporica</i> (Sauv.) D. Serio et G. Furnari ★○▲		348,75 ± 109,68	590,83	2157,92 ± 1898,27	1904,17 ± 1524,67		23,30	467,92	2572,50 ± 51,98	2245,00	1713,58 ± 777,40	
<i>Eudesme virescens</i> (Carmich. ex Berk.) J. Agardh							11,20					
<i>Gongolaria barbata</i> (Stackh.) Kuntze ★○▲			604,17 ± 569,55	1046,25	832,92			186,42 ± 75,43	629,17	1924,58	1554,92 ± 754,90	
<i>Myriactula rivulariae</i> (Suhr ex Aresch.) Feldmann	М							М	М	М		
<i>Padina pavonica</i> (L.) Thivy □		246,83 ± 33,12	29,25 ± 21,46				19,10	308,75 ± 39,03	10,55			
<i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngb.) Link, nom. cons.	1,70											
<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh	М	М	М	М	М	М		М	М	М	М	
RHODOPHYTA Wettst.												
<i>Acrochaetium parvulum</i> (Kyllin) Hoyt				М								
<i>Acrochaetium secundatum</i> (Lyngb.) Nägeli	М		М									
<i>Antithamnion cruciatum</i> (C. Agardh) Nägeli									М	М	М	
<i>Apoglossum ruscifolium</i> (Turner) J. Agardh					6,83 ± 6,33					2,08	0,75	
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> Har.							М	М	10,00	409,17 ± 110,79	593,00 ± 98,14	0,33 ± 0,14
<i>Carradoriella denudata</i> (Dillwyn) Savoie et G. W. Saunders	1,50			5,00	0,42		49,00	М				

Продолжение на следующей странице...

Вид	2015 г.						2022 г.					
	ПСЛ	СБЛ					ПСЛ	СБЛ				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
<i>Ceramium ciliatum</i> (J. Ellis) Ducluz.	69,0	1,25		м		м	390,70 ± 357,65					
<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightf.) Roth	м	0,75				м						0,25
<i>Ceramium siliculosum</i> var. <i>elegans</i> (Roth) G. Furnari			м									
<i>Ceramium virgatum</i> Roth	7,20	0,50	1,42	1,67	4,83 ± 4,23	м	27,50	м	1,92 ± 0,63	0,42	0,08	
<i>Chondria capillaris</i> (Huds.) M. J. Wynne		2,50					50,90	0,08	18,92 ± 17,77			1,17
<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodw.) C. Agardh			7,92	10,83	2,08	9,17				18,92 ± 10,96		м
<i>Choreonema thuretii</i> (Bornet) F. Schmitz									м	м		
<i>Chroodactylon ornatum</i> (C. Agardh) Basson *						м						
<i>Chylocladia verticillata</i> (Lightf.) Bliding				15,0 ± 13,52								
<i>Colaconema daviesii</i> (Dillwyn) Stegenga	м											м
<i>Dasya baillouviana</i> (S. G. Gmel.) Mont.								21,75 ± 16,84				
<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon	0,50	18,83	м					м	м	0,58		
<i>Gelidium spinosum</i> (S. G. Gmel.) P. C. Silva			4,33		4,58 ± 4,00	0,83						
<i>Grania efflorescens</i> (J. Agardh) Kylin					м	м						
<i>Jania rubens</i> (L.) J. V. Lamour.			1,01	34,51 ± 20,48	27,13 ± 25,56				69,33 ± 45,79	16,25		
<i>Jania virgata</i> (Zanardini) Mont.	1,5	0,92	2,32 ± 2,15	145,49 ± 43,23	80,95 ± 74,43	1,83 ± 1,61			99,42 ± 83,46	10,92 ± 9,36	2,25	
<i>Laurencia coronopus</i> J. Agardh *▲									153,50 ± 134,80	22,58 ± 16,38	1,75	
<i>Laurencia obtusa</i> (Huds.) J. V. Lamour.		1,25			37,50 ± 33,07				13,42	164,17 ± 86,30	26,67 ± 14,34	
<i>Leptosiphonia brodiei</i> (Dillwyn) Savoie et G. W. Saunders					1,67 ± 1,44							
<i>Lithophyllum cystoseirae</i> (Hauck) Heydr.									м	м	м	
<i>Lomentaria compressa</i> (Kütz.) Kylin *▲			4,33		8,75				м	м	м	

Продолжение на следующей странице...

Вид	2015 г.						2022 г.					
	ПСЛ	СБЛ					ПСЛ	СБЛ				
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6
<i>Lophosiphonia obscura</i> (C. Agardh) Falkenb.	3,00						64,20	м			м	
<i>Palisada perforata</i> (Bory) K. W. Nam			13,33				90,60					
<i>Palisada thuyoides</i> (Kütz.) Cassano, Senties, Gil-Rodríguez et M. T. Fujii									0,42			
<i>Peyssonnelia rubra</i> (Grev.) J. Agardh						м						
<i>Phyllophora crispa</i> (Huds.) P. S. Dixon ★+▲											28,25	
<i>Pneophyllum confervicola</i> (Kütz.) Y. M. Chamb.		м	м	м	м	м	м	м	м	м	м	м
<i>Pneophyllum fragile</i> Kütz.						м						м
<i>Polysiphonia opaca</i> (C. Agardh) Moris et De Not.								0,67 ± 0,52				
<i>Pterothamnion plumula</i> (J. Ellis) Nägeli	1,50											
<i>Stylonema alsidii</i> (Zanardini) K. M. Drew *		м	м	м		м		м				м
<i>Vertebrata fucoides</i> (Huds.) Kuntze							0,50					
<i>Vertebrata subulifera</i> (C. Agardh) Kuntze		14,25	77,92	213,33	282,08 ± 69,42	22,08 ± 16,65		4,92 ± 3,17	889,17 ± 545,64	827,42 ± 666,64	389,08 ± 99,72	0,67
TRACHEOPHYTA Sinnott ex Caval.-Sm.												
<i>Nanozostera noltei</i> (Hornem.) Toml. et Posl. ★▲❖						203,42 ± 20,45						193,70 ± 8,76

Примечание: пустые ячейки означают отсутствие вида в пробах. Ошибка среднего ($\pm S_{\bar{x}}$) приведена для случаев, когда коэффициент вариации $v < 100\%$. м — мало (меньше 0,01 г в каждой пробе) (здесь и далее). Природо-охранный статус таксонов: ○ — Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution (Barcelona Convention, 1976) [2009]; * — Красная книга Украины [2009]; + — Красная книга Российской Федерации [2008]; □ — Red Data Book of the Republic of Bulgaria [2015a; 2015b]; ★ — Black Sea Red Data Book [1999]; ▲ — Красная книга Республики Крым [2015]; ❖ — Красная книга Приазовского региона [2012].

Note: cells are empty if a species is absent from samples. The error of the mean ($\pm S_{\bar{x}}$) is given for cases where the coefficient of variation $v < 100\%$. Hereinafter, m is minor quantity (less than 0.01 g in a sample). Conservation status of taxa: ○, Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution (Barcelona Convention, 1976) [2009]; *, Red Data Book of Ukraine [2009]; +, Red Book of the Russian Federation [2008]; □, Red Data Book of the Republic of Bulgaria [2015a; 2015b]; ★, Black Sea Red Data Book [1999]; ▲, Red Book of the Republic of Crimea [2015]; ❖, Red Data Book of Priazovsky Region [2012].

Результаты 2015 г. В псевдолиторали (ПСЛ) на навале (ст. № 1) растительный покров представлял собой хорошо обособленный и не разделённый на подзоны и ярусы пояс шириной 0,25–0,45 м, который был образован сообществом *Ulva intestinalis* + *Ulva kyllinii* (см. табл. 1). БМ составляла 1438 г·м⁻², ПП — 85–90 %, ВР — 7,4 см, количество видов (далее — КВ) — 20 (табл. 3, 4).

Таблица 3. Количество видов макрофитов в эколого-флористических группах (ГР) у побережья урочища Кучук-Ламбат**Table 3.** The number of species of macrophytes in ecological-floristic groups (ГР) off the coast of the Kuchuk-Lambat tract

ГР	Количество видов / % (станции № 1–6)													
	2015 г.							2022 г.						
	ПСЛ	СБЛ						ПСЛ	СБЛ					Всего
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	Всего	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	Всего
Ch	$\frac{7}{35,00}$	$\frac{1}{6,25}$	$\frac{5}{20,83}$	$\frac{6}{28,57}$	$\frac{5}{22,72}$	$\frac{3}{15,79}$	$\frac{12}{24,00}$	$\frac{6}{31,58}$	$\frac{4}{18,18}$	$\frac{5}{18,52}$	$\frac{3}{13,04}$	$\frac{4}{19,05}$	$\frac{4}{28,57}$	$\frac{11}{22,45}$
Oh	$\frac{3}{15,00}$	$\frac{5}{31,25}$	$\frac{6}{25,00}$	$\frac{4}{19,05}$	$\frac{4}{18,18}$	$\frac{2}{10,53}$	$\frac{8}{16,00}$	$\frac{4}{21,05}$	$\frac{7}{31,82}$	$\frac{5}{25,93}$	$\frac{5}{21,74}$	$\frac{4}{19,05}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{8}{16,33}$
Rh	$\frac{10}{50,00}$	$\frac{10}{62,50}$	$\frac{13}{54,17}$	$\frac{11}{52,38}$	$\frac{13}{59,09}$	$\frac{13}{68,42}$	$\frac{29}{58,00}$	$\frac{9}{47,37}$	$\frac{11}{50,00}$	$\frac{15}{55,56}$	$\frac{15}{65,22}$	$\frac{13}{61,90}$	$\frac{9}{64,29}$	$\frac{29}{59,18}$
Th	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{1}{2,00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{7,14}$	$\frac{1}{2,04}$
Oc	$\frac{7}{35,00}$	$\frac{12}{75,00}$	$\frac{18}{75,00}$	$\frac{15}{71,43}$	$\frac{16}{72,73}$	$\frac{9}{47,37}$	$\frac{26}{52,00}$	$\frac{10}{52,63}$	$\frac{13}{59,09}$	$\frac{21}{77,78}$	$\frac{19}{82,61}$	$\frac{16}{76,19}$	$\frac{8}{57,14}$	$\frac{32}{65,31}$
Mc	$\frac{9}{45,00}$	$\frac{2}{12,50}$	$\frac{5}{20,83}$	$\frac{5}{23,81}$	$\frac{5}{22,73}$	$\frac{7}{36,84}$	$\frac{19}{38,00}$	$\frac{6}{31,58}$	$\frac{8}{36,36}$	$\frac{5}{18,52}$	$\frac{3}{13,04}$	$\frac{3}{14,29}$	$\frac{4}{28,57}$	$\frac{12}{24,49}$
Pc	$\frac{3}{15,00}$	$\frac{2}{12,50}$	$\frac{1}{4,17}$	$\frac{1}{4,76}$	$\frac{1}{45,55}$	$\frac{3}{15,79}$	$\frac{4}{8,00}$	$\frac{2}{10,53}$	$\frac{1}{4,55}$	$\frac{1}{3,70}$	$\frac{1}{4,35}$	$\frac{2}{9,52}$	$\frac{2}{14,29}$	$\frac{4}{8,16}$
?	$\frac{1}{5,00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{2,00}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{2,04}$
Од	$\frac{13}{65,00}$	$\frac{6}{37,50}$	$\frac{10}{41,67}$	$\frac{12}{57,14}$	$\frac{11}{50,00}$	$\frac{9}{47,37}$	$\frac{27}{54,00}$	$\frac{13}{68,42}$	$\frac{10}{45,45}$	$\frac{11}{40,74}$	$\frac{9}{39,13}$	$\frac{10}{47,62}$	$\frac{10}{71,43}$	$\frac{24}{48,98}$
Сл	$\frac{3}{15,00}$	$\frac{4}{25,00}$	$\frac{5}{20,83}$	$\frac{3}{14,29}$	$\frac{1}{4,55}$	$\frac{4}{21,05}$	$\frac{8}{16,00}$	$\frac{3}{15,79}$	$\frac{5}{22,73}$	$\frac{3}{11,11}$	$\frac{1}{4,35}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{2}{14,29}$	$\frac{7}{14,29}$
Сз	$\frac{1}{5,00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{2,00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$
Мн	$\frac{3}{15,00}$	$\frac{6}{37,50}$	$\frac{9}{37,90}$	$\frac{6}{29,57}$	$\frac{10}{45,45}$	$\frac{6}{31,58}$	$\frac{14}{28,00}$	$\frac{2}{10,53}$	$\frac{6}{27,27}$	$\frac{11}{40,74}$	$\frac{11}{47,83}$	$\frac{10}{47,62}$	$\frac{1}{7,14}$	$\frac{16}{32,65}$
?	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{1}{4,55}$	$\frac{2}{7,41}$	$\frac{2}{8,70}$	$\frac{1}{4,76}$	$\frac{1}{7,14}$	$\frac{2}{4,08}$
Мр	$\frac{10}{50,00}$	$\frac{12}{75,00}$	$\frac{18}{75,00}$	$\frac{14}{66,67}$	$\frac{17}{77,27}$	$\frac{14}{73,68}$	$\frac{34}{68,00}$	$\frac{11}{57,89}$	$\frac{14}{63,64}$	$\frac{20}{74,07}$	$\frac{18}{78,26}$	$\frac{16}{76,19}$	$\frac{10}{71,43}$	$\frac{37}{75,51}$
См	$\frac{9}{45,00}$	$\frac{4}{25,00}$	$\frac{6}{25,00}$	$\frac{7}{33,33}$	$\frac{5}{22,72}$	$\frac{5}{26,32}$	$\frac{14}{28,00}$	$\frac{7}{36,84}$	$\frac{8}{36,36}$	$\frac{7}{25,93}$	$\frac{5}{21,74}$	$\frac{5}{23,81}$	$\frac{4}{28,57}$	$\frac{11}{22,45}$
Св	$\frac{1}{5,00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{2}{4,00}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{2,04}$
Тв	$\frac{9}{45,00}$	$\frac{12}{75,00}$	$\frac{16}{66,67}$	$\frac{12}{57,14}$	$\frac{13}{59,09}$	$\frac{12}{63,16}$	$\frac{29}{58,00}$	$\frac{9}{47,37}$	$\frac{13}{59,09}$	$\frac{15}{55,56}$	$\frac{12}{52,17}$	$\frac{11}{52,38}$	$\frac{10}{71,43}$	$\frac{31}{63,27}$
Хв	$\frac{9}{45,00}$	$\frac{3}{18,75}$	$\frac{6}{25,00}$	$\frac{7}{33,33}$	$\frac{8}{36,36}$	$\frac{6}{31,58}$	$\frac{18}{36,00}$	$\frac{7}{36,84}$	$\frac{7}{31,82}$	$\frac{8}{29,63}$	$\frac{7}{30,43}$	$\frac{6}{28,57}$	$\frac{3}{21,43}$	$\frac{13}{26,53}$
Кс	$\frac{2}{10,00}$	$\frac{1}{6,25}$	$\frac{2}{8,33}$	$\frac{2}{9,52}$	$\frac{1}{4,55}$	$\frac{1}{5,26}$	$\frac{3}{6,00}$	$\frac{3}{15,79}$	$\frac{2}{9,09}$	$\frac{3}{11,11}$	$\frac{3}{13,04}$	$\frac{3}{14,29}$	$\frac{1}{7,14}$	$\frac{4}{8,16}$
Эн	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{3,70}$	$\frac{1}{4,35}$	$\frac{1}{4,76}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1}{2,04}$
Σ	$\frac{20}{100}$	$\frac{16}{100}$	$\frac{24}{100}$	$\frac{21}{100}$	$\frac{22}{100}$	$\frac{19}{100}$	$\frac{50}{100}$	$\frac{19}{100}$	$\frac{22}{100}$	$\frac{27}{100}$	$\frac{23}{100}$	$\frac{21}{100}$	$\frac{14}{100}$	$\frac{49}{100}$

Примечание. Здесь и далее систематические группировки: Ch — Chlorophyta; Oh — Ochrophyta (класс Phaeophyceae); Rh — Rhodophyta; Th — Tracheophyta. Сапробиологические группировки: Oc — олигосапробы; Mc — мезосапробы; Pc — полисапробы. Группировки по продолжительности вегетации: Од — однолетние; Сл — сезонные летние; Сз — сезонные зимние; Мн — многолетние. Галобность: Мр — морские; См — солоноватоводно-морские; Св — солоноватоводные. Фитогеографический состав: Тв — тепловодные; Хв — холодноводные; Кс — космополиты; Эн — эндемики. ? — нет данных.

Note. Hereinafter, systematic groups: Ch, Chlorophyta; Oh, Ochrophyta (class Phaeophyceae); Rh, Rhodophyta; Th, Tracheophyta. Saprobiological groups: Oc, oligosaprobies; Mc, mesosaprobies; Pc, polysaprobies. By the duration of the vegetation period: Од, annuals; Сл, seasonal summer; Сз seasonal winter; Мн, perennials. In relation to halobility: Мр, marine; См, brackish-marine; Св, brackish. Phytogeographical groups: Тв, warm-water; Хв, cold-water; Кс, cosmopolitan; Эн, endemic. ?, no data available.

Таблица 4. Биомасса макрофитов в эколого-флористических группах (ГР) у побережья урочища Кучук-Ламбат**Table 4.** The biomass of macrophytes in ecological-floristic groups (ГР) off the coast of the Kuchuk-Lambat tract

ГР	Биомасса, г·м ⁻² / % (станции № 1–6)													
	2015 г.							2022 г.						
	ПСЛ	СБЛ					Средняя	ПСЛ	СБЛ					Средняя
	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6		№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	
Ch	$\frac{1351,80}{94,02}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{23,83}{1,42}$	$\frac{36,25}{0,80}$	$\frac{19,17}{0,54}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{238,51}{11,74}$	$\frac{72,20}{8,53}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{1,50}{0,02}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{12,28}{0,42}$
Oh	$\frac{1,70}{0,12}$	$\frac{718,41}{94,69}$	$\frac{1537,25}{91,85}$	$\frac{4100,00}{89,87}$	$\frac{3108,76}{86,72}$	$\frac{32,50}{10,95}$	$\frac{1583,11}{77,12}$	$\frac{100,90}{11,92}$	$\frac{1028,84}{97,40}$	$\frac{4045,55}{76,29}$	$\frac{4372,83}{74,81}$	$\frac{3298,42}{76,00}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{2141,10}{73,04}$
Rh	$\frac{84,20}{5,86}$	$\frac{40,25}{5,31}$	$\frac{112,58}{6,73}$	$\frac{425,83}{9,33}$	$\frac{456,82}{12,74}$	$\frac{33,91}{11,42}$	$\frac{192,26}{9,47}$	$\frac{673,40}{79,55}$	$\frac{27,42}{2,60}$	$\frac{1256,10}{23,69}$	$\frac{1472,51}{25,19}$	$\frac{1041,83}{24,00}$	$\frac{2,42}{1,23}$	$\frac{745,61}{25,44}$
Th	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{203,42}{68,53}$	$\frac{33,90}{1,67}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{193,70}{98,77}$	$\frac{32,28}{1,10}$
Oc	$\frac{70,60}{4,91}$	$\frac{738,58}{97,35}$	$\frac{1667,08}{99,61}$	$\frac{4554,58}{99,83}$	$\frac{3572,84}{99,67}$	$\frac{65,58}{24,30}$	$\frac{1778,21}{86,84}$	$\frac{633,60}{74,85}$	$\frac{1055,59}{99,94}$	$\frac{5289,73}{99,74}$	$\frac{5435,17}{92,98}$	$\frac{3747,17}{86,34}$	$\frac{1,84}{0,94}$	$\frac{2693,85}{91,90}$
Mc	$\frac{233,50}{16,24}$	$\frac{18,83}{2,48}$	$\frac{5,16}{0,31}$	$\frac{5,83}{0,13}$	$\frac{7,08}{0,20}$	$\frac{204,25}{75,70}$	$\frac{79,11}{3,86}$	$\frac{130,00}{15,35}$	$\frac{0,67}{0,06}$	$\frac{11,50}{0,22}$	$\frac{409,75}{7,01}$	$\frac{593,00}{13,66}$	$\frac{194,03}{98,93}$	$\frac{223,16}{7,61}$
Pc	$\frac{549,00}{38,19}$	$\frac{1,25}{0,16}$	$\frac{1,42}{0,08}$	$\frac{1,67}{0,04}$	$\frac{4,83}{0,13}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{93,03}{4,54}$	$\frac{35,70}{4,22}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{1,92}{0,04}$	$\frac{0,42}{0,01}$	$\frac{0,08}{0,002}$	$\frac{0,25}{0,13}$	$\frac{6,40}{0,22}$
?	$\frac{584,6}{40,66}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{97,43}{4,76}$	$\frac{47,20}{5,58}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{7,86}{0,27}$
Od	$\frac{1365,00}{94,94}$	$\frac{18,00}{2,37}$	$\frac{92,42}{5,52}$	$\frac{246,66}{5,41}$	$\frac{306,50}{8,55}$	$\frac{31,25}{11,58}$	$\frac{343,31}{16,77}$	$\frac{275,50}{32,55}$	$\frac{5,00}{0,47}$	$\frac{911,51}{17,19}$	$\frac{827,84}{14,16}$	$\frac{389,16}{8,96}$	$\frac{2,09}{1,06}$	$\frac{401,85}{13,71}$
Cl	$\frac{69,00}{4,80}$	$\frac{366,16}{48,26}$	$\frac{172,67}{10,32}$	$\frac{35,42}{0,78}$	$\frac{10,42}{0,29}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{108,94}{5,32}$	$\frac{457,10}{53,99}$	$\frac{386,17}{36,56}$	$\frac{11,38}{0,21}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{142,44}{4,86}$
Cз	$\frac{1,70}{0,12}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0,28}{0,01}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$
Mh	$\frac{2,00}{0,14}$	$\frac{374,5}{49,36}$	$\frac{1408,57}{84,16}$	$\frac{4280,00}{93,82}$	$\frac{3267,83}{91,16}$	$\frac{238,58}{88,42}$	$\frac{1595,25}{77,90}$	$\frac{113,90}{13,46}$	$\frac{665,09}{62,97}$	$\frac{4370,26}{82,41}$	$\frac{4608,33}{78,84}$	$\frac{3358,09}{77,37}$	$\frac{193,70}{98,77}$	$\frac{2218,23}{75,67}$
?	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{10,00}{0,19}$	$\frac{409,17}{7,00}$	$\frac{593,00}{13,67}$	$\frac{0,33}{0,17}$	$\frac{168,75}{5,76}$
Mr	$\frac{658,60}{45,81}$	$\frac{757,41}{99,84}$	$\frac{1671,41}{99,87}$	$\frac{4554,58}{99,83}$	$\frac{3572,83}{99,67}$	$\frac{269,83}{100,00}$	$\frac{1914,11}{93,47}$	$\frac{745,00}{88,01}$	$\frac{1056,26}{100,00}$	$\frac{5289,73}{99,75}$	$\frac{5435,75}{92,99}$	$\frac{3747,17}{86,34}$	$\frac{195,54}{99,70}$	$\frac{2744,91}{93,64}$
Cm	$\frac{237,30}{16,51}$	$\frac{1,25}{0,16}$	$\frac{2,25}{0,13}$	$\frac{7,50}{0,16}$	$\frac{11,92}{0,33}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{43,37}{2,12}$	$\frac{93,30}{11,02}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{13,42}{0,25}$	$\frac{409,59}{7,01}$	$\frac{593,08}{13,66}$	$\frac{0,58}{0,30}$	$\frac{185,00}{6,31}$
Cв	$\frac{541,80}{37,69}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{90,30}{4,41}$	$\frac{8,2}{0,97}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{1,36}{0,05}$
Tв	$\frac{75,60}{5,26}$	$\frac{753,41}{99,31}$	$\frac{1478,83}{88,36}$	$\frac{3663,75}{80,31}$	$\frac{3199,75}{89,26}$	$\frac{237,33}{87,96}$	$\frac{1568,11}{76,57}$	$\frac{735,10}{86,84}$	$\frac{1046,18}{99,05}$	$\frac{4303,73}{81,15}$	$\frac{5207,84}{89,09}$	$\frac{3714,75}{85,59}$	$\frac{195,79}{99,83}$	$\frac{2533,90}{86,44}$
Xв	$\frac{813,10}{56,56}$	$\frac{4,75}{0,63}$	$\frac{193,41}{11,55}$	$\frac{896,66}{19,65}$	$\frac{380,17}{10,61}$	$\frac{32,50}{12,04}$	$\frac{386,77}{18,89}$	$\frac{75,70}{8,94}$	$\frac{10,08}{0,95}$	$\frac{834,00}{15,73}$	$\frac{205,33}{3,51}$	$\frac{30,67}{0,71}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{192,63}{6,57}$
Kc	$\frac{549,00}{38,19}$	$\frac{0,50}{0,06}$	$\frac{1,42}{0,08}$	$\frac{1,67}{0,04}$	$\frac{4,83}{0,13}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{92,90}{4,54}$	$\frac{35,70}{4,22}$	$\frac{м}{0}$	$\frac{11,92}{0,22}$	$\frac{409,59}{7,01}$	$\frac{593,08}{13,66}$	$\frac{0,33}{0,17}$	$\frac{175,10}{5,98}$
Эн	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{153,50}{2,90}$	$\frac{22,58}{0,39}$	$\frac{1,75}{0,04}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{29,64}{1,01}$
Σ	$\frac{1437,70}{100}$	$\frac{758,66}{100}$	$\frac{1673,66}{100}$	$\frac{4562,08}{100}$	$\frac{3584,75}{100}$	$\frac{269,83}{100}$	$\frac{2047,78}{100}$	$\frac{846,50}{100}$	$\frac{1056,26}{100}$	$\frac{5303,15}{100}$	$\frac{5845,34}{100}$	$\frac{4340,25}{100}$	$\frac{196,12}{100}$	$\frac{2931,27}{100}$

В сублиторали (СБЛ) все твёрдые грунты занимали сообщества так называемого цистозирогового пояса (с доминированием представителей рода *Cystoseira* s. l.).

В наиболее мелководных участках развивалось сообщество *Ericaria bosporica* – *Padina pavonica* + *Dictyota fasciola* (см. табл. 1). На ст. № 2 БМ составляла 758 г·м⁻², ПП — 55–60 %, ВР — 8,2 см, КВ — 16 (см. табл. 3, 4).

В интервале глубин 1–5 м вплоть до границы с песком регистрировали сообщество *Ericaria bosporica* + *Gongolaria barbata* + *Vertebrata subulifera* – *Cladostephus hirsutus* (см. табл. 1).

Растительный покров был достаточно однородным, но соотношение основных количественных показателей изменялось с глубиной. На ст. № 3–5 БМ составляла $1674\text{--}4562\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — от 60–65 до 95–100 %, ВР — 17,4–29,1 см, КВ — 22–24 (см. табл. 3, 4).

Рыхлые грунты от границы с твёрдыми грунтами до изобаты 7–7,5 м были лишены постоянной макроскопической растительности. Но от указанной отметки и вплоть до глубины 8,5–9 м их занимало сообщество *Nanozostera noltei* (см. табл. 1). На ст. № 6 БМ составляла $270\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — 25–30 %, ВР — 22,9 см, КВ — 19 (см. табл. 3, 4)¹. Отдельные куртины *N. noltei*, имевшие 1–3 м в поперечнике и удалённые друг от друга на 1–5 м (местами до 10 м), были сформированы исключительно вегетативными побегами. Глубже 9 м постоянный растительный покров выявлен не был.

В 2015 г. в обследованной акватории было зарегистрировано 50 видов макрофитов: Chlorophyta — 12 (24,0 %), Ochrophyta — 8 (16,0 %), Rhodophyta — 29 (58,0 %), Tracheophyta — 1 (2,0 %) (см. табл. 3). Минимум видового разнообразия отмечен на глубине 0,5 м (16 видов), максимум — на глубине 1 м (24 вида); в остальных случаях вдоль профиля распределение КВ было относительно равномерным (19–22 вида). При доминировании по КВ коротковегетирующих (однолетних, сезонных зимних и летних) видов (86,0 %) в целом флора акватории имела олигосапробный (52,0 %) морской (68,0 %) тепловодный (58,0 %) характер. В СБЛ с ростом глубины чёткой тенденции в изменении соотношения эколого-флористических группировок не прослеживалось. При этом макрофитобентос ПСЛ имел выраженную специфичность в распределении КВ по эколого-флористическим группировкам, которая ещё больше проявлялась при анализе БМ: подавляющую её часть формировали коротковегетирующие (99,7 %), преимущественно однолетние Chlorophyta (94,0 %), при этом доли морских (45,8 %) олигосапробных (4,9 %) тепловодных (5,3 %) видов были минимальны для обследованной акватории (см. табл. 4). В то же время в СБЛ на твёрдых грунтах с большим перевесом доминировали Ochrophyta (86,7–94,7 %), при этом макроводоросли относились главным образом к олигосапробным (97,4–99,8 %) морским (99,7–99,9 %) многолетним (49,3–93,8 %) тепловодным (88,0–99,3 %) видам (но с ростом глубины чётких тенденций в изменении соотношения БМ данных группировок не было). На рыхлых грунтах БМ образовывали в основном мезосапробные (79,1 %) Tracheophyta (68,5 %); значения прочих показателей приближались к таковым на твёрдых грунтах.

Результаты 2022 г. Повторное обследование показало, что не разделённый на подзоны пояс растительности ПСЛ, имеющий ширину 25–45 см, образован сообществом *Ceramium ciliatum* (см. табл. 1). На ст. № 1 БМ составляла $847\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — 85–90 %, ВР — 6,2 см, КВ — 19 (см. табл. 3, 4).

Твёрдые грунты СБЛ заняты сообществами цистозирового пояса.

В наиболее мелководных участках развивается сообщество *Ericaria bosporica* + *Gongolaria barbata* – *Padina pavonica* + *Dictyota fasciola*. На ст. № 2 БМ составила $1056\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — 70–75 %, ВР — 12,3 см, КВ — 22 (см. табл. 1–4).

Глубину 1 м всё так же занимает сообщество *Ericaria bosporica* + *Gongolaria barbata* + *Vertebrata subulifera* – *Cladostephus hirsutus* (см. табл. 1). На ст. № 3 БМ составила $5303\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — 95–100 %, ВР — 28,6 см, КВ — 27 (см. табл. 3, 4). А в интервале глубин 3–5 м в число доминантов второго яруса вошла *Bonnemaisonia hamifera*, в результате чего сформировалось сообщество *Ericaria bosporica* + *Gongolaria barbata* + *Vertebrata subulifera* – *Bonnemaisonia hamifera* (см. табл. 1). На ст. № 4–5 БМ составила $4340\text{--}5845\text{ г}\cdot\text{м}^{-2}$, ПП — от 85–90 до 95–100 %, ВР — 32,3–34,3 см, КВ — 21–23 (см. табл. 1–4).

¹Для *Nanozostera noltei* приведена только биомасса (БМ) надземной части. БМ подземной части (корневищ и корней) при расчёте общей БМ сообщества и отдельных эколого-флористических групп не учитывали.

Общий характер и распределение растительности на рыхлых грунтах не изменились. В интервале глубин от 7–7,5 до 8,5–9 м зарегистрировано сообщество *Nanozostera noltei* (см. табл. 1). На ст. № 6 БМ составила 196 г·м⁻², ПП — 25–30 %, ВР — 21,7 см, КВ — 14 (см. табл. 3, 4). Однако среди вегетативных побегов, определяющих ВР, отмечены немногочисленные генеративные, имеющие среднюю длину 13,6 см и формирующие менее 3 % надземной БМ *N. noltei*.

В 2022 г. в обследованной акватории выявлено 49 видов макрофитов: Chlorophyta — 11 (22,5 %), Ochrophyta — 8 (16,3 %), Rhodophyta — 29 (59,2 %), Tracheophyta — 1 (2,0 %) (см. табл. 3). Минимум видового разнообразия отмечен на мягких грунтах на глубине 8 м (14 видов), максимум — на глубине 1 м (27 видов); в остальных случаях КВ вдоль профиля осталось достаточно стабильным (19–23 вида). По КВ преобладают коротковегетирующие виды (63,3 %), в целом флора акватории демонстрирует олигосапробный (65,3 %) морской (75,5 %) тепловодный (63,3 %) характер. Как и прежде, макрофитобентос ПСЛ по этим показателям отличается от сублиторального, а анализ соотношения БМ эколого-флористических группировок ещё ярче демонстрирует эту обособленность. Но в 2022 г. подавляющую часть БМ в ПСЛ сформировали Rhodophyta (79,6 %), представленные преимущественно коротковегетирующими (86,5 %) сезонными летними и однолетними видами (см. табл. 4). При этом доли большинства эколого-флористических группировок в общей БМ несколько отличаются от показателей, отмеченных на твёрдых грунтах в СБЛ. В ней доминируют Ochrophyta (76,0–97,4 %) при подавляющем преобладании олигосапробных (86,3–99,9 %) морских (86,3–100 %) многолетних (63,0–82,4 %) тепловодных (81,2–99,1 %) видов (определённых тенденций в изменении соотношения БМ перечисленных группировок с глубиной нет). На рыхлых грунтах подавляющая часть БМ образована мезосапробными (98,9 %) Tracheophyta (98,8 %); значения прочих показателей схожи с установленными для твёрдых грунтов.

Обобщение результатов, полученных в 2015 и 2022 гг., свидетельствует: в районе исследований макрофитобентос развивается на различном природном субстрате, что определяет характер растительного покрова на твёрдых (*Thalassophycion sclerochthonophytia*) и на мягких (*Thalassopoion malacochthonophytia*) грунтах [Калугина-Гутник, 1975]. Всего в обследованной акватории зарегистрировано 63 вида макрофитов (см. табл. 2): Chlorophyta — 14 (22,2 %), Ochrophyta — 9 (14,3 %), Rhodophyta — 39 (62,0 %), Tracheophyta — 1 (1,6 %). Сравнение продемонстрировало, что общее КВ макрофитобентоса и соотношение систематических группировок по КВ оказались достаточно близкими в оба года. Но на отдельных глубинах состав флоры, а также соотношение видов (в том числе доминирующих) и эколого-флористических группировок к 2022 г. изменились, что определило соответствующие трансформации в растительном покрове. В настоящее время вдоль берега проанализированного участка макрофиты формируют пять поясно расположенных растительных сообществ (см. табл. 1). Их общая БМ в среднем заметно возросла, а флора (КВ) приобрела более олигосапробный морской тепловодный характер (см. табл. 3, 4). Основные качественные и количественные изменения зарегистрированы в наиболее мелководных и наиболее глубоководных участках. Произошли они, очевидно, в основном по двум разным причинам.

В 2015 г. на берегу и на морском дне были зафиксированы выраженные признаки недавнего схода селевого потока. В частности, в балке сохранились довольно свежие промоины, а на морском мелководье — наносы пляжной гальки (местами вперемешку с неокатанным щебнем и глиной). Примерно за 1–1,5 месяца до обследования в этом районе прошли обильные ливни, после которых в море сошли существенные (но не катастрофические) паводки. В первую очередь деструктивному воздействию потока, нагруженного твёрдыми частицами, подвергся макрофитобентос вблизи уреза воды. Судя по всему, растительность ПСЛ быстро восстановилась: за счёт массового развития представителей рода *Ulva* L. в ней сформировалось сообщество, обычно

более свойственное весеннему (иногда осеннему) периоду и/или эвтрофированным акваториям [Sadogurskiy et al., 2023b]. Если механическое повреждение донной растительности в устье балки было локальным и стремительным, то эвтрофирование вод имело более масштабный характер и было относительно более продолжительным (из-за снижения летом штормовой активности). А поскольку при благоприятных свето-температурных условиях и повышенной концентрации биогенов *Ulva intestinalis* является одним из наиболее быстро растущих однолетних макроскопических полисапробионтов [Парчевский, Рабинович, 1991; Kim et al., 2021], произошла «внезональная» трансформация растительного покрова повреждённого участка. Визуальный осмотр прилегающих участков ПСЛ позволил засвидетельствовать повсеместное доминирование сезонного летнего олигосапробного вида *Ceramium ciliatum* в этот период. И в 2022 г., когда над- и подводная части береговой зоны не имели признаков недавней селевой активности, именно он продолжал формировать основу растительного покрова ПСЛ всего района, включая участок у устья балки. При этом более низкие значения ВР и общей БМ (см. табл. 1, 4) в значительной мере обусловлены морфологическими отличиями *C. ciliatum* от более крупноразмерной *U. intestinalis*.

Для многолетних сообществ мелководной части СБЛ воздействие селевого потока в 2015 г. имело более продолжительные последствия. Кроме того, что скорость восстановления многолетних макроводорослей ниже, ситуация усугублялась частичным погребением донного навала терригенными наносами. Во время первичного обследования на глубине 0,5–1 м талломы *Cystoseira* s. l. имели значительные повреждения в виде обломанных ветвей, местами основания их стволов были занесены галькой и щебнем (рис. 2а). Визуальный осмотр показал, что характер донной растительности вблизи устья балки по сравнению с таковым периферии обследованного участка и прилегающих к нему акваторий не изменился, но его количественные показатели очевидно снизились. Это должно было отразиться и на видовом составе, так как прочие виды водорослей обитают либо в эпилитоне, либо в эпифитоне цистозир. Хотя дополнительный отбор проб по периферии участка в тот год не проводили, для выявления динамики макрофитобентоса планировали повторное обследование через год, но прошло 7 лет, прежде чем оно было выполнено. Поэтому мы не установили, как долго происходит восстановление макрофитобентоса, и не располагаем достоверной информацией о том, случались ли в этот период подобные повреждения (вероятно, да), однако знаем, чем они завершаются. Точнее, можем охарактеризовать растительный покров данного участка, не подвергшийся недавнему деструктивному воздействию селя, который, судя по всему, должен повторяться. Так, на глубине 0,5 м (ст. № 2), где в 2015 г. регистрировали минимальные для твёрдых грунтов КВ и общую БМ, значения в 2022 г. возросли на 27–28 % (см. табл. 3, 4). На глубине 1 м (ст. № 3) при росте общей БМ в три раза показатели достигли максимальных или близких к максимальным значений. Они стали сопоставимыми с таковыми на больших глубинах, которые в 2015 г. не испытали настолько сильного воздействия селя.

Весьма наглядна разница между значениями ПП и ВР, установленными в разные годы в границах цистозирового пояса (см. табл. 1). Так, по сравнению с 2015 г., в 2022 г. ВР возросла по глубинам следующим образом: 0,5 м — на 33,7 %, 1 м — на 39,1 %, 3 м — на 21,2 %, 5 м — на 10,1 %. Соответственно, чем дальше от берега, тем эти изменения менее выражены, что отвечает ослаблению интенсивности селевого потока. Потому вполне закономерно, что и суммарная БМ представителей *Cystoseira* s. l., которые формируют основу растительного покрова в интервале глубин 3–5 м, наименее подвергшемся влиянию селя (ст. № 4 и 5), в оба характеризуемых года демонстрирует близкие значения (см. табл. 2). А увеличение общей БМ макрофитобентоса в этом интервале глубин в 2022 г. обусловлено обильным разрастанием эпифитов, в основном *Vertebrata subulifera* и *Bonnemaisonia hamifera*.

Если первый является типичным представителем аборигенной флоры, то второй — это новый для региона инвазионный вид [Sadogurskiy et al., 2023a, b]. Талломы спорофитов *B. hamifera*, которые развиваются почти исключительно в эпифитоне, ныне присутствуют абсолютно во всех

пробах, отобранных у ЮБК. Разница лишь в том, что на мелководьях обычны многочисленные нити, а глубже появляются отдельные шарообразные ($\varnothing$ 2–3 см) талломы, которые, начиная с глубины 2,5–3 м, сливаются в разрастания, иногда достигающие площади 1–3 м². В результате к настоящему времени вселенец стал одним из доминантов наиболее глубоководных растительных сообществ, местами вызвав их локальную деградацию, что позволило отнести его к категории видов-трансформеров [Sadogurskiy et al., 2023a, b]. В обследованной акватории на глубинах 3–5 м *B. hamifera* образует 6,0–13,7 % общей БМ сообщества, а также подавляющую часть БМ и аспект нижнего (прежде почти исключительно кладостефусового) яруса (рис. 2b). Под плотным эпифитным покровом талломы *Cladostephus hirsutus*, лишившись практически всех характерных коротких веточек, выглядят крайне угнетёнными. Это основное отличие от картины, зафиксированной ранее в других акваториях ЮБК, где *B. hamifera* в большей мере развивалась на талломах цистозир [Sadogurskiy et al., 2023a, b].

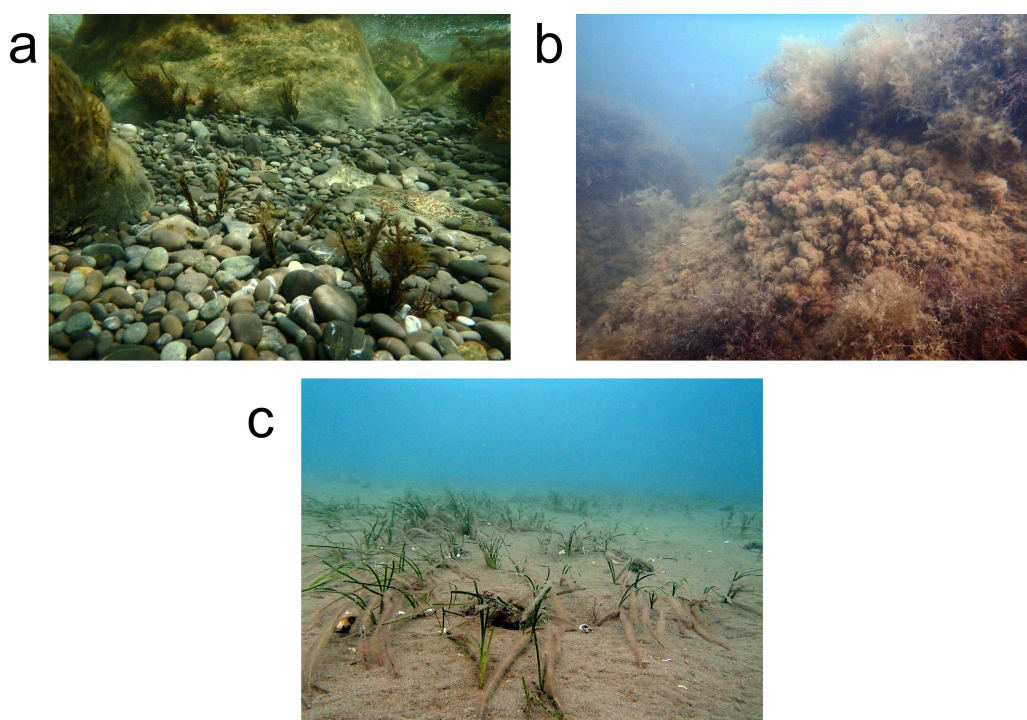


Рис. 2. Некоторые особенности макрофитобентоса у побережья урочища Кучук-Ламбат: а — сообщество пояса цистозиры (*Cystoseira* s. l.), повреждённое селевым потоком, глубина 0,5 м (07.08.2015); б — разрастание *Bonnemaisonia hamifera* в сообществе пояса цистозиры, глубина 5 м (27.07.2022); с — полегание листьев *Nanostera noltei*, обросших *Bonnemaisonia hamifera*, глубина 8 м (27.07.2022)

Fig. 2. Some features of macrophytobenthos off the coast of the Kuchuk-Lambat tract: a, community of the *Cystoseira* belt (*Cystoseira* s. l.) damaged by a mudflow, a depth of 0.5 m (07.08.2015); b, *Bonnemaisonia hamifera* growth in the community of the *Cystoseira* belt, a depth of 5 m (27.07.2022); c, laying of *Nanostera noltei* leaves overgrown by *Bonnemaisonia hamifera*, a depth of 8 m (27.07.2022)

Здесь следует упомянуть, что ранее у ЮБК были достаточно широко распространены оба представителя рода *Cystoseira* s. l. — *Ericaria bosphorica* и *Gongolaria barbata* [Маслов, 2004; Маслов, Куропатов, 1987; Погребняк, Маслов, 1976]. Но примерно с середины 1990-х гг. численность и встречаемость второго вида снизились, в результате чего его роль в формировании зарослей более чем на два десятилетия уменьшилась. В некоторых местах вид вообще перестали регистрировать в пробах [Садогурский, 2009, 2014]. А в последние 3–5 лет наблюдается не менее внезапное восстановление количественных показателей *G. barbata*, в результате которого вид практически вернул доминирующие позиции наравне с *E. bosphorica*. Так, в обследованной акватории в 2022 г.

G. barbata появилась на 0,5 м (где в 2015 г. отсутствовала), а в интервале глубин 3–5 м её БМ выросла почти вдвое (см. табл. 2, 4). Причину такой динамики определить сложно, но отметим, что, например, вдоль южных берегов Азовского моря картина все эти годы была иной: подавляющую часть зарослей формировала *G. barbata*, а *E. bosphorica* встречалась редко и в небольшом количестве [Sadogurskiy et al., 2020].

У ЮБК вблизи мысов подвижные рыхлые грунты обычно лишены постоянной макроскопической растительности. Сообщества морских трав (с доминированием представителей рода *Zostera* L. и рода *Nanozostera* Toml. et Posl.) развиваются фрагментарно на значительных глубинах в местах, где берег имеет вогнутую конфигурацию [Sadogurskiy et al., 2022]. Именно к таким относится и обследованный участок. Травы, в отличие от цистозир, входят в другую сапробиологическую группировку. Кроме того, в их зарослях слабо представлен плотный субстрат, пригодный для закрепления крупноталломных видов, отчего эпифитные макроводоросли селятся преимущественно на листьях. Лишь некоторые из них развиваются на немногочисленных раковинах моллюсков (разбросанных по поверхности грунта), а реже — на корневищах трав (в случае их обнажения из грунта). Поэтому у ЮБК в зарослях трав КВ и общая БМ ниже (вторая на порядок), чем в цистозировом поясе; заметно отличаются и эколого-флористические показатели. Селевый поток 2015 г. не повлиял на глубоководное сообщество *N. noltei*, в результате в оба года БМ доминанта и ВР были практически одинаковы (см. табл. 1, 4). Однако в 2022 г. КВ и БМ эпифитных макроводорослей снизились на 26,3–27,3 %. Причина в том, что побеги *N. noltei* густо покрываются эпифитными нитями *B. hamifera*. На наиболее старых листьях они формируют своеобразные плотные ворсистые чехлы, в результате чего листья могут лежать на дне (рис. 2с). Это непосредственно уменьшает площадь субстратов, доступных прочим эпифитам. Кроме того, их заселению препятствуют вторичные метаболиты *B. hamifera*: в ряде исследований показано, что они не только оказывают сильное ингибирующее аллелопатическое воздействие на аборигенную фитобиоту, но и эффективно отпугивают фитофагов [Enge et al., 2012; Svensson et al., 2013]. В итоге благодаря морфологической пластичности, высокой стенобионтности и формированию специфического фитогенного поля *B. hamifera* успешно конкурирует с аборигенными макрофитами. А её стремительное распространение вдоль ЮБК, являющееся частью глобальной экспансии, представляет серьёзную угрозу природным сообществам и биотопам Азово-Черноморского региона [Sadogurskiy et al., 2023a, b].

Таким образом, периодическое воздействие селевого потока на макрофитобентос обследованной акватории кратковременно, обратимо и ослабевает с ростом глубины. В то же время трансформации, обусловленные инвазией *B. hamifera*, с глубиной усиливаются и имеют, вероятно, долговременный характер, а их обратимость на данный момент вызывает обоснованные сомнения. Но в целом, несмотря на тесное и продолжительное соседство с урбанизированными, рекреационными и аграрными участками, бентосный растительный покров демонстрирует высокую степень сохранности. Его общий характер, а также состав флоры и соотношение основных эколого-флористических показателей (за исключением трансформаций, обусловленных новой биологической инвазией) типичны для гидрботанического района Чёрного моря «ЮБК». Раритетная фракция флоры насчитывает 12 таксонов, включённых в природоохранные документы различного ранга; биотопы, основу которых формируют сообщества макрофитов, подпадают под действие Директивы Европейского союза о сохранении естественной среды обитания и дикой фауны и флоры (Directive 92/43/ЕЕС; коды 1160, 1170) [Interpretation Manual of European Union Habitats, 2013]. Таким образом, и акватория, и побережье обладают несомненной соэкологической ценностью. С учётом ранее предложенного подхода [Садогурский, 2009; Садогурский и др., 2013; Садогурский та ін., 2017] считаем целесообразной организацию на их базе единого территориально-аквального природного заказника. Он должен объединить существующий геологический памятник природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос» и прилегающую к нему

прибрежно-морскую акваторию Чёрного моря протяжённостью 300–350 м вдоль берега до глубины не менее 10 м, на расстоянии не менее 250–300 м от уреза воды (см. рис. 1а). Официальный природоохранный статус в определённой мере защитит этот территориально-аквальный комплекс от прямой антропогенной трансформации вследствие постепенного поглощения прилегающими рекреационными комплексами. Существование такого заповедного объекта не только не помешает их функционированию, но и, напротив, повысит туристическую привлекательность. В береговой зоне ЮБК пока ещё сохранились природные и слабо трансформированные участки, которые чаще всего приурочены к труднодоступным скальным мысам и прочим неудобьям (как в рассматриваемом случае). Создание на их базе пусть и небольших, но относительно многочисленных территориально-аквальных заповедных объектов (ядер), объединённых в структуру экологической сети территориально-аквальными соединительными элементами (экокоридорами), позволит сформировать своеобразный природоохранный каркас береговой зоны ЮБК. При этом необходимо дальнейшее изучение инвазии *B. hamifera* для выявления её динамики и для оценки экологических и возможных социально-экономических последствий в регионе.

Заключение. В результате гидрботанического исследования, выполненного в 2015 и 2022 гг., установлено: в прибрежно-морской акватории, примыкающей к геологическому памятнику природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос», макрофитобентос развивается на природных твёрдых и мягких грунтах, что определяет его общий характер. Всего зарегистрировано 63 вида макрофитов: Chlorophyta — 14 (22,2 %), Ochrophyta — 9 (14,3 %), Rhodophyta — 39 (62,0 %), Tracheophyta — 1 (1,6 %). По годам общее количество видов и соотношение систематических группировок по количеству видов близки. Но на минимальных и на максимальных глубинах состав флоры, а также соотношение по биомассе доминирующих видов и эколого-флористических группировок существенно изменились. Это вызвало трансформацию растительного покрова. На мелководье его динамика, обусловленная локальным нарушением и последующим восстановлением макрофитобентоса после схода селевого потока, имеет флуктуационный характер. На глубине изменения вызваны инвазией в природные сообщества вида-трансформера *Bonnemaisonia hamifera*. Они, вероятно, имеют долговременный характер, и для выявления их степени и обратимости необходим мониторинг распространения вселенца у Южного берега Крыма и в границах Азово-Черноморского региона в целом. В настоящее время вдоль обследованного берега макрофиты формируют пять поясно расположенных растительных сообществ. Макрофитобентос демонстрирует высокую степень сохранности; его пространственное распределение, состав и структура (за исключением изменений, вызванных биологической инвазией) типичны для гидрботанического района Чёрного моря «Южный берег Крыма»; отмечены таксоны и биотопы, подлежащие особой охране в рамках регионального и международного законодательства. Для предотвращения антропогенной трансформации целесообразна организация комплексного территориально-аквального природного заказника, который объединит существующий геологический памятник природы и прилегающую к нему прибрежную акваторию Чёрного моря.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН НБС-ННЦ № 122041900097-3.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Белич Т. В., Садогурская С. А., Садогурский С. Е. К вопросу видового разнообразия прибрежных акваторий Южного берега Крыма // *Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН*. 2020. № 4 (16). С. 3–12. [Belich T. V., Sadogurskaya S. A., Sadogurskiy S. Ye. To the question of species diversity of coastal-marine areas of the south coast of Crimea. *Trudy Karadagskoi nauchnoi stantsii im. T. I. Vyazemskogo – prirodnogo zapovednika RAN*, 2020, no. 4 (16), pp. 3–12. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/eco.2021.16.01>
2. Белокопытов В. Н., Саркисов А. А., Щуров С. В.

- Течения прибрежной зоны на участке Крымского полуострова от мыса Сарыч до посёлка Качивели // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2003. Вып. 8. С. 64–68. [Belokopytov V. N., Sarkisov A. A., Shchurov S. V. Currents near the part of the Crimean coast from the Sarych Cape to Katsiveli. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2003, iss. 8, pp. 64–68. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zaqmqx>
3. Вахрушев Б. А., Амеличев Г. Н. Геологический памятник природы – Кучук-Ламбатский каменный хаос – как элемент оползневой, сейсмогравитационной и карстовой морфоскульптуры рельефа Южного берега Крыма // *Культура народов Причерноморья*. 2000. № 15. С. 12–17. [Vakhrushev B. A., Amelichev G. N. Geologicheskii pamyatnik prirody – Kuchuk-Lambatskii kamennyi khaos – kak element opolznevoi, seismo-gravitatsionnoi i karstovoi morfoskul'ptury rel'efa Yuzhnogo berega Kryma. *Kul'tura narodov Prichernomor'ya*, 2000, no. 15, pp. 12–17. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hurprb>
 4. Горячкин Ю. Н., Репетин Л. Н. Штормовой ветро-волновой режим у черноморского побережья Крыма // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2009. Вып. 19. С. 56–69. [Goryachkin Yu. N., Repetin L. N. Storm wind and wave regime near the Black Sea coast of Crimea. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2009, iss. 19, pp. 56–69. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yktsvr>
 5. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР*. Т. 4. Чёрное море. Вып. 1. *Гидрометеорологические условия* / ред. А. И. Симонов, Э. Н. Алтман. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1991. 426 с. [Gidrometeorologiya i gidrokhimiya morei SSSR. Vol. 4. *Chernoe more*. Iss. 1. *Gidrometeorologicheskie usloviya* / A. I. Simonov, E. N. Altman (Eds). Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 1991, 426 p. (in Russ.)]
 6. Зинова А. Д. *Определитель зелёных, бурых и красных водорослей южных морей СССР*. Москва ; Ленинград : Наука, 1967. 400 с. [Zinova A. D. *Opredelitel' zelenykh, burykh i krasnykh vodoroslei yuzhnykh morei SSSR*. Moscow ; Leningrad : Nauka, 1967, 400 p. (in Russ.)]
 7. Калугина А. А. Исследование донной растительности Чёрного моря с применением легководолазной техники // *Морские подводные исследования*. Москва : Наука, 1969. С. 105–113. [Kalugina A. A. Issledovanie donnoi rastitel'nosti Chernogo morya s primeneniem legkovodolaznoi tekhniki. In: *Morskie podvodnye issledovaniya*. Moscow : Nauka, 1969, pp. 105–113. (in Russ.)]
 8. Калугина-Гутник А. А. *Фитобентос Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1975. 248 с. [Kalugina-Gutnik A. A. *Fitobentos Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 1975, 248 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/5645>
 9. *Красная книга Приазовского региона. Сосудистые растения* / ред. В. М. Остапко, В. П. Коломийчук. Киев : Альтерпрес, 2012. 280 с. [Red Data Book of Priazovsky Region. *Vascular Plants* / V. M. Ostapko, V. P. Kolomiychuk (Eds). Kyiv : Alterpres, 2012, 280 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yhslft>
 10. *Красная книга Республики Крым. Растения, водоросли и грибы* / отв. ред. А. В. Ена, А. В. Фатерыга. Симферополь : АРИАЛ, 2015. 480 с. [Red Book of the Republic of Crimea. *Plants, Algae, and Fungi* / A. V. Yena, A. V. Fateryga (Eds). Simferopol : ARIAL, 2015, 480 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/wxeqef>
 11. *Красная книга Российской Федерации (растения и грибы)*. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2008. 885 с. [Krasnaya kniga Rossiiskoi Federatsii (rasteniya i griby). Moscow : Tov-vo nauch. izd. KMK, 2008, 885 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/tcnfxr>
 12. Маслов И. И. *Морской фитобентос крымского побережья* : дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.05. Ялта, 2004. 358 с. [Maslov I. I. *Morskoi fitobentos krymskogo poberezh'ya*. [dissertation]. Yalta, 2004, 358 p. (in Russ.)]
 13. Маслов И. И., Куропатов Л. А. К детальному описанию биоценоза цистозеры заповедника «Мыс Мартъян» // *Бюллетень Государственного Никитского ботанического сада*. 1987. Вып. 63. С. 13–17. [Maslov I. I., Kuropatov L. A. K detal'nomu opisaniyu biotsenoza tsistoziry zapovednika "Mys Mart'yan". *Byulleten' Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 1987, iss. 63, pp. 13–17. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zwxmst>

14. Парчевский В. П., Рабинович М. А. Скорость роста и урожай зелёной водоросли *Enteromorpha intestinalis* на искусственных субстратах в районе хозяйственных стоков // *Биология моря*. 1991. № 2. С. 30–36. [Parchevsky V. P., Rabinovich M. A. Growth rate and harvest of the green alga *Enteromorpha intestinalis* on artificial substrates in a wastewater outfall area. *Biologiya morya*, 1991, no. 2, pp. 30–36. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/10759>
15. Паспорт памятника природы регионального значения «Кучук-Ламбатский каменный хаос»: утверждён приказом Министерства экологии и природных ресурсов Республики Крым от 29.04.2021 № 523. Симферополь: [б. и.], 2021. 13 с. [*Pasport pamyatnika prirody regional'nogo znacheniya "Kuchuk-Lambatskii kamennyi khaos"*: utverzhden prikazom Ministerstva ekologii i prirodnykh resursov Respubliki Krym ot 29.04.2021 no. 523. Simferopol: [s. n.], 2021, 13 p. (in Russ.)]
16. Погребняк И. И., Маслов И. И. К изучению донной растительности района мыса Мартыан // *Труды Государственного Никитского ботанического сада*. 1976. Т. 70. С. 105–113. [Pogrebnyak I. I., Maslov I. I. K izucheniyu donnoi rastitel'nosti raiona mysa Mart'yan. *Byulleten' Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 1976, vol. 70, pp. 105–113. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yoflfx>
17. Рыфф Л. Э. Флора памятника природы «Кучук-Ламбатский каменный хаос» (Южный берег Крыма) // *Геополитика и экогеодинамика регионов*. 2013. Т. 9, № 2-2. С. 65–72. [Ryff L. E. Flora of the nature monument "Kuchuk-Lambat stone chaos" (south coast of the Crimea). *Geopolitika i ekogeodinamika regionov*, 2013, vol. 9, no. 2-2, pp. 65–72. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vmbfup>
18. Садогурский С. Е. Макрофитобентос у побережья ботанического заказника «Канак»: современное состояние и пути сохранения (Чёрное море) // *Заповідна справа в Україні*. 2009. Т. 15, вып. 1. С. 31–39. [Sadogursky S. Ye. Macrophytobenthos near the coast of the botanical reserve "Kanaka": Its modern state and the ways of preservation (Black Sea). *Zapovidna sprava v Ukraini*, 2009, vol. 15, iss. 1, pp. 31–39. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ynkixl>
19. Садогурский С. Е. Состав и распределение макрофитобентоса у мыса Святой Троицы (Чёрное море, Крым, Украина) // *Морской экологический журнал*. 2014. Т. 13, № 1. С. 53–62. [Sadogursky S. Ye. Composition and distribution of macrophytobenthos near the cape of Svyatoy Troitsy (Black Sea, Crimea, Ukraine). *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2014, vol. 13, no. 1, pp. 53–62. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1325>
20. Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А. К вопросу выделения территориально-аквальных элементов региональной экосети в Крыму // *Заповедники Крыма. Теория, практика и перспективы заповедного дела в Черноморском регионе*: материалы V Международной научно-практической конференции, Симферополь, 22–23 октября 2009 г. Симферополь: [б. и.], 2009. С. 134–139. [Sadogursky S. E., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. To problem of separation of territory-aquatic elements of regional econet in Crimea. In: *The Nature Reserves of Crimea. Theory, Practice and Perspectives of Conservation Business in Black Sea Region*: materials of the 5th International scientific-practical conference (Simferopol, 22–23 October, 2009). Simferopol: [s. n.], 2009, pp. 134–139. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ynijcn>
21. Садогурский С. Е., Белич Т. В., Садогурская С. А. Некоторые аспекты формирования территориально-аквальных компонентов региональной и локальных экологических сетей в Крыму // *Природа Восточного Крыма. Оценка биоразнообразия и разработка проекта локальной экологической сети* / отв. ред. С. П. Иванов. Киев: ТОВ «ДІА», 2013. С. 79–85. [Sadogursky S. E., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. Some aspects of formation of territorial aquatic components of the regional and local ecological networks in the Crimea. In: *Priroda Vostochnogo Kryma. Otsenka bioraznoobraziya i razrobotka proekta lokal'noi ekologicheskoi seti* / S. P. Ivanov (Ed.). Kyiv: TOV "DIA", 2013, pp. 79–85. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zawrhq>
22. Садогурський С. Ю., Рифф Л. Е., Садогурська С. О., Беліч Т. В. До стратегії збереження природного фіторізноманіття берегової зони моря // *Матеріали 14-го з'їзду УБТ [Українського ботанічного товариства]*, Київ,

- 25–26 квітня 2017 р. Київ, 2017. С. 134. [Sadogurskiy S. Yu., Ryff L. E., Sadogurs'ka S. O., Belich T. V. To the strategy of preserving the natural phytodiversity of the coastal zone of the sea. In: *Proceedings of the 14th Congress of the Ukrainian Botanical Society*, Kyiv, 25–26 April, 2017. Kyiv, 2017, pp. 134. (in Ukr.)]
23. *Современное состояние береговой зоны Крыма* / ред. Ю. Н. Горячкин. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2015. 252 с. [*Sovremennoe sostoyaniye beregovoi zony Kryma* / Yu. N. Goryachkin (Ed.). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2015, 252 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/urttzy>
 24. *Червона книга України. Рослинний світ* / ред. Я. П. Дідух. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 912 с. [*Red Data Book of Ukraine. Flora* / Ya. P. Didukh (Ed.). Kyiv : Globalkonsalting, 2009, 912 p. (in Ukr.)]
 25. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway / M. D. Guiry, G. M. Guiry (Eds) : [site], 2024. URL: <http://www.algaebase.org> [accessed: 17.01.2024].
 26. *Black Sea Red Data Book* / H. J. Dumont (Ed.). New York : United Nations Office for Project Services, 1999, 413 p.
 27. Enge S., Nylund G. M., Harder T., Pavia H. An exotic chemical weapon explains low herbivore damage in an invasive alga. *Ecology*, 2012, vol. 93, iss. 12, pp. 2736–2745. <https://doi.org/10.1890/12-0143.1>
 28. *Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 28*. Brussels : European Commission, DG Environment, 2013, 144 p.
 29. *International Plant Names Index (IPNI)* : [site], 2024. URL: <https://www.ipni.org/> [accessed: 17.01.2024].
 30. Johnson N. C. *Biodiversity in the Balance: Approaches to Setting Geographic Conservation Priorities*. Washington, DC : Biodiversity Support Program, 1995, 116 p.
 31. Kim J.-H., Zhao Z. X., Kim Y. S. Variation in germling growth in the green tide-forming alga *Ulva intestinalis* (Chlorophyta) in response to gradients in salinity, temperature, light, and nutrients. *Journal of Applied Phycology*, 2021, vol. 33, iss. 6, pp. 3951–3962. <https://doi.org/10.1007/s10811-021-02563-4>
 32. *Proposal for a Council Decision Establishing the Position to be Adopted on Behalf of the European Community with Regard to Proposals for Amending Annexes II and III to the Protocol Concerning Specially Protected Areas and Biological Diversity in the Mediterranean (SPA/BD Protocol) of the Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean (Barcelona Convention) at the Sixteenth Meeting of the Contracting Parties*. COM (2009) 585 final. Brussels : Commission on the European Communities, 2009, 13 p. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52009PC0585&from=EN> [accessed: 17.01.2024].
 33. *Red Data Book of the Republic of Bulgaria*. Vol. 1. *Plants and Fungi* / D. Peev, V. Vladimirov (Eds). Sofia : BAS & MoEW, 2015a, 881 p.
 34. *Red Data Book of the Republic of Bulgaria*. Vol. 3. *Natural Habitats* / V. Biserkov et al. (Eds.). Sofia : BAS & MoEW, 2015b, 422 p.
 35. Sadogurskiy S. Ye., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. Invasion of the alien species *Bonnemaisonia hamifera* Hariot in coastal phytocenoses near the southern coast of Crimea (the Black Sea). *Inland Water Biology*, 2023a, vol. 16, iss. 1, pp. 65–71. <https://doi.org/10.1134/S1995082923010145>
 36. Sadogurskiy S. Ye., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. Macrophytobenthos of the reserved and transformed coastal marine areas at the south coast of Crimea in conditions of the new biological invasion (the Black Sea). *International Journal on Algae*, 2023b, vol. 25, iss. 4, pp. 365–382. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v25.i4.50>
 37. Sadogurskiy S. Ye., Sadogurska S. S., Belich T. V., Sadogurska S. A. Distribution of *Cystoseira* s. l. species in the Sea of Azov. *International Journal on Algae*, 2020, vol. 22, iss. 4, pp. 327–346. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v22.i4.30>
 38. Sadogurskiy S. Ye., Sadogurskaya S. A., Belich T. V. Eelgrass beds (gen. *Zostera* Linnaeus, 1753) and the related specific form of the bottom microrelief at the southern coast of Crimea (in the Black Sea). *Russian Journal of Marine Biology*, 2022, vol. 48, iss. 4, pp. 297–301. <https://doi.org/10.1134/S1063074022040101>
 39. Svensson J. R., Nylund G. M., Cervin G., Toth G. B., Pavia H. Novel chemical weapon of an exotic macroalga inhibits recruitment of native competitors in the invaded range. *Journal of Ecology*, 2013, vol. 101, iss. 1, pp. 140–148. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12028>

**COMPOSITION AND STRUCTURE OF MACROPHYTOBENTHOS
OFF THE COAST OF THE NATURAL MONUMENT
KUCHUK-LAMBAT STONE CHAOS (CRIMEA, BLACK SEA)**

S. Sadogurskiy, T. Belich, and S. Sadogurskaya

Nikitsky Botanical Gardens – National Scientific Center of RAS, Yalta, Russian Federation

E-mail: ssadogurskij@yandex.ru

The southern coast of the Crimea (SCC) is characterized by a high level of anthropogenic transformation; therefore, the areas preserved in a natural or quasi-natural state are of a certain nature conservation value. Those include the territorial-aquatic complex uniting the geological natural monument Kuchuk-Lambat Stone Chaos and the adjacent coastal waters of the Black Sea. The water area has never been studied from the hydrobotanical point of view and is not included in any list of protected natural sites. Considering this, the research was carried out based on data of 2015 and 2022; it was aimed at characterizing species composition, biomass, and spatial structure of macrophytobenthos to clarify information on distribution and dynamics of the benthic vegetation cover off the SCC and in relation with the prospect for conservation of this area. Macroscopic vegetation was found to develop on hard and soft substrata which determines its general nature. In total, 63 species of macrophytes were recorded: Chlorophyta, 14 (22.2%); Ochrophyta, 9 (14.3%); Rhodophyta, 39 (62.0%); and Tracheophyta, 1 (1.6%). The total number of species (NS) and the ratio of systematic groups by NS in both years are similar. However, the composition of the flora and the biomass (BM) ratio of dominant species and ecological-floristic groups changed significantly at minimum and maximum depths, and this governed the transformation of the vegetation cover. In the shallows, their dynamics has a fluctuating character, and it is driven by local disturbance and subsequent recovery of macrophytobenthos after a mudflow. At depth, the changes are caused by the invasion of the transformer species *Bonnemaisonia hamifera* into natural communities. These changes seem to have a long-term character. To reveal their degree and reversibility, it is necessary to monitor the distribution of the invasive species off the SCC and within the boundaries of the Sea of Azov–Black Sea region in general. Currently, along the surveyed shore, macrophytes form five belt-like communities with BM 0.2–6.0 kg·m⁻² and NS 14–27. The extreme values of these indicators are registered in the sublittoral zone: maximum ones, on hard substrata in the upper and central spots of a *Cystoseira* belt (*Cystoseira* s. l. species), and minimum ones, on soft substrata in the deepest seagrass community (*Nanozostera noltei*). In general, perennial macrophytes dominate in the BM, and short-vegetating macrophytes prevail in the NS. Phytobenthos has a pronounced oligosaprobic marine warm-water character. The vegetation cover of the water area shows a high degree of preservation; its spatial distribution, composition, and structure (except for changes caused by biological invasion) are typical for the Black Sea hydrobotanical region “SCC.” The rare species fraction of the flora covers 12 taxa; biotopes formed by macrophyte communities are listed in Directive 92/43/EEC. It is expedient to form a complex territorial-aquatic nature reservation which will unite the existing natural monument and the adjacent water area.

Keywords: Black Sea, southern coast of the Crimea, Kuchuk-Lambat, macrophytobenthos, species composition, biomass, spatial structure

UDC 593.12(265.54)

***CEPHALOGULLMIA CAUDATA* GEN. NOV., SP. NOV. (RHIZARIA, FORAMINIFERA),
A MONOTHALAMOUS FORAMINIFERA FROM THE SEA OF JAPAN**

© 2025 **N. Sergeeva** and **O. Anikeeva**

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation
E-mail: alegria@ibss-ras.ru

Received by the Editor 02.07.2024; after reviewing 18.10.2024;
accepted for publication 20.03.2025.

We describe a new species and genus of soft-walled monothalamous foraminifera from the Sea of Japan. The material was sampled off the Primorsky shelf during the 64th cruise of the RV “Akademik Oparin” (17 June to 08 July, 2021). Bottom sediments were sampled at 17 stations in a depth range of 0.3–86 m. The species described here was found at depths of 13 and 86 m. An elongated organic-walled test of *Cephalogullmia caudata* sp. nov. has an inflated anterior (apertural) part which gradually narrows towards the adapertural end. The length varies 600 to 1,180 µm; the width at the widest part (the ‘head’) is 50 to 135 µm, and at the narrowest part, it is 10 to 20 µm. A single apertural structure (10–28 µm in diameter) is located at the widest end of the test. The apertural structure is slightly elevated; in some specimens, it resembles a nipple. The nucleus is visible only in some specimens; its size is from 16 × 12 µm to 30 × 15 µm. The comparative analysis shows that the new genus *Cephalogullmia* differs from *Micrometula* Nyholm, 1952 in the shape of the test: it has more rounded and inflated apertural end, compared to that of the slender conical test of *Micrometula*. The new genus differs from *Cylindrogullmia* Nyholm, 1974 in the shape of the test as well: in the latter one, it is cylindrical. It also differs from another organic-walled monothalamid with the elongated test, *Bowseria* Sinniger et al., 2008, in having a darker protoplasm and a narrowed (tail-shaped) adapertural end.

Keywords: soft-walled foraminifera, Sea of Japan, *Cephalogullmia caudata* gen. nov., sp. nov., monothalamids

Soft-walled monothalamous foraminifera are an important component of meiofauna in many coastal and deepwater habitats [Gooday, 2002; Majewski et al., 2007; Sergeeva, Anikeeva, 2018, 2023], as well as in freshwater ones [Holzmann et al., 2021]. In recent years, scientific interest in this group has increased significantly [Anikeeva et al., 2013; Sergeeva et al., 2010]. Although molecular analysis is now available for many monothalamous foraminifera [Gooday et al., 2011, 2022; Lejzerowicz et al., 2015; Siemensma et al., 2021; Voltski, Pawłowski, 2015], some recent taxonomic descriptions still rely on morphological characteristics alone [Anikeeva et al., 2013; Golemansky, 1999; Gooday et al., 2006; Henderson, 2023; Ohkawara et al., 2009; Sergeeva, Anikeeva, 2008, 2020, 2021]. Here, we describe a new monothalamous taxon, an organic-walled ‘allogromiid,’ based on its morphological features.

Studies of meiobenthos in the Sea of Japan have been mainly focused on multicellular eukaryotes, especially the dominant group, free-living nematodes. Out of unicellular eukaryotes, only hard-shelled foraminifera have been considered as a component of meiobenthic communities [Preobrazhenskaya, Tarasova, 1990]. The results of detailed studies of the species diversity of hard-shelled foraminifera in the Sea of Japan are provided by T. Lukina and T. Tarasova [2013] in their check-list of free-living invertebrates in Far Eastern seas of Russia – a publication covering 217 foraminifera species. A representative of a genus of soft-walled foraminifera, *Allogromia* sp. (the family Allogromiidae), is reported

to be found in the Bering Sea and off the South Kuril Islands and northeastern Sakhalin Peninsula. This appears to be the only record of soft-walled foraminifera in the Northwestern Pacific reflecting the lack of information on these protists, their specific morphological characteristics, and the need to apply special methods to study them.

For the first time, soft-walled foraminifera were investigated in Far Eastern waters of Russia (the Sea of Japan) in summer 2021, during the research cruise of the RV “Akademik Oparin.” In total, 49 species and morphotypes of monothalamids representing the families Allogromiidae and Saccamminidae were recorded in this area [Sergeeva, Anikeeva, 2023]. The fauna of monothalamids in the Sea of Japan included the one that we describe here as the type species of a new genus.

The aim of this paper is to provide a description of *Cephalogullmia caudata* gen. nov., sp. nov., an inhabitant of the Sea of Japan (the Northwestern Pacific).

MATERIAL AND METHODS

Material was sampled off the Primorsky shelf, the Sea of Japan, during the 64th cruise of the RV “Akademik Oparin” (17 June to 08 July, 2021). Bottom sediments were sampled at 17 stations in a depth range of 0.3 to 86 m. The species described was found at sta. 1 and 40 (depths of 13 and 86 m). At shallower stations, divers sampled sediment cores (two replicates), 5 cm long, with a cross-sectional area of 10 cm². At greater depths, similar cores were taken from sediment obtained with a Van Veen grab sampler. Samples of bottom sediments were fixed onboard the RV with 75% ethanol and later processed and analyzed in IBSS laboratory (Sevastopol, Russian Federation). Samples were washed through two sieves: an upper one with a mesh size of 1 mm and a lower one with a mesh size of 63 µm. For the second series of samples, we used a lower sieve with a mesh size of 32 µm.

Detailed microscopic analysis of soft-walled foraminifera was performed under MSP-2, Olympus CX41, Nikon, and Mikmed-6 microscopes equipped with photo cameras.

RESULTS

Taxonomy. According to traditional morphology-based classification systems [Kaminski, 2004; Loeblisch, Tappan, 1988], the new single-chambered (monothalamous) taxa described here belong to the sub-order Allogromiina (organic-walled). However, recent molecular phylogenetic studies, which revealed a series of monophyletic clades that cut across morphology-based taxa, have undermined the traditional higher-level classification of monothalamous organic-walled and agglutinated foraminifera [Habura et al., 2008; Pawlowski et al., 2003, 2013]. Therefore, we avoid formal higher taxa and place the new genera in the informal group of ‘monothalamids’ [Pawlowski et al., 2013].

Rhizaria Cavalier-Smith, 2002

Foraminifera d’Orbigny, 1826

‘Monothalamids’ Pawlowski et al., 2013

Genus *Cephalogullmia* Sergeeva et Anikeeva, gen. nov.

Type species *Cephalogullmia caudata* Sergeeva et Anikeeva, sp. nov.

Diagnosis of the genus. A monothalamous foraminifera having an elongated organic-walled test with an inflated anterior (apertural) part that gradually narrows towards the adapertural end (Fig. 1). The width at the inflated front part (the ‘head’) exceeds the width of the body by 5–6 times at the narrowest part. A single slightly elevated apertural structure is located at the widest end of the test. In some specimens, it resembles a nipple. The oval nucleus is localized in the widened part of the body before its tapering and is visible only in some specimens.

Derivation of the genus name. The name of the genus indicates its similarity to the genus *Nemogullmia* in terms of test length and the rounded apertural end resembling a head (in Latin, ‘cephalo’).

Remarks. Comparative analysis showed that the investigated specimens cannot be related to any of the known foraminifera genera. We made a comparative diagnosis of the new genus with three morphologically most similar genera of soft-walled foraminifera. The key difference between the new genus *Cephalogullmia* and *Micrometula* Nyholm, 1952 is in the shape of the test: there is the test with a more rounded and inflated apertural end than the slender conical test of *Micrometula*. The new genus differs from *Cylindrogullmia* Nyholm, 1974 by the presence of a sharply tapering 'tail' part, while the test of *Cylindrogullmia* specimens has approximately the same diameter throughout the body length. It also differs from another elongated organic-walled monothalamid, *Bowseria* Sinniger et al., 2008, in having a darker protoplasm and a narrowed (tail-shaped) adapertural end.

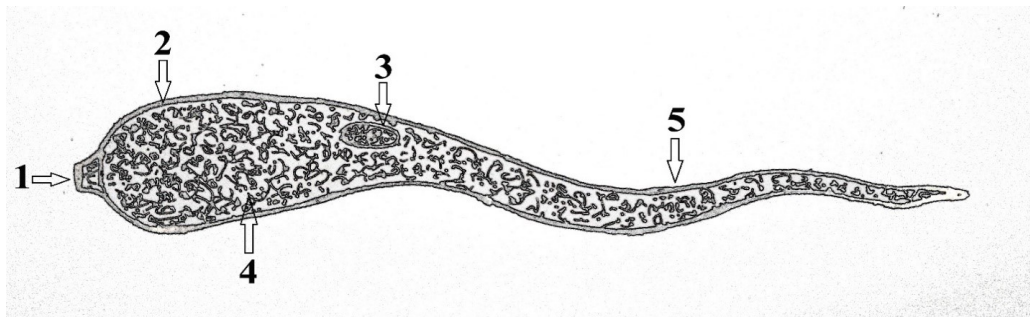


Fig. 1. Schematic image of *Cephalogullmia caudata*: 1, aperture; 2, organic test wall; 3, nucleus; 4, cytoplasm; 5, 'tail' part

Рис. 1. Схематическое изображение *Cephalogullmia caudata*: 1 — апертюра; 2 — органическая стенка раковины; 3 — ядро; 4 — цитоплазма; 5 — «хвостовая» часть

Cephalogullmia caudata Sergeeva et Anikeeva, sp. nov. (Fig. 2).

Syn. Allogromiid sp. 9J [Sergeeva, Anikeeva, 2023, pp. 446–447, Fig. 9e, f].

Diagnosis of species. The elongated organic-walled test has an inflated anterior (apertural) part which gradually narrows towards the adapertural end. The body length varies from 600 to 1,180 μm ; the width at the widest part (the 'head') is 50 to 135 μm , and at the narrowest part, it is 10 to 20 μm . A single apertural structure (10–28 μm in diameter) is located at the widest end of the test. The apertural structure is slightly elevated; in some specimens, it resembles a nipple. The nucleus is visible only in some specimens, and its size is from 16 $\times$ 12 μm to 30 $\times$ 15 μm . Coefficient C (length-to-width ratio) ranges 8.7 to 16.5 (based on the maximum width of the body).

Derivation of specific name. Latin 'caudata' = 'tail' refers to the shape of the main part of the body.

Type material. The type specimen (registration number Meib.93.Al.t) and two paratype specimens (registration numbers Meib.94.Al.p.1 and Meib.95.Al.p.2) are mounted in water–glycerol preparations and stored at IBSS. Previous experience has shown that similar organic-walled specimens are too delicate to be mounted in either Canada balsam or a gelatin–glycerol mixture.

Type locality. The type specimen and the paratype specimens (Figs 2–4) are from the Sea of Japan (43°42.7'N, 135°25.6'E; depth of 86 m). They were picked from samples taken during the research cruise of the RV "Akademik Oparin," 17 June to 08 July, 2021.

Other material. Three more specimens from the type locality (Fig. 5) were examined.

Description. The type specimen has an elongated shape (Fig. 2A). The test is organic, thin, and transparent. It gradually narrows from the apertural end to the adapertural one. The cytoplasm is homogeneous and fine-grained. The single aperture is located at the widest end of the test and is 16 μm in diameter (Fig. 2B). The test length is 1,070 μm , and the maximum width is 90 μm . The nucleus is ellipsoidal, oblong (Fig. 2C); it is located in the middle part of the cell, and it is 30 $\times$ 15 μm . Coefficient C is about 11.8 (based on the maximum width of the body).



Fig. 2. The type specimen: A, general view; B, aperture; C, nucleus. Scale bars are 100 μm (A) and 20 μm (B, C)

Рис. 2. Типовой экземпляр: А — общий вид; В — апертура; С — ядро. Масштабные линейки: 100 мкм (А) и 20 мкм (В, С)

The paratype specimen 1 (Fig. 3A) is 1,150 μm in length and tapers from 110 μm in width at the widest point to 20 μm at the narrow adapertural end (Fig. 3B). The aperture has a diameter of 28 μm . Coefficient C is 10.4.



Fig. 3. The paratype specimen 1: A, general view; B, aperture. Scale bars are 200 μm (A) and 20 μm (B)

Рис. 3. Паратип 1: А — общий вид; В — апертура. Масштабные линейки: 200 мкм (А) и 20 мкм (В)

The paratype specimen 2 (Fig. 4A) is 1,180 μm in length and tapers from 135 μm in width at the widest point to 25 μm at the narrow adapertural end. The aperture (Fig. 4B) is located at the wider end of the body; however, its size cannot be measured, as it is not clearly visible. Coefficient C is 8.7. The nucleus is not clearly visible in either of the paratypes.

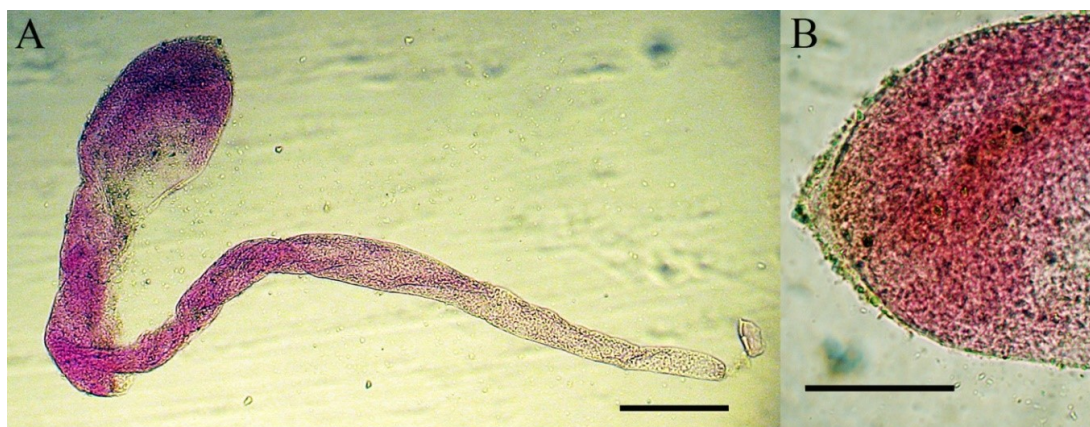


Fig. 4. The paratype specimen 2: A, general view; B, aperture. Scale bars are 100 μm (A) and 50 μm (B)

Рис. 4. Паратип 2: А — общий вид; В — апертура. Масштабные линейки: 100 мкм (А) и 50 мкм (В)

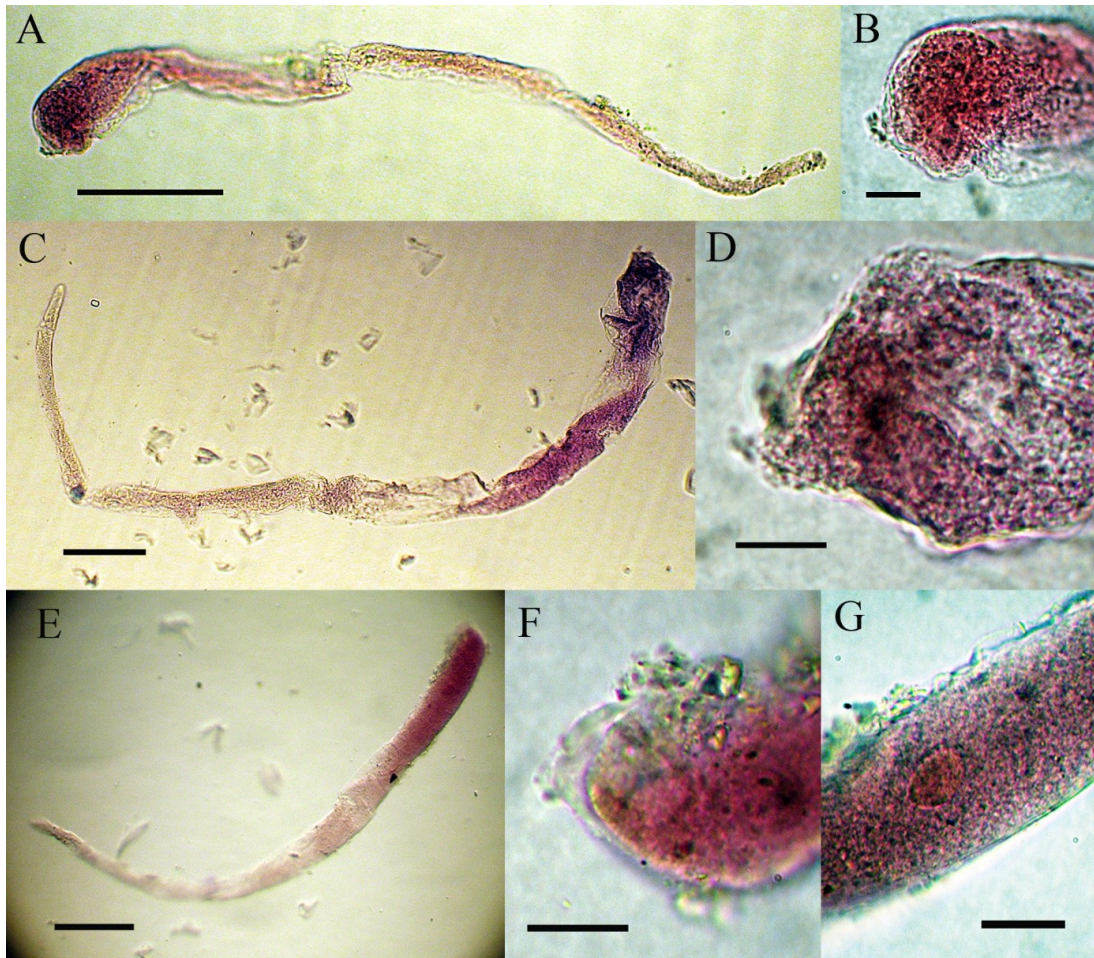


Fig. 5. Specimen 1J ('J' indicates the initial letter in the name of the Sea of Japan): A, general view; B, aperture. Specimen 2J: C, general view; D, aperture. Specimen 3J: E, general view; F, aperture; G, nucleus. Scale bars are 100 μm (A, C, E) and 20 μm (B, D, F, G). Specimens 1J and 2J are partially deformed

Рис. 5. Образец 1J (J обозначает начальную букву в названии Японского моря в английском переводе): A — общий вид; B — апертюра. Образец 2J: C — общий вид; D — апертюра. Образец 3J: E — общий вид; F — апертюра; G — ядро. Масштабные линейки: 100 мкм (A, C, E) и 20 мкм (B, D, F, G). Образцы 1J и 2J частично деформированы

We examined in detail only 6 individuals (Table 1), because very delicate and fragile tests of other specimens were significantly deformed or damaged during the samples washing.

Table 1. Morphological parameters (in μm) of the type specimen, the two paratype specimens, and other examined specimens of *Cephalogullmia caudata* (–, not visible)

Таблица 1. Морфологические параметры (в мкм) типового экземпляра, двух паратипов и других исследованных образцов *Cephalogullmia caudata* (– — не визуализируется)

Specimen	Test length	Test width (maximum)	Diameter of aperture	Nucleus	Coefficient C
Type specimen	1,070	90	16	30 × 15	11.8
Paratype specimen 1	1,150	110	28	–	10.4
Paratype specimen 2	1,180	135	–	–	8.7
Specimen 1J	600	50	13	–	12
Specimen 2J	1,160	70	26	–	16.5
Specimen 3J	640	50	10	16 × 12	12.8

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

Acknowledgement. We express our deep gratitude to the administration of the Pacific Institute of Bioorganic Chemistry, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, for the opportunity to sample bottom sediments in the Sea of Japan, as well as to the captain of the RV “Akademik Oparin” and our colleagues S. Trofimov and Yu. Litvin (department of benthic ecology, IBSS) who provided invaluable assistance in obtaining scientific material. We are very grateful to Prof. A. Gooday for his helpful consultations and revision of the English text of the paper. We thank the anonymous reviewers who provided a number of useful tips and recommendations for improving our manuscript.

REFERENCES

1. Anikeeva O. V., Sergeeva N. G., Gooday A. J. Two new genera and species of the monothalamous foraminifera from coastal waters of the Black Sea. *Marine Biodiversity*, 2013, vol. 43, iss. 4, pp. 473–479. <https://doi.org/10.1007/s12526-013-0177-0>
2. Golemansky V. G. *Lagynis pontica* n. sp., a new monothalamous rhizopod (Granuloreticulosea: Lagynidae) from the Black Sea littoral. *Acta Zoologica Bulgarica*, 1999, vol. 51, pp. 3–13.
3. Gooday A. J. Organic-walled allogromiids: Aspects of their occurrence, diversity and ecology in marine habitats. *Journal of Foraminiferal Research*, 2002, vol. 32, no. 4, pp. 384–399. <https://doi.org/10.2113/0320384>
4. Gooday A. J., Anikeeva O. V., Sergeeva N. G. *Tinogullmia lukyanovae* sp. nov. – a monothalamous, organic-walled foraminiferan from the coastal Black Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2006, vol. 86, iss. 1, pp. 43–49. <https://doi.org/10.1017/S0025315406012847>
5. Gooday A. J., Anikeeva O. V., Pawłowski J. New genera and species of monothalamous foraminifera from Balaclava and Kazach'ya Bays (Crimean Peninsula, Black Sea). *Marine Biodiversity*, 2011, vol. 41, iss. 4, pp. 481–494. <https://doi.org/10.1007/s12526-010-0075-7>
6. Gooday A. J., Holzmann M., Schwarzgruber E., Cedhagen T., Pawłowski J. Morphological and molecular diversity of monothalamids (Rhizaria, Foraminifera), including two new species and a new genus, from SW Greenland. *European Journal of Protistology*, 2022, vol. 86, art. no. 125932 (25 p.). <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2022.125932>
7. Habura A., Goldstein S. T., Broderick S., Bowser S. S. A bush, not a tree: The extraordinary diversity of cold-water basal foraminiferans extends to warm-water environments. *Limnology and Oceanography*, 2008, vol. 53, iss. 4, pp. 1339–1351. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.4.1339>
8. Henderson Z. Soft-walled monothalamid foraminifera from the intertidal zones of the Lorn area, north-west Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2023, vol. 103, art. no. e18 (21 p.). <https://doi.org/10.1017/S0025315423000061>
9. Holzmann M., Gooday A. J., Siemensma F., Pawłowski J. Review: Freshwater and soil foraminifera – a story of long-forgotten relatives. *Journal of Foraminiferal Research*, 2021, vol. 51, no. 4, pp. 318–331. <https://doi.org/10.2113/gsjfr.51.4.318>
10. Kaminski M. A. The year 2000 classification of the agglutinated foraminifera. In: *Proceedings of the Sixth International Workshop on Agglutinated Foraminifera, Prague, Czech Republic, 1–7 September, 2001* / M. Bubik, M. A. Kaminski (Eds). Kraków, Poland : Grzybowski Foundation, 2004, pp. 237–255. (Grzybowski Foundation, Special Publication ; no. 8).
11. Lejzerowicz F., Voltski I., Pawłowski J. Foraminifera of the Kuril–Kamchatka Trench area: The prospects of molecular study. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2015, vol. 111, pp. 19–25. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.10.003>
12. Loeblich A. R., Tappan J. H. *Foraminiferal Genera and Their Classification*. New York : Van Nostrand Reinhold Company, 1988, 970 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-5760-3>
13. Lukina T. G., Tarasova T. S. Phylum

- Sarcomastigophora, class Granuloreticulosa. In: *Check-List of Species of Free-Living Invertebrates of the Russian Far Eastern Seas* / B. I. Sirenko (Ed.). Saint Petersburg : [ZIN RAS], 2013, pp. 16–24. (Explorations of the Fauna of the Seas ; 75 (83)). (in Russ.)
14. Majewski W., Lecroq B., Sinniger F., Pawłowski J. Monothalamous foraminifera from Admiralty Bay, King George Island, West Antarctica. *Polish Polar Research*, 2007, vol. 28, no. 3, pp. 187–210.
 15. Ohkawara N., Kitazato H., Uematsu K., Gooday A. J. A minute new species of *Saccamina* (monothalamous foraminifera; Protista) from the abyssal Pacific. *Journal of Micropalaeontology*, 2009, vol. 28, iss. 2, pp. 143–151. <https://doi.org/10.1144/jm.28.2.143>
 16. Pawłowski J., Holzmann M., Berney F. C., Gooday A. J., Cedhagen T., Habura A., Bowser S. S. The evolution of early Foraminifera. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2003, vol. 100, iss. 20, pp. 11494–11498. <https://doi.org/10.1073/pnas.2035132100>
 17. Pawłowski J., Holzmann M., Tyszká J. New supraordinal classification of Foraminifera: Molecules meet morphology. *Marine Micropalaeontology*, 2013, vol. 100, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2013.04.002>
 18. Preobrazhenskaya T. V., Tarasova T. S. Donnye foraminifery nekotorykh raionov zaliva Petra Velikogo. In: *Rasprostranenie i ekologiya sovremennykh i iskopaemykh morskikh organizmov*. Vladivostok : Dal'nevostochnoe otdelenie Akademii nauk SSSR, 1990, pp. 11–18. (in Russ.)
 19. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V. *Goodayia rostellatum* gen. n., sp. n. (Protozoa) – a monothalamous foraminifera from the Black Sea. *Vestnik zoologii*, 2008, vol. 42, no. 5, pp. 467–471. <https://elibrary.ru/jxfqsd>
 20. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V. *Soft-shelled Foraminifera of the Black Sea and the Sea of Azov*. Simferopol : ARIAL, 2018, 156 p. (in Russ.). <https://doi.org/10.21072/978-5-907118-84-3>
 21. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V. New Black Sea monothalamous Foraminifera from the genus *Nemogullmia* Nyholm, 1953 (Allogromiida: Shepheardellinae). *Invertebrate Zoology*, 2020, vol. 17, no. 2, pp. 176–188. <https://doi.org/10.15298/invertzool.17.2.07>
 22. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V. *Vellaria solenta* (Monothalamaea: Allogromiidae) – new species of soft-walled foraminifera from Sivash Bay (the Sea of Azov). *Invertebrate Zoology*, 2021, vol. 18, no. 2, pp. 152–158. <https://doi.org/10.15298/invertzool.18.2.06>
 23. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V. First investigations of benthic soft-walled foraminifera and gromiids (Protozoa) in the northwestern Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 2023, vol. 49, no. 6, pp. 435–452. <https://doi.org/10.1134/S106307402306007X>
 24. Sergeeva N. G., Anikeeva O. V., Gooday A. J. Soft-shelled, monothalamous foraminifera from the oxic/anoxic interface (NW Black Sea). *Journal of Micropalaeontology*, 2010, vol. 56, no. 3–4, pp. 393–407. <https://elibrary.ru/xmdoph>
 25. Siemensma F., Holzmann M., Apothéloz-Perret-Gentil L., Clauß S., Voelcker E., Bettighofer W., Khanipour Roshan S., Walden S., Dumack K., Pawłowski J. Broad sampling of monothalamids (Rhizaria, Foraminifera) gives further insight into diversity of non-marine foraminifera. *European Journal of Protistology*, 2021, vol. 77, art. no. 125744 (21 p.). <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2020.125744>
 26. Voltski I., Pawłowski J. *Flexammina islandica* gen. nov., sp. nov. and some new phylotypes of monothalamous foraminifera from the coast of Iceland. *Zootaxa*, 2015, vol. 3964, no. 2, pp. 245–259. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3964.2.5>

**CEPHALOGULLMIA CAUDATA GEN. NOV., SP. NOV. (RHIZARIA, FORAMINIFERA) —
МОНОТАЛАМУСНАЯ ФОРАМИНИФЕРА ИЗ ЯПОНСКОГО МОРЯ****Н. Г. Сергеева, О. В. Аникеева**

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: alegria@ibss-ras.ru

Мы приводим описание нового вида и рода мягкораковинных моноталамусных фораминифер из Японского моря. Материал собран в районе приморского шельфа во время 64-го рейса НИС «Академик Опарин» (17 июня — 08 июля 2021 г.). Пробы донных осадков отобраны на 17 станциях в диапазоне глубин от 0,3 до 86 м. Описываемый здесь вид был найден на глубинах 13 и 86 м. Удлиненная органическая стенка раковины *Cephalogullmia caudata* sp. nov. имеет раздутую переднюю (апертурную) часть, которая постепенно сужается к дистальному концу. Длина тела варьирует от 600 до 1180 мкм; ширина в самой широкой части («голове») — от 50 до 135 мкм, в самой узкой части — от 10 до 20 мкм. Единственная апертурная структура (диаметр 10–28 мкм) расположена на самом широком конце раковины. Апертура слегка приподнята, у некоторых экземпляров напоминает сосок. Ядро видно только у некоторых экземпляров; его размеры составляют от 16 × 12 мкм до 30 × 15 мкм. Сравнительный анализ показал, что новый род *Cephalogullmia* отличается от *Micrometula* Nyholm, 1952 по форме раковины: она более округлая и раздутая в апертурной части, чем узкая раковина конической формы у *Micrometula*. От *Cylindrogullmia* Nyholm, 1974 новый род также отличается по форме раковины: у *Cylindrogullmia* она больше напоминает цилиндр. Описываемый нами род отличается и от другой моноталамиды с удлиненной раковинной и органическими стенками — *Bowseria* Sinniger et al., 2008 — более темной протоплазмой и суженным (хвостообразным) дистальным концом.

Ключевые слова: мягкораковинные фораминиферы, Японское море, *Cephalogullmia caudata* gen. nov., sp. nov., моноталамиды

УДК [502.175:[582.26/.27:574.21]](265.54.04)

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЁЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ПОЛУОСТРОВА МУРАВЬЁВА-АМУРСКОГО С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВОДОРΟΣЛЕЙ-БИОИНДИКАТОРОВ

© 2025 г. Е. Н. Чернова^{1,2}, С. И. Коженкова¹

¹Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, Российская Федерация

²Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Российская Федерация

E-mail: elena@tigdvo.ru

Поступила в редакцию 18.04.2023; после доработки 31.10.2023;
принята к публикации 20.03.2025.

Изучено содержание Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd и Ni в бурых водорослях [*Sargassum miyabei* Yendo и *S. pallidum* (Turner) C. Agardh] и зелёных водорослях [*Blidingia minima* (Nägeli ex Kützinger) Kylin, *Ulva lactuca* Linnaeus и *U. linza* Linnaeus] из прибрежных вод полуострова Муравьёва-Амурского Японского моря, в окрестностях города Владивостока, собранных в июле 2017 г. Концентрации тяжёлых металлов в водорослях устанавливали методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии после минерализации талломов с помощью азотной кислоты. Содержание растворённых элементов в морской воде определяли атомно-абсорбционным методом после ультрафильтрации проб воды и концентрирования металлов с помощью системы хлороформ — ДДТК-Na. На основе коэффициента опасности загрязнения водорослей металлами (K_O), представляющего собой отношение концентрации металла в водоросли к верхнему пороговому уровню фоновых концентраций элемента, а также на основе интегрального коэффициента ТЕП-порог, рассчитанного с использованием $K_O \geq 1$, провели оценку степени загрязнения различных участков прибрежной зоны моря. Прибрежные воды вокруг Владивостока были слабо загрязнены тяжёлыми металлами. Индекс ТЕП-порог на станциях к северу и югу от полигона твёрдых бытовых отходов (ТБО) составил 2,4–2,8 в связи с загрязнением Pb и Cu (2,7–12 $C_{\text{порог}}$), а также Zn, Fe, Mn и Ni. Водоросли из вершин Уссурийского и Амурского заливов обогащены Fe и Mn из-за выноса металлов водами рек; ТЕП-порог — 1,7–3,0. В проливе Босфор Восточный загрязнение макрофитов Fe (3–10 $C_{\text{порог}}$), а также Mn, Cu, Zn и Ni (1–1,5 $C_{\text{порог}}$) связано с портовой деятельностью, судоходством и строительством мостов; значение ТЕП-порог составило 1,0–2,1. Локальная зона высокой степени загрязнения, сформированная за счёт дренирования дождевыми водами рекультивированного полигона ТБО города Владивостока, с ТЕП-порог = 16, находится у восточного побережья полуострова Муравьёва-Амурского. Из числа исследованных элементов Fe и Cu были основными загрязнителями макрофитов этой станции ($K_O > 80$ в водорослях), а Pb, Mn, Zn и Ni — сопутствующими. В морской воде с этой станции концентрации растворённых металлов превышали фоновые уровни, содержание растворённой меди составляло 3 ПДК для рыбохозяйственных водоёмов.

Ключевые слова: загрязнение, тяжёлые металлы, бурые водоросли, зелёные водоросли, Амурский залив, Уссурийский залив, залив Петра Великого, полуостров Муравьёва-Амурского, Японское море

Массовые виды морских водорослей давно и успешно используют как биоиндикаторы загрязнения морской среды металлами и неметаллами [Aboal et al., 2023; Bryan, Hummerstone, 1973; Malea, Kevrekidis, 2014; Obluchinskaya et al., 2013; Pan et al., 2018 и др.]. Их применение основано

на существовании связи между содержанием металлов в среде и в организмах [Rainbow, 2020; Rainbow, Phillips, 1993 и др.].

Периодический мониторинг содержания тяжёлых металлов с использованием бурых водорослей из северо-западной части Японского моря ведётся с 1976 г. [Христофорова, 1989]. Пространственные и межгодовые оценки загрязнения металлами прибрежных вод на основе данных по водорослям были получены для открытой части морского побережья [Shul'kin et al., 2015], залива Петра Великого, его чистых районов и акваторий с выраженным уровнем антропогенного пресса [Chernova, Kozhenkova, 2016; Kozhenkova et al., 2006, 2021].

В прибрежных водах российской части Японского моря существует несколько локальных участков загрязнения [Шулькин, 2004; Kozhenkova et al., 2021]. Один из них находится в северо-западной части залива Петра Великого, около полуострова Муравьёва-Амурского, где располагается Владивостокская агломерация.

Цель настоящей работы — оценить загрязнение металлами прибрежной акватории, прилегающей к полуострову Муравьёва-Амурского, с помощью анализа микроэлементного состава бурых водорослей [*Sargassum miyabei* Yendo, 1907 и *S. pallidum* (Turner) C. Agardh, 1820] и зелёных водорослей [*Blidingia minima* (Nägeli ex Kützinger) Kylin, 1947, *Ulva lactuca* Linnaeus, 1753 (= *U. fenestrata* Postels et Ruprecht) и *U. linza* Linnaeus, 1753].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Бурые водоросли *S. miyabei* и *S. pallidum* и зелёные водоросли *U. lactuca*, *U. linza* и *B. minima* отобраны из прибрежных вод вокруг полуострова Муравьёва-Амурского — в западной части Амурского залива и восточной части Уссурийского залива, а также в проливе Босфор Восточный. Обследовано 27 станций (рис. 1). *S. miyabei* отобран с 16 станций, *S. pallidum* — с 16 станций, *U. linza* — с 8 станций, *U. lactuca* — с 3 станций, *B. minima* — с 3 станций.

Сборы водорослей проводили 10–17 и 25–27 июля 2017 г. с глубины 0,5–1,5 м. Собирали по 5–15 образцов одного вида водорослей (в зависимости от размера); их отмывали морской водой и упаковывали в полиэтиленовые пакеты. В лаборатории водоросли очищали от эпифитов и беспозвоночных, формировали 5 проб и высушивали при температуре +85 °С. Высушенные пробы измельчали, навески 0,5 г минерализовали в микроволновой установке с добавлением 6 мл азотной кислоты (ОСЧ). Концентрации Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd и Ni определяли пламенным и беспламенным (Pb) атомно-абсорбционным методом на приборе Shimadzu AA-6800 в центре коллективного пользования «Центр ландшафтной экодиагностики и ГИС-технологий» Тихоокеанского института географии ДВО РАН. Контроль правильности подготовки проб к анализу и точности определения содержания микроэлементов вели с использованием холостых проб и международных стандартных образцов (табл. 1). Концентрации представлены в $\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ сухой массы.

Пробы морской воды были взяты в пластиковые канистры на 13 станциях из-под поверхностного горизонта, и в тот же день в лаборатории 1 л пробы был отфильтрован через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм. Соединения металлов концентрировали из фильтрата объёмом 1 л с помощью системы хлороформ — ДДТК-Na. Количество взвешенного вещества устанавливали путём взвешивания фильтров до и после фильтрации. Концентрации растворённых форм металлов определяли атомно-абсорбционным методом на приборе Shimadzu AA-6800. Дополнительный контроль точности определения концентраций Pb и Cd в воде и Pb в водорослях осуществляли с использованием стандартных добавок, воспроизводимость которых была в пределах 80–85 %. Солёность устанавливали кондуктометрически.

Для каждой станции рассчитывали среднее арифметическое и стандартное отклонение концентрации элементов в выборке водорослей из 5 экз.

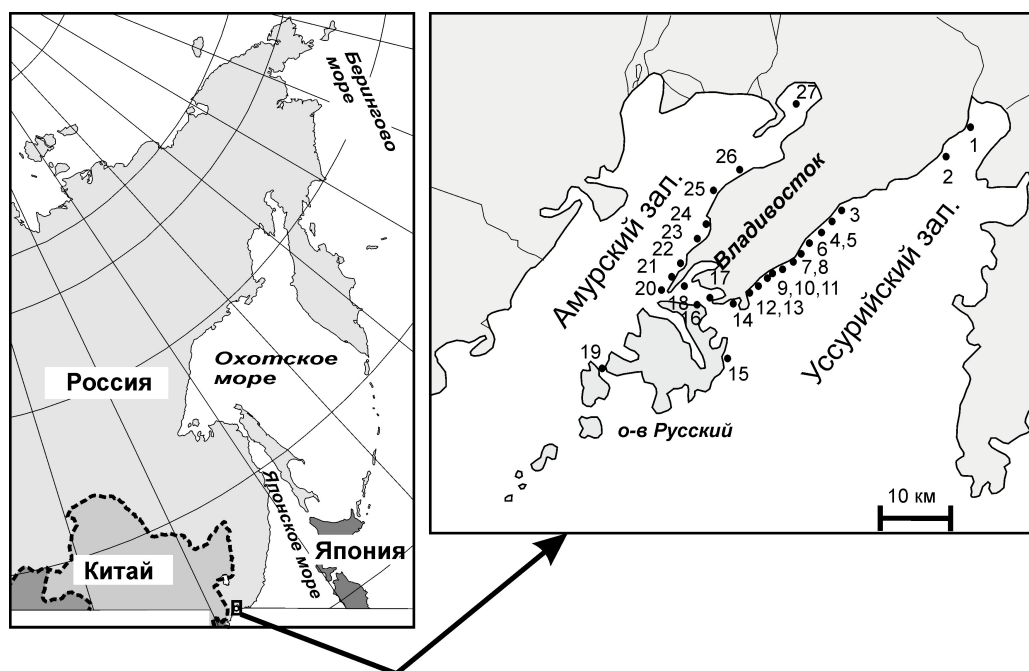


Рис. 1. Карта-схема отбора проб вокруг полуострова Муравьёва-Амурского. Уссурийский залив: 1 — мыс Черепакхи; 2 — мыс Муравьиный; 3 — бухта Лазурная, мыс Зелёный; 4 — центр отдыха «Политехник»; 5 — центр отдыха «Жемчужина»; 6 — бухта Десантная; 7 — полигон твёрдых бытовых отходов «Горноста́й»; 8 — посёлок Рыбачий; 9 — бухта Горноста́й; 10 — бухта Промежуточная, север; 11 — бухта Промежуточная, юг; 12 — бухта Сухопутная; 13 — бухта Соболь; 14 — бухта Патрокл. Остров Русский: 15 — мыс Ахлестышева; 16 — мыс Пospelова. Пролив Босфор Восточный: 17 — мыс Назимова; 18 — бухта Токаревская Кошка. Остров Попова: 19 — пролив Старка. Амурский залив: 20 — мыс Токаревский; 21 — гавань Приморской Железной Дороги; 22 — бухта Безымянная; 23 — бухта Кирпичного Завода; 24 — станция между мысами Фирсова и Грозный; 25 — мыс Красный; 26 — железнодорожная станция Санаторная; 27 — залив Угловой

Fig. 1. Sampling stations off the Muravyov-Amursky Peninsula. The Ussuri Bay: 1, Cherepakha Cape; 2, Muravyiny Cape; 3, Lazurnaya Cove, Zeleny Cape; 4, “Politekhnik” recreational base; 5, “Zhemchuzhina” recreational base; 6, Desantnaya Cove; 7, “Gornostay” solid waste landfill; 8, Rybachy village; 9, Gornostay Cove; 10, Promezhutochnaya Cove, north; 11, Promezhutochnaya Cove, south; 12, Sukhoputnaya Cove; 13, Sobol Cove; 14, Patrokl Cove. The Russky Island: 15, Akhlestyshv Cape; 16, Pospelov Cape. The Eastern Bosphorus Strait: 17, Nazimov Cape; 18, Tokarevskaya Koshka Cove. The Popov Island: 19, Stark Strait. The Amur Bay: 20, Tokarevsky Cape; 21, Primorskaya Railway harbor; 22, Bezymyannaya Cove; 23, Kirpichny Zavod Cove; 24, a site between Firsov Cape and Grozny Cape; 25, Krasny Cape; 26, Sanatornaya railway station; 27, Uglovoy Bay

Таблица 1. Анализ стандартных образцов «Лист берёзы» (ЛБ-1, ГСО 8923-2007, Иркутск) и «Устрица» (NBS Oyster 1566a)

Table 1. Analysis of standard reference material “Leaf of Birch” (LB-1, GSO 8923-2007, Irkutsk) and “Oyster” (NBS Oyster 1566a)

Параметр	Содержание металла, мкг·г ⁻¹						
	Cu	Mn	Fe	Zn	Cd	Pb	Ni
«Лист берёзы»							
Паспортные данные	7,3 ± 0,6	930 ± 70	730 ± 70	94 ± 6	0,16 ± 0,03	3,7 ± 0,6	5,8 ± 0,8
Результат контроля определения	7,4	835	765	95,2	0,13	3,15	6,3
«Устрица»							
Паспортные данные	66,3 ± 4,3	12,3 ± 1,5	539 ± 15	830 ± 57	4,15 ± 0,38	0,37 ± 0,014	2,25 ± 0,44
Результат контроля определения	64	11,4	517	903	4,65	0,34	2,09

Оценку степени загрязнения Амурского и Уссурийского заливов тяжёлыми металлами проводили путём сравнения фактических концентраций элементов в водорослях, полученных в данном исследовании, с опубликованными верхними пороговыми уровнями фоновых диапазонов элементов для конкретных видов ($C_{\text{порог}}$) (табл. 2), которые были рассчитаны сложением медианы с двойной медианой абсолютных отклонений от медианы выборки (медиана + 2 MAO) [Chernova, 2012; Chernova, Kozhenkova, 2016] и верифицированы [Chernova, Shulkin, 2019].

Таблица 2. Медиана и пороговые концентрации металлов ($C_{\text{порог}}$) в некоторых видах бурых водорослей (*Sargassum miyabei* и *Sargassum pallidum*) и зелёных водорослей (*Ulva lactuca*) прибрежных вод Японского моря ($\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ сухой массы)

Table 2. Median and threshold metal concentrations ($C_{\text{порог}}$) in brown algae (*Sargassum miyabei* and *Sargassum pallidum*) and green alga (*Ulva lactuca*) of coastal waters of the Sea of Japan ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ of dry mass)

Параметр	Таксон	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Cd	Ni
Медиана* $C_{\text{порог}}$	<i>S. miyabei</i>	2,9	266	353	17,0	0,8	1,6	2,3
		4,7	714	746	23,9	1,8	2,9	3,6
	<i>S. pallidum</i>	2,3	168	317	15,0	0,6	1,1	2,0
		3,9	455	672	23,8	1,5	1,7	3,8
	<i>U. lactuca</i>	4,1	17,2	317	7,6	1,3	0,07	1,6
		7,3	34,6	672	13,9	3,0	0,15	3,5
Мировая медиана** Q3	бурые водоросли	5,7	67	301	49	5,5	1,0	6,0
		13,0	135	848	120	11,0	2,15	11,4
	зелёные водоросли	7,1	81	492	36	5,2	0,42	3,9
		12,6	182	1270	60,6	11,6	0,90	7,1

Примечание: * — [Коженкова, Чернова, 2017; Chernova, Kozhenkova, 2016]; ** — [Sánchez-Quiles et al., 2017].

Q3 — концентрация элемента, соответствующая величине третьего квартиля выборки.

Note: *, [Chernova, Kozhenkova, 2016; Kozhenkova, Chernova, 2017]; **, [Sánchez-Quiles et al., 2017].

Q3 is the element concentration corresponding to the value of the third quartile of the sample.

Для *U. linza* и *B. minima* в качестве порогового значения фоновой концентрации металлов было взято таковое в *U. lactuca* [Коженкова, Чернова, 2017]. Кратность превышения концентрации i -го металла в водоросли, C_i , к $C_{\text{порог}}$ обозначали как коэффициент опасности загрязнения акватории этим элементом: $K_O = C_i / C_{\text{порог}}$. Загрязнёнными считали станции, на которых $K_O > 1$.

Комплексную оценку загрязнения химическими элементами проводили на основе индекса загрязнения следовыми элементами ТЕПИ (trace element pollution index) [Richir, Gobert, 2014], трансформированного нами:

$$\text{ТЕПИ-порог} = (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cf_n)^{1/n},$$

где $Cf_1, Cf_2 \dots Cf_n$ — нормализованная концентрация по $C_{\text{порог}}$ ($Cf_n / C_{\text{порог}}$);

n — количество элементов, концентрация которых превышает $C_{\text{порог}}$ или равна ему.

Загрязнёнными считали станции, на которых ТЕПИ-порог > 1 .

РЕЗУЛЬТАТЫ

Коэффициенты опасности (K_O) загрязнения металлами водорослей акваторий вокруг города Владивостока представлены на рис. 2 и 3.

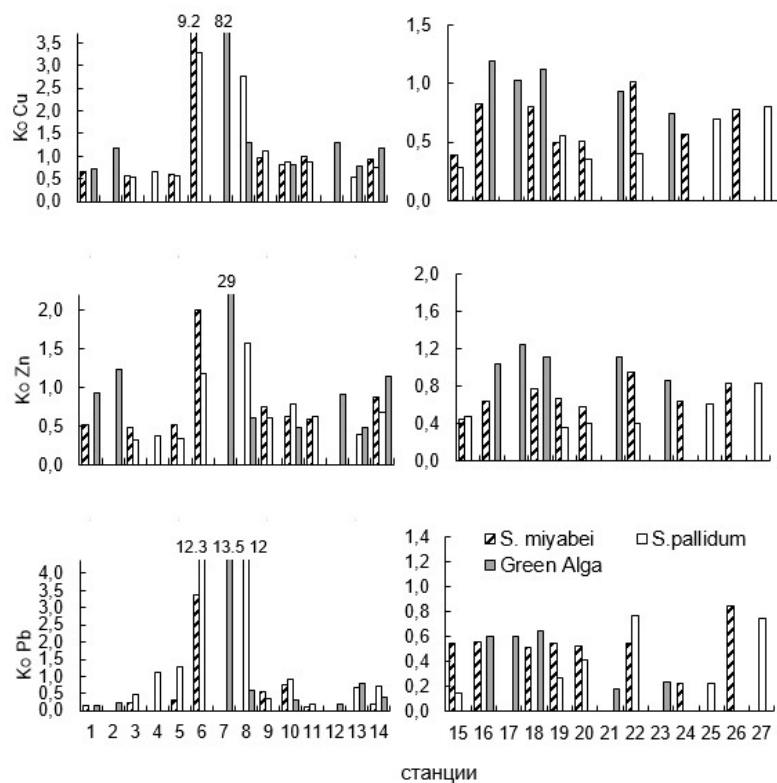


Рис. 2. Кратность превышения пороговых концентраций Cu, Zn и Pb ($K_O = C_i / C_{\text{порог}}$) в водорослях (номера станций — как на рис. 1)

Fig. 2. Hazard coefficient of algae pollution by Cu, Zn, and Pb ($K_H = C_i / C_{\text{threshold}}$) (station numbers are as in Fig. 1)

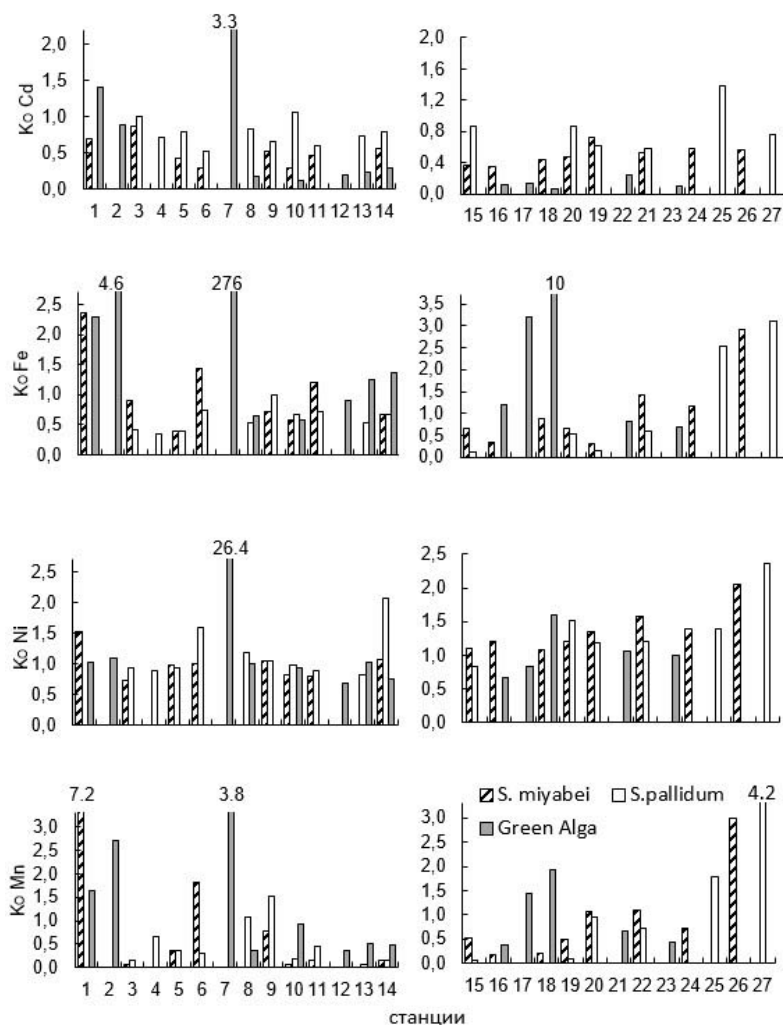


Рис. 3. Кратность превышения пороговых концентраций Cd, Fe, Ni и Mn ($K_O = C_i / C_{\text{порог}}$) в водорослях (номера станций — как на рис. 1)

Fig. 3. Hazard coefficient of algae pollution by Cd, Fe, Ni, and Mn ($K_H = C_i / C_{\text{threshold}}$) (station numbers are as in Fig. 1)

Станции с концентрациями металлов в саргассумах выше пороговых располагались в кутовой части Амурского залива [ст. 26 и 27 (Mn, Fe и Ni)], в прибрежных водах, примыкающих к городу [ст. 22 и 23 (Zn и Ni)], на контакте Амурского залива и бухты Золотой Рог [ст. 20 (Fe, Mn и Zn)], а также в проливе Босфор Восточный [ст. 19 (Mn, Fe и Pb)] (рис. 2). В Уссурийском заливе загрязнение металлами было отмечено в водорослях, росших вблизи рекультивированной в 2011 г. свалки «Горностай» [ст. 6–8 (Cu, Mn, Fe, Zn, Pb, Ni и Cd), ст. 9 (Cu, Zn, Pb и Ni) и ст. 10 (Ni)], а также в кутовой части залива [ст. 1 и 2 (Fe, Mn и Ni)] (рис. 3).

Наивысшие K_0 Fe и Cu выявлены в зелёной водоросли *B. minima* на ст. 7: значения превышали $C_{\text{порог}}$ в 276 и 82 раза соответственно (рис. 2, 3). Концентрации Zn, Ni, Pb, Cd и Mn составляли 29, 26, 13, 3 и 3 K_0 . Содержание никеля превышало $C_{\text{порог}}$ в водорослях на 50 % станций.

Концентрации растворённых металлов в воде с мест сбора водорослей были повышены относительно фона для залива Петра Великого только в районе ст. 7 (Mn, Cu, Zn, Cd, Pb и Ni) и ст. 6 (Zn и Pb). Содержание Cu в воде ст. 7 превышало ПДК_{р/х} (предельно допустимую концентрацию для рыбохозяйственных водоёмов) в 3 раза (табл. 3). Количество взвешенного вещества было максимальным на ст. 1, вблизи впадения реки Артёмовки.

Значения индекса ТЕП-порог, рассчитанные с учётом только тех элементов, концентрации которых равны $C_{\text{порог}}$ или выше него, представлены на рис. 4. ТЕП-порог, определённые с учётом всех семи исследованных элементов, приведены в скобках в следующем абзаце.

Наивысший уровень загрязнения водорослей семью металлами, ТЕП-порог = 16, отмечен на ст. 7 — на полигоне твёрдых бытовых отходов (рис. 4). ТЕП-порог вокруг полигона — на ст. 6 и 8 — снижен до 2,4–2,8 (1,6–1,7 с учётом семи металлов). В вершинных частях Уссурийского и Амурского заливов индекс был равен 1,7–3,0 (1,0–1,2) и 2,6–3,0 (1,2–1,4) соответственно. На всех остальных станциях вокруг полуострова Муравьёва-Амурского ТЕП-порог был в пределах 1 (ниже 1 с учётом концентраций семи металлов).

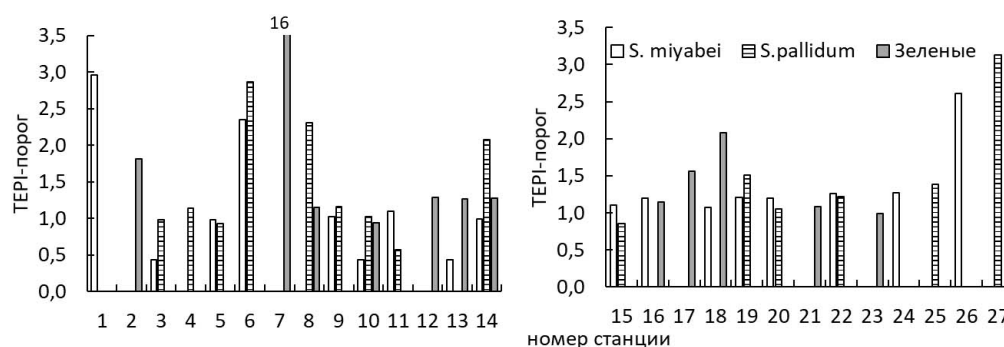


Рис. 4. Индекс загрязнения следовыми элементами (ТЕП-порог) водорослей вокруг полуострова Муравьёва-Амурского (номера станций — как на рис. 1)

Fig. 4. Trace Element Pollution Index (TEPI-threshold) values for algae off the Muravyov-Amursky Peninsula (station numbers are as in Fig. 1)

ОБСУЖДЕНИЕ

Металлы поступают в морскую среду вокруг города Владивостока с речным стоком, атмосферными осадками, муниципальными и промышленными сточными водами, поверхностным смывом с урбанизированных территорий, стоком от полигонов твёрдых бытовых отходов (далее — ТБО), золоотвалов и хвостохранилищ, вследствие коррозии объектов портовой инфраструктуры, днищ судов и затонувших плавсредств, а также из-за дноуглубительных работ и дампинга грунта в море [Kozhenkova et al., 2021; Shul'kin et al., 2017].

Таблица 3. Концентрации растворённых металлов ($\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$), солёность (S, ‰) и мутность (D, $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$) в водной среде Уссурийского и Амурского заливов

Table 3. Concentrations of dissolved forms of metals ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), salinity (S, ‰), and turbidity (D, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) in the water environment of the Ussuri and Amur bays

Станция	№	Дата	S	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Ni	Pb	D
Мыс Черепахи	1	12.07.2017	16,59	1,44	2,12	0,51	1,46	0,009	0,62	0,025	8,68
Мыс Муравьиный	2	12.07.2017	24,93	0,59	5,48	0,55	0,86	0,015	0,64	0,029	4,59
Бухта Десантная, юг	6	13.07.2017	32,09	2,08	3,81	0,47	2,73	0,041	0,91	0,238	2,95
Полигон твёрдых бытовых отходов	7	13.07.2017	31,49	1,24	44,62	16,92	8,62	0,123	1,42	0,159	3,36
Посёлок Рыбачий	8	12.07.2017	32,32	0,77	1,01	1,36	1,50	0,022	0,64	0,031	3,00
Бухта Горностай	9	13.07.2017	30,62	0,38	3,96	0,66	0,95	0,019	0,57	0,015	4,45
Бухта Сухопутная	12	12.07.2017	32,15	0,95	0,89	0,91	0,89	0,020	0,56	0,020	3,14
Бухта Патрокл	14	12.07.2017	32,47	1,53	0,64	0,59	2,27	0,021	0,47	0,008	3,04
Пролив Старка	19	30.07.2017	28,46	2,92	0,84	1,03	0,49	0,009	0,80	0,019	2,06
Мыс Поспелова	16	10.07.2017	30,68	1,52	1,95	0,75	1,04	0,017	0,60	0,017	0,95
Мыс Токаревский	20	13.07.2017	31,10	1,34	0,77	0,42	0,63	0,012	0,64	0,021	1,09
Гавань Приморской Железной Дороги	21	13.07.2017	30,26	0,89	2,23	0,48	0,90	0,014	0,68	0,022	0,82
Между мысами Фирсова и Грозный	24	10.07.2017	29,07	1,81	6,45	0,41	1,05	0,015	0,63	0,021	1,73
ПДК _{р/х}			—	100	50	5	50	1	10	6	—
Фон открытых/закрытых частей залива Петра Великого*			—	—	10	0,3 / 1,2	0,5 / 0,8	0,05 / 0,04	0,2 / 1,1	0,05 / 0,06	—

Примечание: * — [Шулькин, 2004; Shulkin et al., 2013]. Прочерк — данные отсутствуют.

Note: *, [Shulkin, 2004; Shulkin et al., 2013]. A dash denotes no data.

Как показали предыдущие исследования прибрежных акваторий вокруг Владивостока, в морской воде содержатся повышенные концентрации нефтеуглеводородов, фенолов и органического вещества бытовых сточных вод. Нефтяное загрязнение открытой части Амурского и Уссурийского заливов происходит за счёт сброса балластных и льяльных вод с судов в связи с отсутствием береговых нефтеочистных сооружений или с недостаточной их мощностью [Качество морских вод, 2018]. Донные осадки акваторий вокруг Владивостока обогащены нефтеуглеводородами, фенолами, пестицидами, а также кадмием и ртутью [Мощенко и др., 2019].

По степени загрязнения металлами и нефтеуглеводородами донные осадки Амурского и Уссурийского заливов оцениваются как «умеренно загрязнённые» или «грязные» [Мощенко и др., 2019]. Высокая мозаичность распределения поллютантов в донных осадках этих заливов, как и разнообразный гранулометрический состав осадков, обусловлены сложной гидродинамикой района. Самые загрязнённые акватории — бухта Золотой Рог и пролив Босфор Восточный: здесь концентрации металлов и углеводородов в несколько раз выше естественного фона и уровня ERL (effects range-low, то есть уровня концентрации, при котором биологический эффект маловероятен [Long et al., 1995, цит. по: Шулькин, 2004]). Амурский залив характеризуется умеренным уровнем загрязнения. Уссурийский залив — наиболее чистый район среди изучаемых. Исследователи полагают, что в настоящее время химическое загрязнение, наряду с эвтрофикацией, является основным фактором, который обуславливает экологическое состояние бентоса вокруг города Владивостока, но сильное загрязнение осадков локально [Мощенко и др., 2019].

Водоросли являются интегральными индикаторами степени загрязнения прибрежных морских вод металлами [Христофорова, 1989; Aboal et al., 2023; Pan et al., 2018; Rainbow, Phillips, 1993 и др.]. Вокруг Владивостока водоросли произрастают на каменистых, скальных субстратах в литорали и сублиторали и аккумулируют прежде всего биологически доступные и наиболее подвижные растворённые металлы.

Для выявления масштабов нарушений условий среды, её загрязнения металлами, исследователи сравнивают концентрации металлов в макрофитах изучаемых акваторий с таковыми незагрязнённых (фоновых) участков [Obluchinskaya et al., 2013; Scanes, Roach, 1999], выбор которых зачастую субъективен, или с фоновыми концентрациями, рассчитанными как средние значения (арифметические или геометрические) [Савенко, 2006], усечённые средние [Sánchez-Quiles et al., 2017], медианные значения [Лукашев, 2007; Reimann et al., 2005; Sánchez-Quiles et al., 2017] либо 85-й процентиль [Cantillo, 1998]. Санитарно-гигиенические ПДК тяжёлых металлов (Hg, Pb и Cd) и мышьяка, применяемые в России и за рубежом, непригодны для экологических оценок состояния природных систем, так как созданы для определения безопасности пищевых продуктов и сырья, а не для установления благополучия самих гидробионтов.

Как отмечено выше, для оценки экологического состояния морской среды на разных станциях в прибрежной зоне Амурского и Уссурийского заливов в качестве величины сравнения мы использовали пороговые значения фоновых концентраций металлов ($C_{\text{порог}} = \text{медиана} + 2 \text{ MAO}$) [Chernova, 2012; Chernova, Kozhenkova, 2016; Reimann et al., 2005] и рассчитанные на их основе коэффициенты опасности K_O (рис. 2, 3).

Соединения железа и марганца малоопасны для гидробионтов, о чём свидетельствуют высокие ПДК_{р/х} в морской воде (табл. 3). Поверхностный сток является основным источником поступления растворённых железа и марганца с полуострова Муравьёва-Амурского в прибрежные воды заливов [Шулькин, 2012]. В районах с большим количеством взвешенных веществ в морской воде металлы в водорослях аккумулируются не только из раствора, но и из осаждающейся взвеси [Бурдин, Золотухина, 1998; Malinovskaya, Khristoforova, 1997]. Вклад речного стока максимален в кутовых частях Амурского и Уссурийского заливов, примыкающих к полуострову Муравьёва-Амурского с запада и востока соответственно (рис. 1). Здесь отмечены повышенные

концентрации этих элементов в растворённой форме (табл. 3) и во взвешенной форме [Шулькин, 2004], а также в водорослях (ст. 1, 2, 27; см. рис. 2, 3).

Донные осадки являются ещё более опосредованным, чем взвешенное вещество, источником металлов для макрофитов, произрастающих на твёрдых субстратах. В проливе Босфор Восточный, где донные осадки характеризуются высоким уровнем загрязнения металлами [Мощенко и др., 2019], в водорослях также зарегистрированы повышенные концентрации Fe, Mn и Zn (ст. 17 и 18). Это связано, вероятно, с поступлением в пролив недостаточно очищенных сточных вод города Владивостока (коммунально-бытовых и вод с объектов портовой инфраструктуры), а также с судоходством и перемещением больших объёмов грунта при строительстве на побережье.

Амурский залив находится под бóльшим антропогенным прессом, чем Уссурийский залив, но под меньшим, чем пролив Босфор Восточный [Мощенко и др., 2019; Vashchenko et al., 2010]. Как правило, в морской воде этих акваторий концентрации растворённых металлов не превосходили ПДК_{р/х} [Качество морских вод, 2018], тогда как в донных осадках содержание тяжёлых металлов было повышено относительно допустимых концентраций, при которых биологический эффект маловероятен [Качество морских вод, 2018; Лосев, 2020; Петухов и др., 2018; Vashchenko et al., 2010]. Содержание металлов в водорослях, растущих вдоль западной части полуострова Муравьёва-Амурского, в основном не превосходило пороговые концентрации. Содержание Fe, Mn и Ni было повышено в макрофитах из мелководного залива Угловой (ст. 26 и 27), что обусловлено впадением в него нескольких водотоков. Изучение загрязнения донных осадков залива Угловой металлами и нефтепродуктами в разные сезоны показало возможность его самоочищения вследствие катастрофических событий типа тайфунов [Лосев, 2020]. Из-за этого в гидробионтах прибрежных вод Амурского залива не накапливаются металлы в концентрациях, превышающих $C_{\text{порог}}$.

Дренажный сток с территории бывшей свалки Владивостока, примыкающей к морскому побережью и рекультивированной в 2011 г. (ст. 6–9), и с золоотвалов ТЭЦ-2, рекультивация которых осуществлялась до 2018 г. (ст. 10–12), является существенным антропогенным источником загрязнения прибрежных вод восточного побережья полуострова Муравьёва-Амурского в Уссурийском заливе. Высокий уровень загрязнения металлами компонентов морской экосистемы вокруг свалки был отмечен как до её рекультивации [Симоконов, 2009; Шулькин, 2004], так и после. После рекультивации степень загрязнения морской среды уменьшилась [Belcheva et al., 2015; Kozhenkova et al., 2021]. Наши результаты показали, что летом 2017 г. соединения Fe и Cu были основными загрязняющими веществами водорослей с этих станций, в то время как Pb, Mn, Zn, Ni и Cd — сопутствующими (второстепенными) (рис. 2, 3). Сравнение концентраций растворённых металлов в воде (табл. 3) с фоновыми [Shulkin et al., 2013] также выявило высокие концентрации Cu (ст. 7), Zn, Cd, Ni и Pb (ст. 6 и 7). В летний период дренажные воды от района свалки распространяются главным образом на север из-за преобладания ветров южных направлений, поэтому максимальные концентрации металлов в водорослях и воде зарегистрированы не только на ст. 7, но и в 2 км к северу, на ст. 6. Однако при северных и западных ветрах поллютанты могут переноситься на юг и восток, повышая содержание элементов в воде и водорослях на южных станциях (ст. 8) (рис. 2, табл. 3). Концентрации металлов в водорослях резко снижались на северном мысе бухты Десантная (ст. 7), расположенном в 700 м от южного [Kozhenkova et al., 2021]. Этот факт согласуется с данными [Chalkley et al., 2019] о локальном действии источников загрязнения в воде и о быстром уменьшении концентраций металлов в макрофитах практически до фонового уровня уже в 100 м от источника.

Дренажные воды золоотвалов ТЭЦ-2, попадавшие в бухты Промежуточная и Горностай в течение многих лет, являлись ещё одним источником загрязнения прибрежных вод западной части Уссурийского залива [Симоконов, 2009; Шулькин, 2004; Kozhenkova et al., 2021]. Однако в 2017 г.

концентрации металлов в водорослях на ст. 9–11 были сопоставимы с таковыми на ст. 12–16 в пределах Владивостока и практически не превышали $C_{\text{порог}}$ (рис. 2, 3). Содержание растворённых металлов в воде в этом районе (ст. 10) соответствовало фоновым значениям, кроме Zn (табл. 3). Вероятно, одна из причин уменьшения поступления загрязнённых вод в морскую акваторию и снижения аккумуляции металлов растениями — рекультивация золоотвалов.

В рекреационной зоне Уссурийского залива (ст. 3–5) содержание тяжёлых металлов в водорослях не превышало $C_{\text{порог}}$. Концентрации растворённых металлов в воде в момент отбора также соответствовали фоновым значениям для залива Петра Великого Японского моря (табл. 3). Между тем вблизи островов Русский и Попова (ст. 15, 16 и 20) содержание никеля повышено, что связано, вероятно, с высокой интенсивностью судоходства в проливе Босфор Восточный и вокруг Владивостока в целом. Судоходство — причина загрязнения вод залива Петра Великого как нефтеуглеводородами [Качество морских вод, 2018; Мощенко и др., 2019], так и никелем, который является микропримесью в нефтепродуктах [Yakubov et al., 2017].

Высокие концентрации растворённых металлов в морской воде рядом со свалкой (ст. 7) хорошо согласуются с повышенным содержанием элементов в водорослях (табл. 3, рис. 2, 3). Между тем, по данным Приморского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ПУГМС), концентрации растворённых металлов, превышающие $\text{ПДК}_{\text{р/х}}$, в Уссурийском заливе в 2017 г. не были выявлены, хотя значения были повышены относительно фоновых [Качество морских вод, 2018]. Вероятно, причинами разных значений содержания растворённых металлов в нашем исследовании и в изысканиях ПУГМС являются временные различия и расположение станций отбора проб ПУГМС на более глубоководных точках, где уже произошло перемешивание дренажных и морских вод. В. М. Шулькин [2004] в пробах воды вблизи полигона ТБО в 2001 г. тоже обнаружил концентрации растворённых металлов, повышенные относительно фона, но не превосходившие ПДК. Очевидно, выявленное нами в 2017 г. вблизи свалки содержание растворённой меди в воде, превышающее $\text{ПДК}_{\text{р/х}}$, было связано как с местом отбора (в прибрежной зоне на глубине 1 м), так и с периодом работ: перед отбором, после относительно сухого июня, за первую декаду июля выпало более 40 мм осадков. Обильные атмосферные осадки вымыли из «тела» свалки подвижные химические элементы. Загрязнённые дренажные воды перенеслись течением в основном в северном направлении и повлияли на химический состав биоиндикаторов. Как было экспериментально установлено, накопление металлов на 2 порядка величин из загрязнённой среды живыми водорослями происходит в течение 1,5–5 сут [Suresh Kumar et al., 2007], а выводятся металлы существенно дольше и с меньшей скоростью [Wang, Dei, 1999].

Содержание металлов в саргассумах вокруг полуострова Муравьёва-Амурского сравнили с обобщёнными мировыми показателями — с медианой и величиной третьего квартиля (Q3) концентраций элементов в бурых водорослях [Sánchez-Quiles et al., 2017]. Выявлено, что минимальные концентрации железа в саргассумах из Уссурийского и Амурского заливов практически соответствовали общемировой медиане, тогда как максимальные концентрации превышали Q3. Среди данных о содержании Mn в саргассумах исследуемого района были значения ниже общемировой медианы, но большая часть концентраций превышала Q3 (табл. 2). Максимальное значение Mn в водорослях из вершины Уссурийского залива, $(5063 \pm 450) \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$, в 4 раза выше известной концентрации Mn в бурых водорослях, согласно обобщению [Sánchez-Quiles et al., 2017]. Самое высокое содержание Mn в *S. miyabei* зафиксировано нами в бухте Абрек залива Стрелок Японского моря — $5863 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ [Kozhenkova et al., 2021]. Станции, где концентрации Mn в саргассумах превышали Q3, в 2017 г. располагались в вершине Уссурийского залива (ст. 1 и 2), куда впадают четыре малые реки, а также у западного побережья залива (ст. 6 и 7). В других заливах российского побережья Японского моря содержание Mn больше Q3 в саргассумах было характерно для эстуариев, портов и районов дампинга донных грунтов, извлечённых при дноуглубительных

работах в портах [Chernova, Kozhenkova, 2016]. Концентрации Cu, Zn, Pb, Cd и Ni в саргассумах исследуемого района не превышали общемировую Q3 и часто были ниже медианы (табл. 2).

Экстремально высокие концентрации металлов, по сравнению с общемировыми данными, выявлены в зелёной водоросли *B. minima* со ст. 7, вблизи рекультивированного полигона ТБО, у западного побережья Уссурийского залива. Содержание Fe в билидингии, $38\,813\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$, существенно превысило известное максимальное значение для железа в *Enteromorpha compressa* с чилийского побережья, $23\,000\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ [Ratkevicius et al., 2003, цит. по: Sánchez-Quiles et al., 2017]. Концентрация Cu, $(601 \pm 145)\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$, была сопоставима с максимально известной, $750\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ в *E. compressa* с чилийского побережья. Также в этой водоросли обнаружены концентрации никеля, близкие к максимальной, — $(48,6 \pm 27,8)\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ vs. $83,4\text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ в *Halimeda tuna* с ливанского побережья Средиземного моря, Бейрут [Shiber, Shatila, 1979, цит. по: Sánchez-Quiles et al., 2017]. Содержание Zn и Pb в *B. minima* со ст. 7 тоже было существенно выше Q3. Значение для Mn не превышало Q3. Концентрация Cd соответствовала медиане общемировых данных для зелёных водорослей (табл. 2).

Таким образом, концентрации марганца в бурых водорослях вокруг полуострова Муравьёва-Амурского отличались от известных в мировой литературе данных и были экстремально высокими, тогда как максимальное содержание Cu, Zn, Pb, Cd и Ni не превышало общемировую Q3. Концентрации Mn больше Q3 в саргассумах были характерны для эстуариев, портов и районов дампинга донных грунтов. Максимальные значения Fe и Cu в зелёных водорослях с наиболее загрязнённой станции (рядом с полигоном ТБО) превысили известные в литературе; содержание Zn и Pb было выше Q3; концентрация Cd соответствовала медиане общемировых данных для зелёных водорослей.

Известно несколько систем комплексной оценки загрязнения химическими элементами на основе использования биологических индикаторов [Richir, Gobert, 2014; Usero et al., 1996]. Одна из официальных систем (Андалусия, Испания) — индекс загрязнения металлами (metal pollution index, MPI) [AMA, 1992, цит. по: Usero et al., 1996]:

$$\text{MPI} = (C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times \dots \times C_{fn})^{1/n},$$

где $C_{f1}, C_{f2} \dots C_{fn}$ — концентрации 1, 2... n -го элементов;

n — количество исследованных элементов в образце.

J. Richir и S. Gobert [2014] использовали индекс MPI [Usero et al., 1996] при определении загрязнения как металлами, так и неметаллами, назвав его ТЕПИ. Авторы указали на необходимость нормализации концентрации каждого элемента по его среднему значению в выборке:

$$\text{ТЕПИ} = (Cf_1 \times Cf_2 \times \dots \times Cf_n)^{1/n},$$

где $Cf_1, Cf_2 \dots Cf_n$ — нормализованная концентрация по среднему (отношение концентрации индивидуального металла в организме на отдельной станции к его среднему значению в выборке);

n — количество элементов, определённых в образце.

Нормализация полезна в случае, когда приходится иметь дело с концентрациями металлов, разными по величине [Moreda-Piñeiro et al., 2001]. Если концентрации металлов в макрофитах не превышают среднее значение, то $\text{ТЕПИ} \leq 1$. Чем выше ТЕПИ, тем выше уровень загрязнения вод станции. Авторы [Richir, Gobert, 2014] полагают, что использование этого индекса позволяет провести достоверное сравнение глобальных уровней загрязнения акваторий химическими элементами в разные периоды мониторинговых обследований, даже если списки контролируемых элементов и/или видов-биоиндикаторов различаются.

Между тем следует помнить, что любой комплексный индекс усредняет общую величину загрязнения, так как избыток одного химического элемента может быть скомпенсирован тем, что содержание нескольких других не превышает пороговые значения. В частности, чем больше в величине ТЕРІ учтено металлов, концентрации которых не превосходят средние значения, тем ниже (и ближе к 1) получаемая расчётная степень загрязнения. Наличие всего одного вещества, концентрация которого существенно превышает нормативный показатель, может привести к неблагоприятной ситуации сообщества [Рисник и др., 2012] и к его перестройке.

При расчёте ТЕРІ в прибрежных водах полуострова Муравьёва-Амурского для нормализации концентраций нами были использованы пороговые значения фоновых концентраций металлов ($C_{\text{порог}} = \text{медиана} + 2 \text{ МАО}$) вместо их среднего значения в выборке (рис. 4).

Чтобы избежать компенсации избытка одних элементов, концентрации которых превосходили $C_{\text{порог}}$, другими элементами, значения которых не превышают пороговые, и получить реальный показатель загрязнения металлами макрофитов, мы рассчитали ТЕРІ-порог только с учётом элементов, значения которых выше $C_{\text{порог}}$ (рис. 4). Если содержание ни одного из металлов не превосходило пороговых концентраций, для расчёта ТЕРІ выбирали один элемент с концентрацией, максимально приближенной к пороговой.

В целом оценка степени загрязнения различных участков прибрежной зоны вокруг полуострова Муравьёва-Амурского с помощью интегрального коэффициента ТЕРІ-порог подтвердила слабое загрязнение тяжёлыми металлами (рис. 4). На половине станций отбора проб величина ТЕРІ-порог была меньше либо равна 1. На остальных участках значения индекса варьировали от 1,1 до 3,2, что было обусловлено поступлением металлов в прибрежную среду преимущественно в составе речных вод, впадающих в кутовые части Амурского и Уссурийского заливов. Максимальное загрязнение металлами вокруг полуострова Муравьёва-Амурского локализовано вблизи городской свалки, рекультивированной в 2011 г. (ТЕРІ-порог = 16).

Выводы. Согласно величинам коэффициента опасности загрязнения акватории отдельными элементами (K_O) и интегрального показателя загрязнения металлами водорослей (ТЕРІ-порог), в июле 2017 г. прибрежные воды вокруг города Владивостока были слабо загрязнены следовыми металлами. Локальная зона высокой степени загрязнения, сформированная за счёт поверхностного смыва поллютантов с территории полигона твёрдых бытовых отходов (ТБО) Владивостока (ТЕРІ-порог = 16), находится у восточного побережья полуострова Муравьёва-Амурского. Здесь из числа исследованных элементов Fe и Cu были основными загрязнителями макрофитов ($K_O > 80$), а Pb, Mn, Zn и Ni — сопутствующими. Содержание растворённых форм металлов в морской воде с этой станции превышало фоновые уровни, концентрация меди достигала 3 ПДК для рыбохозяйственных водоёмов. Содержание растворённых металлов в воде на других станциях в момент отбора в основном соответствовало фоновым значениям для залива Петра Великого Японского моря, кроме Zn.

Индекс ТЕРІ-порог на станциях, граничащих с полигоном ТБО к северу и югу, составил 2,4–2,8 из-за загрязнения Pb и Cu (2,7–12 K_O), а также Zn, Fe, Mn и Ni. Водоросли из вершин Уссурийского и Амурского залива обогащены Fe и Mn в связи с выносом металлов водами рек; ТЕРІ-порог — 1,7–3,0. В проливе Босфор Восточный отмечено повышенное содержание в макрофитах Fe (3–10 K_O), а также Mn, Cu, Zn и Ni (1–1,5 K_O), что обусловлено портовой деятельностью, судоходством и строительством; ТЕРІ-порог — 1,0–2,1.

При расчёте комплексного индекса загрязнения элементами (ТЕРІ-порог) учёт нормализации по $C_{\text{порог}}$ и включение только тех элементов, содержание которых равно пороговым величинам фоновых концентраций или превышает их, позволяют наиболее объективно оценить степень загрязнения акватории и избежать компенсации избытка одних элементов другими, значения которых не превосходят фоновые уровни.

В бурых водорослях (саргассумах) вокруг полуострова Муравьёва-Амурского найдены экстремально высокие концентрации Mn. В зелёных водорослях зарегистрированы значения Fe и Cu, превосходящие известные в литературе природные концентрации.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (№ АААА-А16-116111610032-5).

Благодарность. Авторы выражают благодарность сотрудникам Тихоокеанского института географии ДВО РАН А. М. Плотниковой, Г. А. Власовой и Н. Н. Богдановой за помощь в подготовке и проведении аналитических работ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Бурдин К. С., Золотухина Е. Ю. *Тяжёлые металлы в водных растениях (аккумуляция и токсичность)*. Москва : Диалог МГУ, 1998. 202 с. [Burdin K. S., Zolotukhina E. Yu. *Tyazhelye metally v vodnykh rasteniyakh (akkumulyatsiya i toksichnost')*. Moscow : Dialog MGU, 1998, 202 p. (in Russ.)]
2. *Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2017* / ред. А. Н. Коршенко. Москва : Наука, 2018. 220 с. [*Marine Water Pollution. Annual Report 2017* / A. Korshenko (Ed.). Moscow : Nauka, 2018, 220 p. (in Russ.)]
3. Коженкова С. И., Чернова Е. Н. Фоновые концентрации металлов в зелёной водоросли *Ulva lactuca* из северо-западной части Японского моря // *Геосистемы в Северо-Восточной Азии: территориальная организация и динамика* : материалы всероссийской научно-практической конференции, Владивосток, 20–21 апреля 2017 г. Владивосток : ТИГ ДВО РАН, 2017. С. 522–526. [Kozhenkova S. I., Chernova E. N. Background concentrations of metals in green alga *Ulva lactuca* of the north-western Sea of Japan. In: *Geosistemy v Severo-Vostochnoi Azii: territorial'naya organizatsiya i dinamika* : materialy vserossiiskoi nauchno-prakticheskoi konferentsii, Vladivostok, 20–21 aprelya 2017 g. Vladivostok : TIG DVO RAN, 2017, pp. 522–526. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zmrltf>
4. Лосев О. В. Содержание тяжёлых металлов и нефтепродуктов в донных отложениях залива Угловой (залив Петра Великого, Японское море) // *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2020. № 5 (213). С. 104–115. [Losev O. V. Heavy metals and petroleum hydrocarbons contents in bottom sediments of Uglovoy Bay (Peter the Great Bay, Sea of Japan). *Vestnik Dal'nevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk*, 2020, no. 5 (213), pp. 104–115. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/umooak>
5. Лукашев Д. В. Метод расчёта фоновых концентраций тяжёлых металлов в мягких тканях двустворчатых моллюсков для оценки загрязнения р. Днепр // *Биология внутренних вод*. 2007. № 4. С. 97–106. [Lukashev D. V. The method of calculation of background concentrations of trace metals in freshwater mussel tissue for assessment of pollution in River Dnieper. *Biologiya vnutrennikh vod*, 2007, no. 4, pp. 97–106. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ibkepb>
6. Мощенко А. В., Белан Т. А., Борисов Б. М., Лишавская Т. С., Севастьянов А. В. Современное загрязнение донных отложений и экологическое состояние макрозообентоса в прибрежной зоне Владивостока (залив Петра Великого Японского моря) // *Известия ТИНРО*. 2019. Т. 196. С. 155–181. [Moshchenko A. V., Belan T. A., Borisov B. M., Lishavskaya T. S., Sevastianov A. V. Modern contamination of bottom sediments and ecological state of macrozoobenthos in the coastal zone at Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2019, vol. 196, pp. 155–181. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2019-196-155-181>
7. Петухов В. И., Петрова Е. А., Лосев О. В. Тяжёлые металлы и нефтепродукты в водах залива Угловой (Амурский залив, Японское море) в тёплый и холодный периоды года // *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2018. № 1. С. 85–93. [Petukhov V. I., Petrova E. A., Losev O. V. Heavy metals and petroleum hydrocarbons in the waters of the Uglovoy Bay (the Amur Bay, the Sea of Japan) in the warm and cold seasons. *Vestnik Dal'nevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk*, 2018, no. 1, pp. 85–93.

- (in Russ.)). <https://elibrary.ru/yotixj>
8. Рисник Д. В., Беляев С. Д., Булгаков Н. Г., Левич А. П., Максимов В. Н., Мамихин С. В., Милько Е. С., Фурсова П. В., Ростовцева Е. Л. Подходы к нормированию качества окружающей среды. Законодательные и научные основы существующих систем экологического нормирования // *Успехи современной биологии*. 2012. Т. 132, № 6. С. 531–550. [Risnik D. V., Belyaev S. D., Bulgakov N. G., Levich A. P., Maksimov V. N., Mamikhin S. V., Milko E. S., Fursova P. V., Rostovtseva E. L. Approaches to standardization of environment quality. Legislative and scientific foundations of current ecological normalization systems. *Uspekhi sovremennoi biologii*, 2012, vol. 132, no. 6, pp. 531–550. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/phgcmh>
 9. Савенко В. С. *Химический состав взвешенных наносов рек мира*. Москва : ГЕОС, 2006. 174 с. [Savenko V. S. *Chemical Composition of World River's Suspended Matter*. Moscow : GEOS, 2006, 174 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qkgfwz>
 10. Симоконь М. В. Загрязнение донных отложений Уссурийского залива металлами и металлоидами // *Уссурийский залив: современное экологическое состояние, ресурсы и перспективы природопользования* : материалы международной научно-практической конференции, Владивосток, 29 ноября 2008 г. Владивосток : Изд-во Дальневосточного государственного университета, 2009. С. 35–38. [Simokon M. V. Zagryaznenie donnykh otlozhenii Ussuriiskogo zaliva metallami i metalloidami. In: *Ussuri Bay and Adjacent Water Areas Current Ecology, Resources and Prospects of Nature Management* : materialy mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii, Vladivostok, 29 noyabrya 2008 g. Vladivostok : Izd-vo Dal'nevostochnogo gosudarstvennogo universiteta, 2009, pp. 35–38. (in Russ.)]
 11. Христофорова Н. К. *Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжёлыми металлами*. Ленинград : Наука, 1989. 192 с. [Khristoforova N. K. *Bioindikatsiya i monitoring zagryazneniya morskikh vod tyazhelymi metallami*. Leningrad : Nauka, 1989, 192 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/zsyzlv>
 12. Шулькин В. М. *Металлы в экосистемах морских мелководий*. Владивосток : Дальнаука, 2004. 279 с. [Shulkin V. M. *Metally v ekosistemakh morskikh melkovodii*. Vladivostok : Dal'nauka, 2004, 279 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qkmzkl>
 13. Шулькин В. М. Сравнительная оценка аэраль-ного и флювиального поступления вещества в морские экосистемы (на примере Японского моря) // *География и природные ресурсы*. 2012. № 2. С. 135–140. [Shul'kin V. M. Comparative assessment of the aerial and fluvial inputs of matter into marine ecosystems. *Geografiya i prirodnnye resursy*, 2012, no. 2, pp. 135–140. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ozpnyx>
 14. Aboal J. R., Pacín C., García-Seoane R., Varela Z., González A. G., Fernández J. A. Global decrease in heavy metal concentrations in brown algae in the last 90 years. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, vol. 445, art. no. 130511 (14 p.). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130511>
 15. Belcheva N., Istomina A., Dovzhenko N., Lishavskaya T., Chelomin V. Using heavy metal content and lipid peroxidation indicators in the tissues of the mussel *Crenomytilus grayanus* for pollution assessment after marine environmental remediation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, vol. 95, iss. 4, pp. 481–487. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1624-3>
 16. Bryan G. W., Hummerstone L. G. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1973, vol. 53, iss. 3, pp. 705–720. <https://doi.org/10.1017/S0025315400058902>
 17. Cantillo A. Y. Comparison of results of Mussel Watch programs of the United States and France with worldwide Mussel Watch studies. *Marine Pollution Bulletin*, 1998, vol. 36, iss. 9, pp. 712–717. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00049-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00049-6)
 18. Chalkley R., Child F., Al-Thaqafi K., Dean A. P., White K. N., Pittman J. K. Macroalgae as spatial and temporal bioindicators of coastal metal pollution following remediation and diversion of acid mine drainage. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, vol. 182, art. no. 109458 (10 p.). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109458>
 19. Chernova E. N. Determination of the background ranges of trace metals in the brown alga *Sargassum pallidum* from the Northwestern Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 2012, vol. 40, iss. 3, pp. 267–274. <https://doi.org/10.1134/S1063074012030030>

20. Chernova E. N., Kozhenkova S. I. Determination of threshold concentrations of metals in indicator algae of coastal waters in the northwest Sea of Japan. *Oceanology*, 2016, vol. 56, iss. 3, pp. 363–371. <https://doi.org/10.1134/S0001437016030024>
21. Chernova E. N., Shulkin V. M. Concentrations of metals in the environment and in algae: The bioaccumulation factor. *Russian Journal of Marine Biology*, 2019, vol. 45, iss. 3, pp. 191–201. <https://doi.org/10.1134/S1063074019030027>
22. Kozhenkova S. I., Chernova E. N., Shulkin V. M. Microelement composition of the green alga *Ulva fenestrata* from Peter the Great Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 2006, vol. 32, iss. 5, pp. 289–296. <https://doi.org/10.1134/S106307400605004X>
23. Kozhenkova S. I., Khristoforova N. K., Chernova E. N., Kobzar A. D. Long-term biomonitoring of heavy metal pollution of Ussuri Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 2021, vol. 47, iss. 4, pp. 256–264. <https://doi.org/10.1134/S106307402104009X>
24. Malea P., Kevrekidis T. Trace element patterns in marine macroalgae. *Science of the Total Environment*, 2014, vol. 494–495, pp. 144–157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.134>
25. Malinovskaya T. M., Khristoforova N. K. Characterization of coastal waters of the South Kuril Islands by the trace element content of indicator organisms. *Russian Journal of Marine Biology*, 1997, vol. 23, iss. 4, pp. 212–218. <https://elibrary.ru/ldzuqj>
26. Moreda-Piñeiro A., Marcos A., Fisher A., Hill S. J. Evaluation of the effect of data pre-treatment procedures on classical pattern recognition and principal components analysis: A case study for the geographical classification of tea. *Journal of Environmental Monitoring*, 2001, vol. 3, iss. 4, pp. 352–360. <https://doi.org/10.1039/b103658k>
27. Obluchinskaya E. D., Aleshina E. G., Matishov D. G. Comparative assessment of the metal load in the bays and inlets of Murmansk coast by the Metal Pollution Index. *Doklady Earth Sciences*, 2013, vol. 448, iss. 2, pp. 236–239. <https://doi.org/10.1134/S1028334X13020153>
28. Pan Y., Wernberg T., de Bettignies T., Holmer M., Li K., Wu J., Lin F., Yu Y., Xu J., Zhou C., Huang Z., Xiao X. Screening of seaweeds in the East China Sea as potential bio-monitors of heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, vol. 25, iss. 17, pp. 16640–16651. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1612-3>
29. Rainbow P. S. Mining-contaminated estuaries of Cornwall – field research laboratories for trace metal ecotoxicology. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2020, vol. 100, iss. 2, pp. 195–210. <https://doi.org/10.1017/S002531541900122X>
30. Rainbow P. S., Phillips D. J. H. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 1993, vol. 26, iss. 11, pp. 593–601. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(93\)90497-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(93)90497-8)
31. Reimann C., Filzmoser P., Garrett R. G. Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. *Science of the Total Environment*, 2005, vol. 346, iss. 1–3, pp. 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
32. Richir J., Gobert S. A reassessment of the use of *Posidonia oceanica* and *Mytilus galloprovincialis* to biomonitor the coastal pollution of trace elements: New tools and tips. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 89, iss. 1–2, pp. 390–406. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.030>
33. Sánchez-Quiles D., Marbà N., Tovar-Sánchez A. Trace metal accumulation in marine macrophytes: Hotspots of coastal contamination worldwide. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 576, pp. 520–527. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.144>
34. Scanes P. R., Roach A. C. Determining natural ‘background’ concentrations of trace metals in oysters from New South Wales, Australia. *Environmental Pollution*, 1999, vol. 105, iss. 3, pp. 437–446. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00030-5)
35. Shul’kin V. M., Chernova E. N., Khristoforova N. K., Kozhenkova S. I. Effect of mining activities on the chemistry of aquatic ecosystem components. *Water Resources*, 2015, vol. 42, iss. 7, pp. 843–853. <https://doi.org/10.1134/S009780781507012X>
36. Shul’kin V. M., Kachur A. N., Kozhenkova S. I. Environmental objectives and indicators of the state of marine and coastal zones in the Northwest Pacific region. *Geography and Natural Resources*, 2017, vol. 38, iss. 1, pp. 52–59. <https://doi.org/10.1134/S1875372817010073>

37. Shulkin V. M., Orlova T. Yu., Shevchenko O. G., Stonik I. V. The effect of river runoff and phytoplankton production on the seasonal variation of the chemical composition of coastal waters of the Amursky Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*, 2013, vol. 39, iss. 3, pp. 197–207. <https://doi.org/10.1134/S1063074013030115>
38. Suresh Kumar K., Ganesan K., Subba Rao P. V. Phycoremediation of heavy metals by the three-color forms of *Kappaphycus alvarezii*. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, vol. 143, iss. 1–2, pp. 590–592. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.061>
39. Usero J., González-Regalado E., Gracia I. Trace metals in the bivalve mollusc *Chamelea gallina* from the Atlantic coast of southern Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 1996, vol. 32, iss. 3, pp. 305–310. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00209-6](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00209-6)
40. Vashchenko M. A., Zhadan P. M., Almyashova T. N., Kovalyova A. L., Slinko E. N. Assessment of the contamination level of bottom sediments of Amursky Bay (Sea of Japan) and their potential toxicity. *Russian Journal of Marine Biology*, 2010, vol. 36, iss. 5, pp. 359–366. <https://doi.org/10.1134/S1063074010050056>
41. Wang W.-X., Dei R. C. H. Kinetic measurements of metal accumulation in two marine macroalgae. *Marine Biology*, 1999, vol. 135, iss. 1, pp. 11–23. <https://doi.org/10.1007/s002270050596>
42. Yakubov M. R., Sinyashin K. O., Abilova G. R., Tazeeva E. G., Milordov D. V., Yakubova S. G., Borisov D. N., Gryaznov P. I., Mironov N. A., Borisova Yu. Yu. Differentiation of heavy oils according to the vanadium and nickel content in asphaltenes and resins. *Petroleum Chemistry*, 2017, vol. 57, iss. 10, pp. 849–854. <https://doi.org/10.1134/S096554411710019X>

ASSESSMENT OF HEAVY METAL POLLUTION OF COASTAL WATERS OFF THE MURAVYOV-AMURSKY PENINSULA USING ALGAE AS BIOINDICATORS

E. Chernova^{1,2} and S. Kozhenkova¹

¹Pacific Geographical Institute FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

²Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russian Federation

E-mail: elena@tigdvo.ru

Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd, and Ni concentrations were measured in brown algae [*Sargassum miyabei* Yendo and *S. pallidum* (Turner) C. Agardh] and green algae [*Blidingia minima* (Nägeli ex Kützling) Kylin, *Ulva lactuca* Linnaeus, and *U. linza* Linnaeus] sampled in July 2017 in coastal waters off the city of Vladivostok, Muravyov-Amursky Peninsula, Sea of Japan. Heavy metal concentrations in algae were determined by atomic absorption spectroscopy after thalli mineralization with nitric acid. Dissolved trace elements in seawater were measured by ultrafiltration of water samples and CHCl₃-DDTK-Na method. The degree of pollution in various areas of the coastal zone was assessed applying the hazard coefficient for algae (K_H). It was calculated as the ratio of metal concentration in an alga to the upper threshold level of background concentrations of the element. Also, integral Trace Element Pollution Index (TEPI-threshold) was applied using $K_H \geq 1$. Coastal waters off Vladivostok were slightly polluted by heavy metals. At stations located north and south from a solid waste landfill, TEPI-threshold was 2.4–2.8 due to pollution by Pb and Cu (2.7–12 $C_{\text{threshold}}$), as well as Zn, Fe, Mn, and Ni. Algae from upper areas of the Amur and Ussuri bays were Fe- and Mn-enriched because of river discharge; TEPI-threshold was 1.7–3.0. Macrophytes of the Eastern Bosphorus Strait were polluted by Fe (3–10 $C_{\text{threshold}}$), as well as Mn, Cu, Zn, and Ni (1–1.5 $C_{\text{threshold}}$), which results from port activities, shipping, and construction of bridges; TEPI-threshold was 1.0–2.1. Off the eastern coast of the Muravyov-Amursky Peninsula, there was a local zone of high-degree pollution formed due to rainwater drainage from the reclaimed solid waste landfill in Vladivostok; TEPI-threshold was 16. Out of heavy metals studied, Fe and Cu were main pollutants at this station ($K_H > 80$ in algae), while Pb, Mn, Zn, and Ni were co-pollutants. In seawater at this station, concentrations of dissolved elements exceeded the background levels, and pollution by Cu was equal to 3MPL for fishery reservoirs.

Keywords: heavy metals, brown algae, green algae, Amur Bay, Ussuri Bay, Peter the Great Bay, Muravyov-Amursky Peninsula, Sea of Japan

ХРОНИКА И ИНФОРМАЦИЯ

АКАДЕМИКУ РАН ВИКТОРУ НИКОЛАЕВИЧУ ЕГОРОВУ 85 ЛЕТ



21 мая 2025 г. исполняется 85 лет учёному с мировым именем Виктору Николаевичу Егорову — академику Российской академии наук, доктору биологических наук, профессору, главному научному сотруднику отдела радиационной и химической биологии Федерального исследовательского центра «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», научному руководителю ФИЦ ИнБЮМ.

Карьера. В. Н. Егоров родился в Севастополе в 1940 г. Севастополец в четвёртом поколении. Окончил Севастопольский судостроительный техникум (1955–1959 гг.); Севастопольский приборостроительный институт (1962–1967 гг.), инженер-электрик (математические счётно-решающие приборы и устройства, диплом с отличием); Севастопольское высшее военно-морское инженерное училище (1967–1968 гг.), старший инженер лаборатории электронных тренажёров.

Виктор Николаевич работает в ИнБЮМ с 1968 г. В 1968–1970 гг. он занимал должность старшего инженера отдела радиобиологии; в 1970–1980 гг. — младшего научного сотрудника; в 1980–1983 гг. — старшего научного сотрудника; в 1983–1990 гг. — заведующего лабораторией; в 1989–1994 гг. — заместителя директора по научной работе; в 1991–2010 гг. — заведующего отделом радиационной и химической биологии. С 2010 г. В. Н. Егоров занимает должность главного научного сотрудника, с 2018 г. является научным руководителем ФИЦ ИнБЮМ.

Научная карьера и награды:

- 1975 г. — кандидат физико-математических наук по специальности «физика моря»;
- 1984 г. — медаль «Ветеран труда»;
- 1988 г. — доктор биологических наук по специальности «радиобиология»;
- 1995 г. — член-корреспондент Крымской академии наук;
- 2000 г. — старший научный сотрудник по специальности «гидробиология»;
- 2005 г. — профессор по специальности «гидробиология»;
- 2006 г. — нагрудный знак Национальной академии наук Украины «За подготовку кадров»;
- 2006 г. — член-корреспондент НАН Украины по специальности «биофизика моря»;
- 2007 г. — Государственная премия Украины в области науки и техники;
- 2008 г. — почётное звание «Заслуженный деятель науки и техники Автономной Республики Крым»;
- 2010 г. — нагрудный знак НАН Украины «За профессиональные достижения»;
- 2011 г. — орден Украины «За заслуги» III степени;

- 2012–2022 гг. — академик НАН Украины по специальности «экосистемология» (в июне 2022 г. исключён из числа академиков НАН Украины по собственному желанию);
- 2016 г. — академик Отделения сельскохозяйственных наук РАН;
- 2022 г. — заслуженный деятель новых технологий Российской Федерации;
- 2023 г. — медаль ордена «За заслуги перед Отечеством» II степени;
- 2023 г. — член бюро Координационного совета Южной ассоциации научных организаций под научно-методическим руководством РАН;
- 2024 г. — юбилейная медаль «300 лет Российской академии наук».

Морская практика. Виктор Николаевич — яхтенный рулевой, моторист, радиооператор 1-го класса, шкипер маломерных судов. Участник кругосветного плавания и исследований в 27 морях Атлантического, Индийского и Тихого океанов. Член научных экспедиций более чем 45 рейсов на океанографических судах. Руководитель более чем 20 научных экспедиций. Из них 15 были международными; их участниками стали учёные из 16 стран (Бельгия, Болгария, Великобритания, Германия, Голландия, Греция, Грузия, Испания, Италия, Португалия, Россия, Румыния, США, Турция, Франция и Швеция).



Основные научные достижения. В. Н. Егоров — специалист в области изучения взаимодействия живого и косного вещества с радиоактивными и химическими компонентами морской среды. Им обоснована полуэмпирическая теория минерального и радиоизотопного обмена морских организмов и косного вещества в морской среде в масштабе времени протекания метаболических, сорбционных процессов и трофических взаимодействий, параметрически совместимая с современными методами описания баланса вещества и энергии в морских экосистемах. Изучен радиоэкологический отклик Чёрного моря на аварию на Чернобыльской АЭС 1986 г. Установлено, что радиоэкологический сигнал от аварии на ЧАЭС может быть прослежен в Чёрном море на полувековом масштабе времени. Разработаны радиотрассерные методы использования постчернобыльских радионуклидов для оценки интенсивности биогеохимических процессов. Сделано географическое открытие. Зарегистрирован ранее неизвестный биогеохимический фактор — струйные метановые газовыделения со дна в диапазоне глубин 10–2100 м. Изучена его средообразующая, ресурсная и экологическая роль. В сероводородной зоне Чёрного моря обнаружены коралловидные карбонатные бактериальные постройки с линейными размерами до 4 м, свидетельствующие о существовании феномена жизни в анаэробных условиях. Определено, что возраст бактериальных построек на разных глубинах соответствует тенденциям сероводородного заражения вод в последний период его геологической эволюции. Создана теория радиационного и химического гомеостаза морских экосистем. Предложен термин «экологическая ёмкость» для оценки способности морской среды к самоочищению. Количественно реализована концепция академика В. И. Вернадского о единстве процессов воспроизводства живого вещества и условий его обитания. Обоснованы биогеохимические критерии нормирования предельно допустимых потоков загрязнения морской среды. Разработаны методы реализации концепции устойчивого развития морских критических и рекреационных зон с учётом экоцентрического подхода к защите биосферы и баланса антропогенного потребления и природного воспроизводства ресурсов качества вод.



Научно-организационная деятельность. В рамках многочисленных научных экспедиций и командировок Виктор Николаевич посетил 53 страны Азии, Африки, Европы, Северной и Южной Америки, а также Австралию и Океанию. Руководил исследованиями института по следующим международным проектам: МАГАТЕ (1992–1994 и 1997–2002 гг.); «Фольксваген» (Германия, 1993–1995 гг.); EROS 2000 и EROS 21 (Европейский союз, 1994–1998 гг.); BIG-BLACK (ЕС, 1998–2000 гг.); INCO-COPERNICUS (ЕС, 2001–2002 гг.); «Газовые

гидраты в Чёрном море» (ЕС, 2001–2002 гг.); «Локализация метановых сипов в Чёрном море» (НАТО, 2001–2003 гг.); METROL (ЕС, 2002–2004 гг.); CRIMEA (ЕС, 2003–2005 гг.); «Мидиевый дозор» (ЕС, 2004–2007 гг.). Был соруководителем проектов «Vanco Прикерченская» (США, 2007–2008 гг.) и SESAME (ЕС, 2007–2009 гг.).

Научно-просветительская работа. В. Н. Егоров подготовил восемь кандидатов и одного доктора наук. Выступил с докладами на научных форумах 13 стран (Австрия, Бельгия, Болгария, Венгрия, Германия, Греция, Италия, Люксембург, Монако, США, Турция, Франция и Чехия). Является членом редакционных коллегий журналов «Биоразнообразие и устойчивое развитие» [ФИЦ ИнБЮМ, Севастополь], «Системы контроля окружающей среды» [ИПТС, Севастополь], «Технологии гражданской безопасности» [ФГБУ ВНИИ ГОЧС (ФЦ), Москва], «Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря» [ФИЦ МГИ, Севастополь] и «Экосистемы» [КФУ, Симферополь]. Главный редактор «Морского биологического журнала». Член Международного союза радиоэкологии. Член квалификационных советов по присуждению кандидатских и докторских степеней по специальностям «гидробиология» (биологические науки) и «океанология» (географические науки). Автор 400 научных работ (более 100 из них опубликованы за рубежом). Среди его трудов — 15 монографий, 2 из которых выпущены международными издательствами (Wiley и Springer).

В связи со славным юбилеем академика РАН Виктора Николаевича Егорова искренне желаем ему неизменно крепкого здоровья и дальнейших научно-исследовательских и научно-организационных свершений! Уверены, что своей активной деятельностью Виктор Николаевич будет способствовать новым достижениям на благо экономического и культурного развития Севастополя, Крыма и России. Он достойно продолжает семейную традицию оставлять заметный след в истории любимого города и Отечества, прославляя его открытиями, которые нужны науке и людям.

*С глубоким уважением,
коллектив ОРХБ ФИЦ ИнБЮМ*

ON THE 85TH ANNIVERSARY OF VICTOR EGOROV, ACADEMICIAN OF RAS

On 21 May, 2025, Victor Egorov, the Editor-in-Chief of Marine Biological Journal, celebrates his 85th birthday. He is an outstanding scientist studying the interaction of living and inert matter with radioactive and chemical components of the marine environment. Professor Victor Egorov published 400 works, participated in more than 40 research cruises, and supervised eight PhDs and one D. Sc.

ПАМЯТИ НЕЛЛИ ГРИГОРЬЕВНЫ СЕРГЕЕВОЙ (20.11.1940 – 02.02.2025)



02 февраля 2025 г. ушла из жизни наша коллега — главный научный сотрудник ФИЦ ИнБЮМ д. б. н. Нелли Григорьевна Сергеева.

Нелли Григорьевна родилась в городе Ашхабаде (Туркменская ССР). Окончила школу в городе Алма-Ате (Казахская ССР), затем обучалась на биолого-почвенном факультете Казахского государственного университета имени С. М. Кирова (ныне — Казахский национальный университет имени аль-Фараби). На последних курсах проходила практику в отделе бентоса Института биологии южных морей АН СССР под руководством М. И. Киселёвой и И. И. Грезе. Она получила диплом по специальности «биолог, гидробиолог-ихтиолог» и была распределена на работу в Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (город Балхаш).

С 1968 по 1972 г. Н. Г. Сергеева обучалась в аспирантуре ИнБЮМ по специальности «гидробиология» под руководством директора института члена-корреспондента АН УССР В. А. Водяницкого. После успешного окончания аспирантуры она была принята на работу в отдел бентоса ИнБЮМ и в 1974 г. защитила кандидатскую диссертацию «Фауна и некоторые вопросы экологии свободноживущих нематод Чёрного моря». Дальнейший научный поиск ответов на вопросы о разнообразии и свойствах жизни в Чёрном море привёл Нелли Григорьевну к получению огромного массива новых данных и к защите в 2000 г. при консультативной помощи члена-корреспондента НАН Украины В. Е. Заики докторской диссертации «Зональное распределение мейобентоса и его важнейшего компонента — свободноживущих нематод в Чёрном море». Обобщив всю информацию о нематодах, она описала 29 видов и 4 новых для науки рода, впервые для Чёрного моря указала 30 видов и 30 родов.

Н. Г. Сергеева была бесконечно влюблена в науку и постоянно расширяла сферу своих интересов. Она исследовала таксономию и экологию различных групп морской мейофауны, их значение для биоиндикации, структуру мейобентоса и его роль в донных экосистемах. Она выполнила инвентаризацию состава мейобентоса Чёрного моря (более 500 видов). Кроме того, она детально изучила специфические черноморские бентосные сообщества, формирующиеся в экстремальных условиях — при гипоксии, аноксии, сероводородном и антропогенном загрязнении, а также в биотопах струйных метановых газовыделений.

Внимательная и скрупулёзная, она обнаружила на глубинах бескислородной зоны Чёрного моря, ранее считавшихся безжизненными (кроме бактериальной флоры) в связи с сероводородным заражением, неизвестные науке живые одноклеточные (инфузории, мягкораковинные

фораминиферы и гromииды) и многоклеточные организмы (коловратки, нематоды, олигохеты, полихеты и тардиграды), а также неизвестный для Чёрного моря вид и род гастротрих. Этим ею фактически было создано новое научное направление — изучение бентоса глубоководных периазальных зон Чёрного моря.



Нелли Григорьевна стала пионером масштабных исследований мягкораковинных фораминифер Чёрного и Азовского морей. Ей удалось выявить значительное разнообразие (широкое пространственное и батиметрическое распространение) фораминифер и близкой к ним группы *Gromiida*, а также оценить их роль в донных сообществах.

Н. Г. Сергеева приняла участие в 17 морских экспедициях, в том числе международных. В качестве гидронавта-исследователя она погружалась на подводном аппарате «Бентос-300» у берегов Кавказа и Крыма. Была координатором, руководителем и ответственным исполнителем ряда национальных и международных проектов, а также грантов РФФИ. Опубликовала более 200 научных работ; в частности, она соавтор двух монографий и автор разделов в девяти коллективных отечественных и зарубежных монографиях. Своим огромным опытом она всегда щедро делилась с коллегами и учениками.

Интенсивную научную работу Нелли Григорьевна успешно сочетала с организационной: она была секретарём и членом специализированного совета по защитах кандидатских и докторских диссертаций, возглавляла отдел экосистем шельфа ИнБЮМ в 2000–2013 гг., участвовала в деятельности экзаменационных комиссий, руководила работой аспирантов и соискателей, была советником директора в 2017–2018 гг. За многолетний плодотворный труд и за значительный вклад в развитие отечественной науки в области морской гидробиологии Н. Г. Сергеева в 2019 г. была представлена на районной Доске почёта, а в 2020 г. — награждена почётной грамотой Российской академии наук.

Всю жизнь Нелли Григорьевна посвятила любимому делу — науке. Имея колоссальную работоспособность, она с интересом бралась за любое новое направление и старалась увлечь своим примером окружающих. Для семьи она была заботливой мамой и бабушкой.

Светлая память о Нелли Григорьевне, бесконечная благодарность и уважение к ней навсегда сохранятся в наших сердцах.

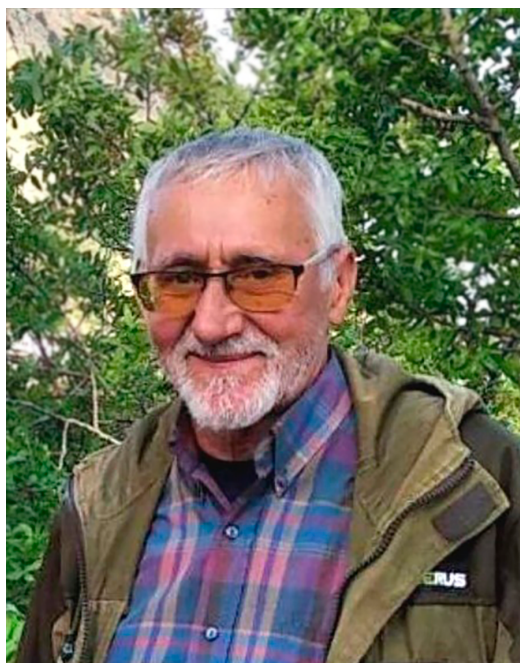


Друзья и коллеги из ФИЦ ИнБЮМ

IN MEMORIAM: NELLI SERGEEVA (20.11.1940 – 02.02.2025)

On 2 February, 2025, D. Sc. Nelli Sergeeva passed away. She published more than 200 scientific papers, made an inventory of the Black Sea meiobenthos, and participated in 17 research cruises, *inter alia* international ones.

ПАМЯТИ НИКОЛАЯ ИВАНОВИЧА БОБКО (19.08.1951 – 11.03.2025)



11 марта 2025 г. скоропостижно скончался младший научный сотрудник отдела аквакультуры и морской фармакологии ФИЦ ИнБЮМ Николай Иванович Бобко — высококвалифицированный гидрохимик и талантливый наставник.

Он родился 19 августа 1951 г. в городе Луцке Волынской области Украинской ССР. Как и все советские дети, ходил в школу, занимался спортом, регулярно участвовал в школьных мероприятиях, помогал родителям по дому. Уже тогда учителя обратили внимание на его острый ум и тягу к знаниям в области физики и химии. Именно это сочетание — физика и химия — и определило его судьбу.

В 1968 г. Николай Иванович поступил в Киевский национальный университет имени Т. Г. Шевченко на химический факультет. Конкурс был очень большим, поэтому приёмная комиссия задавала вопросы, выходящие далеко за пределы школьной программы. Аби-

туриент Н. И. Бобко поразил экзаменаторов глубиной своих знаний о брызгантных взрывчатых веществах и получил наивысший вступительный балл единогласно.

После окончания университета в 1973 г. он был распределён на работу в Севастопольский филиал Государственного океанографического института имени Н. Н. Зубова (СОГОИН). В то время в СССР бурно развивалось изучение морей и океанов, и на фоне увеличения количества исследовательских судов стране крайне необходимы были квалифицированные химики широко профиля. На базе СОГОИН молодой специалист Н. И. Бобко наладил различные методы гидрохимического анализа, которыми сотрудники пользуются по сей день.

В конце 1975 г. в Севастополе было организовано Специальное экспериментально-конструкторское бюро по подводным исследованиям (база «Гидронавт»). Николай Иванович был очень увлечённым человеком. Воодушевлённый морскими экспедициями Жака Ива Кусто, он решил попробовать свои силы в исследованиях на базе «Гидронавт». В итоге он участвовал в изучении бентоса — погружался на глубину более 300 м на знаменитом подводном аппарате «Бентос-300».

Н. И. Бобко был высококвалифицированным молодым специалистом, поэтому ему поступали предложения о сотрудничестве из различных научных учреждений Севастополя. В 1982 г. он стал сотрудником Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского и проработал здесь более 42 лет, внедрив новые, прогрессивные методы аналитической химии. Он наладил современные методы анализа практически всех элементов в гидробионтах. Николай Иванович проходил научные стажировки в Ленинграде, Киеве, Тарту. Он стал соавтором более чем 50 научных работ,

в том числе 2 монографий и 6 патентов. За свои изобретения был отмечен дипломом и золотой медалью имени Николы Теслы на выставке в Боснии и Герцеговине в апреле 2024 г. Также он был удостоен золотой медали на XX Международном салоне изобретений и новых технологий «Новое время».

Н. И. Бобко был одним из лучших и универсальных специалистов в области физико-химического анализа не только в городе, но и во всём Южном федеральном округе. Цени эту профессиональную многогранность, различные организации, связанные с аналитическими исследованиями, постоянно приглашали его на работу. Он управлялся с потоком задач одновременно в трёх учреждениях — в ИнБЮМ, Севастопольском ЦСМ и компании по экспертизе нефтепродуктов «СЖС Восток Лимитед». Именно он разработал технику пробоподготовки для элементного анализа, которой сейчас пользуются специалисты ИнБЮМ и Севастопольского ЦСМ.

Николай Иванович имел богатый опыт морских экспедиционных исследований. В должностях начальника отряда, заместителя и начальника экспедиции он принимал участие в научных рейсах по Тихому, Атлантическому и Индийскому океанам, а также по Чёрному и другим морям. Изучал коралловые рифы, проводил эксперименты по гидрохимии с помощью глубоководных аппаратов. Его всегда интересовало что-то новое, неизведанное. Он не терпел рутины, поэтому автоматизировал все измерения. Н. И. Бобко разработал методики с использованием современного проточного анализатора, что позволило одному человеку выполнять работу целого отдела гидрохимиков.

Он был непревзойдённым рыбаком — знал повадки многих рыб и в соревнованиях по ловле в экспедициях всегда был победителем. Кроме научных успехов, демонстрировал спортивные, занимая первые места в состязаниях по настольному теннису.

Николай Иванович участвовал в разработке новых технологий получения биологически активных веществ из объектов марикультуры с целью создания лекарственных препаратов и сырья для фармакологической промышленности. Кроме того, он занимался разработкой биотехнологии культивирования микроводорослей, используемых в качестве корма для моллюсков и их личинок, а также в качестве источника биологически активных веществ.

Н. И. Бобко творчески подходил к решению поставленных задач, был трудолюбивым и инициативным сотрудником. В последнее время он занимался одной из актуальных проблем, связанных с воспроизводством морских биоресурсов, где использовал свой опыт, полученный в результате многолетних исследований в шельфовой зоне Чёрного моря. Он изучал гидрохимические факторы, определяющие процессы мелиорации морской среды в районах, где уже функционируют фермы, а также в районах, выбранных для их создания.



Николай Иванович был исключительно добросовестным и ответственным сотрудником. Он был коммуникабельным, отзывчивым и бескорыстным человеком, поддерживал хорошие отношения с коллегами и пользовался заслуженным уважением в коллективе. Мы искренне благодарны ему за всё, чему он нас научил.

19 августа 2025 г. Николаю Ивановичу Бобко исполнилось бы всего 74 года. Память о замечательном человеке, учителе и друге навсегда сохранится в наших сердцах.

Ученики, коллеги и друзья

IN MEMORIAM: NIKOLAY BOBKO (19.08.1951 – 11.03.2025)

On 11 March, 2025, our colleague Nikolay Bobko passed away, junior researcher at the IBSS department of aquaculture and marine pharmacology. A highly qualified hydrochemist, he designed methods for analyzing almost all elements in hydrobionts that we use at the Institute. N. Bobko co-authored more than 50 scientific papers, *inter alia* 2 monographs and 6 patents.

Учредитель и издатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН»
(ОГРН 1159204018478)

Соиздатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Зоологический институт РАН

Рекомендовано к печати решением учёного совета
Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра
«Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН»
(протокол № 4 от 20.03.2025).

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций
(свидетельство о регистрации средства массовой информации
ПИ № ФС 77 - 76872 от 24.09.2019).

Выпускающий редактор номера:

д. б. н. Стельмах Л. В.

Корректор:

Копытова О. Ю.

Перевод:

Тренкеншу Т. А., Солонченко Е. А.

Компьютерная вёрстка:

Баяндин А. С.

Оригинал-макет подготовлен в пакете Xe_{La}TeX (TeX Live 2015 / Debian Linux)
с использованием свободных шрифтов FreeSerif и FreeSans.

Материалы журнала доступны на условиях лицензии
Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International (CC BY-NC-SA 4.0).



Уч.-изд. листов 9,3	Подп. к печати 20.03.2025	Тираж 100 экз.
Усл. печ. листов 13,72	Дата выхода в свет 11.06.2025	Формат 60 × 84/8

Отпечатано в типографии ИП Ермолов М. П., ОГРНИП 314920436710081 от 26.12.2014;
ул. Кулакова, д. 59, г. Севастополь, 299011;
тел.: +7 978 70-45-111; e-mail: print-e@yandex.ru.



Вниманию читателей!

*Зоологический институт РАН,
Институт биологии южных морей
имени А. О. Ковалевского РАН*

*издают
научный журнал*

**Морской биологический журнал
Marine Biological Journal**

- МБЖ — периодическое издание открытого доступа. Подаваемые материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование. Журнал публикует обзорные и оригинальные научные статьи, краткие сообщения и заметки, содержащие новые данные теоретических и экспериментальных исследований в области морской биологии, материалы по разнообразию морских организмов, их популяций и сообществ, закономерностям распределения живых организмов в Мировом океане, результаты комплексного изучения морских и океанических экосистем, антропогенного воздействия на морские организмы и экосистемы.
- Целевая аудитория: биологи, экологи, биофизики, гидро- и радиобиологи, океанологи, географы, учёные других смежных специальностей, аспиранты и студенты соответствующих научных и отраслевых профилей.
- Статьи публикуются на русском и английском языках.
- Периодичность — четыре раза в год.
- Подписной индекс в каталоге «Пресса России» — Е38872. Цена свободная.

Заказать журнал

можно в научно-информационном отделе ИнБЮМ.
Адрес: ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», пр-т Нахимова, 2, г. Севастополь, 299011, Российская Федерация.
Тел.: +7 8692 54-06-49.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

*Zoological Institute of RAS,
A. O. Kovalevsky Institute of Biology
of the Southern Seas of RAS*

*publish
scientific journal*

**Морской биологический журнал
Marine Biological Journal**

- MBJ is an open access, peer reviewed (double-blind) journal. The journal publishes original articles as well as reviews and brief reports and notes focused on new data of theoretical and experimental research in the fields of marine biology, diversity of marine organisms and their populations and communities, patterns of distribution of animals and plants in the World Ocean, the results of a comprehensive studies of marine and oceanic ecosystems, anthropogenic impact on marine organisms and on the ecosystems.
- Intended audience: biologists, ecologists, biophysicists, hydrobiologists, radiobiologists, oceanologists, geographers, scientists of other related specialties, graduate students, and students of relevant scientific profiles.
- The articles are published in Russian and English.
- The journal is published four times a year.
- The subscription index in the “Russian Press” catalogue is E38872. The price is free.

You may order the journal

in the scientific information department of IBSS.
Address: A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, 2 Nakhimov avenue, Sevastopol, 299011, Russian Federation.
Tel.: +7 8692 54-06-49.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.