



ISSN 2499-9768 print

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

Том 10 № 4

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

Корничук 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., ЗИН РАН

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

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

Картавцев Ю. Ф., д. б. н., проф., ННЦМБ ДВО РАН

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

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

Стельмакх Л. В., д. б. н., ФИЦ ИНБЮМ

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

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

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

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

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

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

Kornychuk 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

Kartavtsev Yu. Ph., D. Sc., Prof., NSCMB FEB RAS, Russia

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

Konovalov 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

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

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.

Tel.: +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 № 4

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Научные сообщения

Данциук Н. В., Кривенко О. В., Мансурова И. М., Дегтяр И. В. Новый штамм зелёной каротиногенной микроводоросли <i>Coelastrella rubescens</i> , перспективный для культивирования в климатических условиях юга России	3–20
Дмитриева Е. В., Диаките С., Койвоги П., Пронькина Н. В., Унне В. А., Конате Л., Соу М. Д., Балде А. М., Камара М., Полевой Д. М., Мачковский Р. В., Водясова Е. А., Кейта И., Диалло А. И. П. Встречаемость <i>Schistosoma mansoni</i> (Trematoda: Schistosomatidae) у <i>Biomphalaria pfeifferi</i> (Gastropoda: Planorbidae) в водоёмах префектуры Киндия (Гвинейская Республика)	21–36
Доган Н., Тунк Деде О. Оценка уровня радиоактивности в прибрежных водах Турции (in Eng.)	37–50
Золотова А. О., Гринцов В. А., Рябушкин В. И., Карташев Ю. Ф. Изменчивость нуклеотидных последовательностей маркеров двух генов (<i>Co-1</i> и <i>H3</i>) <i>Litorogammarus karadagiensis</i> (Grintsov, 2009) (Amphipoda, Gammaridae) и систематика рода <i>Litorogammarus</i>	51–59
Кириенко Е. С., Давидович Н. А. Влияние азота и фосфора на накопление внеклеточного мареннина-подобного пигмента в культуре <i>Haslea karadagensis</i> (Bacillariophyta)	60–69
Рюмина А. А., Мазур М. А., Тищенко П. Я., Шкирникова Е. М. Предварительные результаты комплексной оценки загрязнения и токсического воздействия донных осадков мелководных бухт Амурского залива (Японское море)	70–87
Судакова Э. М. Роль чувства кворума и инфохимических веществ во взаимодействии про- и микроэукариот в водных экосистемах	88–101
Тиралонго Ф., Торре Дж., Де Маддалена А. Трофические взаимодействия между средиземноморским рогачом <i>Mobula mobular</i> и акулами в водах Сицилии (Средиземное море) (in Eng.)	102–105
Хлопкова М. В., Бархалов Р. М., Лобачев Е. Н. Расширение ареала нового вида <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Bivalvia: Mytilidae), в Каспийском море	106–112
Широян А. Г., Бондаренко А. В., Рябушкин Л. И. Аннотированный список диатомовых водорослей эпифитона макрофитов аквально-скального комплекса «Мыс Казантип» (Крым, Азовское море)	113–122
Хроника и информация	
К юбилею Сергея Викторовича Фесенко	123–124

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. 4

Established in February 2016

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year

CONTENTS

Scientific communications

Dantsyuk N., Krivenko O., Mansurova I., and Degtyar I. A new strain of a carotenogenic green microalga <i>Coelastrella rubescens</i> , promising for cultivation in the climatic conditions of southern Russia (in Russ.)	3–20
Dmitrieva E., Diakité S., Koïvogui P., Pronkina N., Uppe V., Konate L., Sow M., Balde A., Camara M., Polevoy D., Machkevsky R., Vodiasova E., Keita I., and Diallo A. <i>Schistosoma mansoni</i> (Trematoda: Schistosomatidae) occurrence in <i>Biomphalaria pfeifferi</i> (Gastropoda: Planorbidae) in water bodies of Kindia Prefecture (Republic of Guinea) (in Russ.)	21–36
Dogan N. and Tunc Dede O. Assessment of radioactivity status in coastal waters of Türkiye	37–50
Zolotova A., Grintsov V., Ryabushko V., and Kartavtsev Yu. Variability of nucleotide sequences in two gene markers (<i>COI</i> and <i>H3</i>) of <i>Litorogammarus karadagiensis</i> (Grintsov, 2009) (Amphipoda, Gammaridae) and the systematics of the genus <i>Litorogammarus</i> (in Russ.)	51–59
Kirienko E. and Davidovich N. The effect of nitrogen and phosphorus on the accumulation of extracellular marenine-like pigment in the culture of <i>Haslea karadagensis</i> (Bacillariophyta) (in Russ.)	60–69
Ryumina A., Mazur M., Tishchenko P., and Shkirnikova E. Preliminary results of the comprehensive assessment of contamination and toxic effects of bottom sediments in shallow bights of Amur Bay (Sea of Japan) (in Russ.)	70–87
Sudakova E. The role of quorum sensing and infochemicals in the interaction between pro- and microeukaryotes in aquatic ecosystems (in Russ.)	88–101
Tiralongo F., Torre G., and De Maddalena A. Trophic interactions between the giant devil ray <i>Mobula mobular</i> and sharks in Sicilian waters (Mediterranean Sea)	102–105
Khlopkova M., Barkhalov R., and Lobachev E. Expansion of the range of a new invasive species, <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Bivalvia: Mytilidae), in the Caspian Sea (in Russ.)	106–112
Shiroyan A., Bondarenko A., and Ryabushko L. Annotated list of epiphytic diatoms from macrophytes of the aquatic-rock complex Kazantip Cape (the Crimea, Sea of Azov) (in Russ.)	113–122
Chronicle and information	
On the anniversary of Sergey Fesenko (in Russ.)	123–124

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

УДК [582.263.1:57.083.1]:582.29

НОВЫЙ ШТАММ ЗЕЛЁНОЙ КАРОТИНОГЕННОЙ МИКРОВОДОРОСЛИ *COELASTRELLA RUBESCENS*, ПЕРСПЕКТИВНЫЙ ДЛЯ КУЛЬТИВИРОВАНИЯ В КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ ЮГА РОССИИ

© 2025 г. Н. В. Данцик¹, О. В. Кривенко¹,
И. М. Мансурова¹, И. В. Дегтяр²

¹ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация

²ФГАОУ ВО «Севастопольский государственный университет», Севастополь, Российская Федерация
E-mail: krivenko@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 10.12.2024; после доработки 24.01.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

Впервые из таллома эпилитного крымского лишайника выделена альгологически чистая культура зелёной каротиногенной микроводоросли рода *Coelastrella* Chodat (Scenedesmaceae, Sphaeropleales), которая характеризуется выраженной способностью к накоплению вторичных каротиноидов в условиях острого абиотического стресса. Детально описаны методы выделения фикобиона из малых навесок образца лишайника, получения альгологически чистой и аксеничной культур, адаптации клеток к условиям лабораторного культивирования и длительного хранения в коллекционном фонде. Выполнена таксономическая идентификация фикобиона с использованием морфологических подходов (световой и сканирующей электронной микроскопии) и молекулярно-генетических методов (анализа фрагмента последовательности региона ITS1 — 5.8S — ITS2 гена 18S rRNA). Полученный штамм внесён в каталог коллекций живых культур каротиногенных микроводорослей ФИЦ ИнБЮМ (<https://algae.ibss-ras.ru>) как IBSS-156 *Coelastrella rubescens* (Vinatzer) Kaufnerová & Eliás, 2013. Проведена оценка ростовых характеристик штамма IBSS-156 в условиях двухстадийной накопительной культуры. Получены данные, свидетельствующие о высоких, до $(0,62 \pm 0,11)$ сут⁻¹, удельных скоростях роста культуры на вегетативной стадии. Динамика пигментного состава водорослей при действии комплексного стресса свидетельствует о накоплении вторичных каротиноидов. Показано, что регистрация спектров поглощения живых культур микроводорослей в видимой области может быть эффективным способом экспресс-оценки их состояния и скорости накопления кетокаротиноидов в биомассе в процессе двухстадийного культивирования. Результаты работы указывают на возможность выделения из крымских лишайников перспективных продуцентов астаксантинина, которые могут быть предложены для массового культивирования в зонах с засушливым и жарким климатом, в том числе в Крыму и прилегающих районах юга России.

Ключевые слова: каротиногенные микроводоросли, фикобионты, *Coelastrella*, двухстадийное культивирование

Термин «каротиногенные микроводоросли» подразумевает под собой разнородную по таксономическому составу и экологии группу одноклеточных водорослей с выраженной способностью к вторичному каротиногенезу. Это ключевой механизм адаптации экстремобионтных видов

к резкому ухудшению условий внешней среды, который проявляется в массивном накоплении кетокаротиноидов в липидных включениях цитоплазмы (олеосомах) [Cheng, Shah, 2023; Debnath et al., 2024; Patel et al., 2022; Solovchenko, Minyuk, 2021].

Характерными чертами биологии каротиногенных микроводорослей являются эфемерность вегетации, наличие в жизненном цикле стадии покоя, сопряжённость процессов перехода в стадию покоя с индукцией вторичного каротиногенеза и накоплением нейтральных липидов, а также способность к быстрому переходу из состояния покоя к активной вегетации и наоборот.

Неуклонно растущий интерес к исследованию этой группы микроводорослей определяется важными научными и прикладными аспектами — развитием представлений об общих закономерностях и особенностях адаптационных механизмов у продуцентов кетокаротиноидов различной таксономической и экологической специализации, а также выявлением новых коммерчески перспективных источников C₄₀-кетокаротиноидов группы астаксантина и нейтральных липидов, пригодных для производства высококачественного биодизеля [Islam et al., 2013; Karpagam et al., 2015; Patel et al., 2022].

Наиболее изученным и пока единственным продуцентом астаксантина, успешно внедрённым в массовую культуру, является пресноводная микроводорось *Haematococcus lacustris* (Girod-Chantrans) Rostafinski, 1875 (Chlorophyceae, Chlamydomonadales, Haematococcaceae). Содержание астаксантина в её биомассе при двухстадийном регламенте культивирования может достигать 5 % сухого вещества [Han et al., 2013; Mota et al., 2022]. Однако низкая экологическая валентность этого вида ограничивает районы его массового культивирования зонами морского субтропического климата с температурой не выше +28 °C в самое жаркое время дня [Mohanasundaram et al., 2023]. На территории РФ это локальные зоны крымского и кавказского побережья, имеющие важное реакционное значение, поэтому в настоящее время заинтересованные в астаксантине российские предприятия полностью зависят от импорта. Решение проблемы предполагает поиск и введение в культуру новых высокопродуктивных, легко адаптирующихся к местным природным условиям штаммов продуцентов астаксантина, устойчивых к контаминации и характеризующихся толерантностью к действию экстремальных факторов внешней среды [Patel et al., 2022; Solovchenko, Minyuk, 2021]. В литературе имеются сведения о более чем 130 таких видах [Минюк, 2020]. Многие из них распространены в альгофлоре не только субтропической, но и степной и предгорной зон Крыма. В основном это представители двух порядков зелёных микроводорослей — Chlamydomonadales и Sphaeropleales [Данцик и др., 2021]. Между тем ростовые характеристики в культуре, а также особенности механизмов регуляции биосинтеза астаксантина у большинства из них мало изучены, хотя, по данным ряда исследований, выполненных в ФИЦ ИнБЮМ, среди них могут оказаться неприхотливые в производстве и высокопродуктивные источники астаксантина [Данцик и др., 2021; Chelebieva et al., 2018]. Всё вышеперечисленное определяет актуальность всестороннего изучения разнообразия каротиногенной альгофлоры Крыма, оценки её биоресурсного потенциала и поиска новых штаммов, перспективных для массового культивирования в различных природно-климатических зонах Крыма и прилегающих районах юга России.

Особую и малоизученную группу каротиногенных микроводорослей составляют фикобионты накипных и листоватых эпилитных лишайников Крыма, адаптированных к обитанию в условиях экстремально высоких для растительных организмов дневных температур, крайне низкой влажности и высокого уровня солнечной радиации. Такие лишайники образуют на скалах и валунах плотные, трудно отделяемые налёты, окрашенные в яркие оранжево-красные оттенки [Войцехович, 2013; Czeczuga, Osorio, 1989; Voytsekhovich, Beck, 2016]. Фикобионты, приспособленные к выживанию в экстремальных условиях, могут представлять практический интерес как объекты массового культивирования открытым способом в районах Крыма, непригодных для традиционного земледелия.

Цель настоящей работы заключалась в выделении из крымских лишайников микроводорослей — перспективных продуцентов астаксантина, адаптированных к местным условиям. Для этого последовательно были решены следующие задачи:

- 1) выделение и получение альгологически чистых культур микроводорослей — фикобионтов крымских лишайников;
- 2) выявление штамма, перспективного с точки зрения способности к накоплению кетокаротиноидов, и его идентификация с использованием интегративного таксономического подхода;
- 3) оценка биотехнологического потенциала штамма на основе определения производственных показателей водоросли на стадии вегетативного роста и динамики содержания пигментов в культуре в условиях комбинированного стресса.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Образцы накипных лишайников в виде корочек ярко-оранжевого цвета, плотно приросших к субстрату (камням, деревьям), и трудно отделяемых наростов на поверхности известняковых валунов собирали в предгорной части Западного Крыма (район Севастополя) в весенне-летний период (рис. 1). Места сбора:

- А — парк Победы (город Севастополь, $44^{\circ}36'10''\text{N}$, $33^{\circ}27'23''\text{E}$, изолирован И. В. Дробецкой в марте 2024 г.);
- Б — гора Челеби-Яури-Бели (перевал Байдарские ворота, посёлок Орлиное, Севастополь, $44^{\circ}24'18''\text{N}$, $33^{\circ}46'49''\text{E}$, изолирован Н. В. Данциук в апреле 2024 г.);
- В — Свято-Георгиевский монастырь (мыс Фиолент, Севастополь, $44^{\circ}30'29''\text{N}$, $33^{\circ}30'29''\text{E}$, изолирован Н. В. Данциук в апреле 2024 г.);
- Г — лесопарк Торопова Дача (Балаклавский муниципальный округ, Севастополь, $44^{\circ}30'34''\text{N}$, $33^{\circ}41'2''\text{E}$, изолирован И. М. Мансуровой в мае 2024 г.).

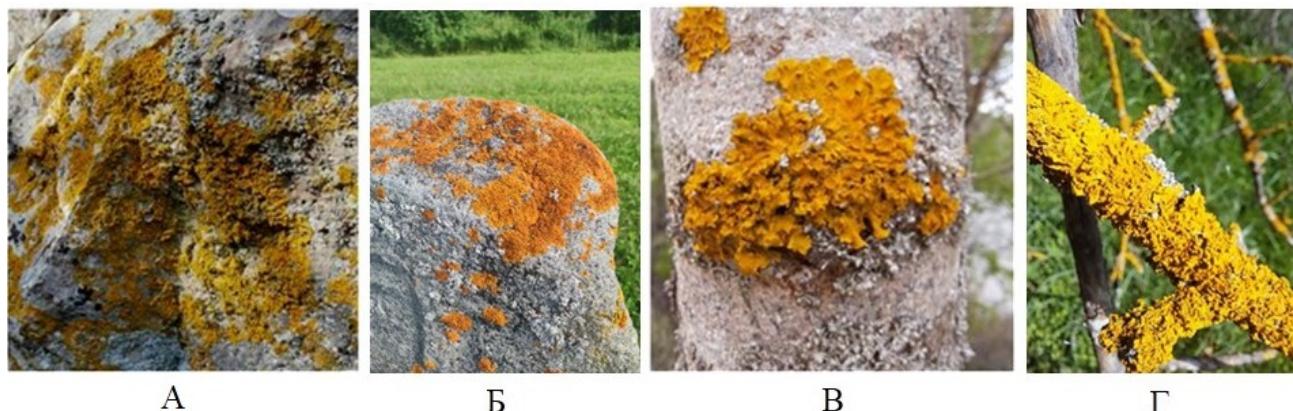


Рис. 1. Накипные эпилитные (А, Б) и листоватые эпифитные (В, Г) лишайники

Fig. 1. Crustose epilithic (A, B) and foliose epiphytic (B, Г) lichens

Материал отделяли от субстрата при помощи острого шпателя и помещали в маркированные полиэтиленовые пакеты, снабжённые этикетками с указанием номера образца, даты его сбора, GPS-координат места сбора, а также фамилии сотрудника, изолировавшего образец. В лаборатории образцы высушивали при комнатной температуре в течение суток на открытом воздухе и хранили до исследования в бумажных маркированных конвертах при $+20^{\circ}\text{C}$ в тёмном и сухом месте.

Выделение чистых культур фикобионтов. Для выделения клеток микроводорослей в чистую культуру использовали модификацию метода плотностно-градиентного центрифугирования, предложенного [Fontaniella et al., 2000]. Метод основан на поэтапном центрифугировании макерированных образцов лишайников в градиенте плотности растворов: 0,25 М сахарозы — 80%-ный раствор йодида калия — 10 мМ фосфатный буфер. Суть применённой нами модификации заключалась в оптимизации количественных соотношений между массой полевых образцов и объёмами рабочих растворов при использовании образцов лишайников массой 0,1–0,3 г.

Образец сухого таллома лишайника промывали в дистиллированной воде для удаления загрязнений и растирали в ступке с 5 мл дистиллированной H_2O . Гомогенат фильтровали через шесть слоёв марли в полипропиленовую пробирку типа Falcon и центрифугировали при 200 g в течение 10 мин. Надосадочную жидкость отбрасывали, а осадок ресуспендировали в 4 мл 0,25 М сахарозы. В центрифужную пробирку вносили 3 мл 80%-ного раствора KI, осторожно сверху по стенке насыщали 2,0 мл полученной клеточной суспензии в сахарозе и центрифугировали при 50 g в течение 1 мин. В результате процедуры крупные фрагменты талломов лишайников выпадали в осадок, концентрируясь в нижнем слое KI, а клетки микроводорослей оставались в верхнем слое сахарозы. Этот слой переносили микропипеткой в новую пробирку, содержащую 3 мл 80%-ного раствора KI. Затем вносили туда же 2 мл 10 мМ фосфатного буфера и центрифугировали пробы при 130 g в течение 2 мин. Клетки микроводорослей образовывали промежуточный слой (интерфазу) между фосфатным буфером и раствором KI, а фрагменты гиф гриба переходили в слой раствора KI в виде плотного осадка. Интерфазу, содержащую водорослевые клетки, извлекали микропипеткой и помещали в 3 мл 80%-ного раствора KI. Сверху по стенке приливали 3 мл фосфатного буфера и центрифугировали при 200 g в течение 3 мин. При необходимости последний шаг повторяли. К суспензии клеток микроводорослей, извлечённой из интерфазного слоя, приливали 1 мл дистиллированной H_2O ; снова центрифугировали при 290 g в течение 5 мин. Полученный осадок клеток ресуспендировали в 0,5–1,0 мл питательной среды BBM (Bold's Basal Medium) [Bischoff, Bold, 1963], разбавленной в два раза. Полученный «первичный инокулят» переносили в стеклянную пробирку с ватно-марлевой пробкой и хранили при комнатной температуре и при освещении с плотностью потока фотосинтетически активной радиации (далее — ФАР) не выше 35 мкмоль· $\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$ до антисептической обработки.

Антисептическая обработка. Для борьбы с микробной контаминацией использовали антибиотики цефотаксим (ОАО «Биохимик») и ампициллин (РУП «Белмедпрепараты») с широким спектром antimикробного действия. В состав смеси антибиотиков входили 500 мкг·мл⁻¹ ампициллина и 100 мкг·мл⁻¹ цефотаксима [Kan, Pan, 2010]. В качестве фунгицида применяли препарат «Фундазол» (ООО «Фирма “Зелёная Аптека Садовода”»), который при проникновении в ткани растения блокирует репродуктивную функцию грибков. Для подавления микромицетов использовали его раствор (концентрация 40 мкг·мл⁻¹) [Мокросноп, Золотарёва, 2012].

Получение альгологически чистых культур. После антисептической обработки водоросли адаптировали к лабораторным условиям, поддерживая культуру клеток на жидкой минеральной среде BBM при оптимальной для фикобионтов лишайников температуре +18...+20 °C и при значениях ФАР не выше 35 мкмоль фотонов· $\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$ [Войцехович, 2013]. Для получения альгологически чистых культур использовали стандартный метод истощающего штриха [Гайсина и др., 2008; Темралеева и др., 2014]. Посев микроводорослей проводили на агаризованную (1,5–2 %) питательную среду BBM в чашках Петри. Чашки с водорослями инкубировали в холодильной витрине при температуре +14...+16 °C и плотности потока ФАР 20–26 мкмоль фотонов· $\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$ в режиме 15 ч свет : 9 ч темнота. Проросшие колонии инокулировали с помощью бактериальной петли в отдельные пробирки с небольшим количеством (около 0,3 мл) жидкой минеральной среды BBM для получения активно вегетирующей культуры

клеток. В течение недели водоросли просматривали под микроскопом для оценки степени альгологической чистоты культуры. В случае необходимости процедуру повторяли до получения моноклональной культуры клеток фикобионта. После получения альгологически чистой культуры производили посев на агаровые косяки для длительного хранения в коллекции живых культур каротиногенных микроводорослей ФИЦ ИнБЮМ.

Условия культивирования клеток фикобионта в двухстадийном режиме. Клетки фикобионта выращивали в режиме двухстадийной накопительной культуры [Минюк и др., 2016]. Необходимый предварительный этап культивирования — получение синхронизированной культуры клеток в активно вегетирующем состоянии. Для этого к началу эксперимента получали инокулят клеток водоросли, который выращивали на среде ВВМ в течение 7 сут при одностороннем боковом освещении светодиодными лампами JazzWay DL 8W 6500K (Китай) и при непрерывном барботаже воздухом. Плотность потока ФАР на наружной поверхности колб составляла 120 мкмоль фотонов·м⁻²·с⁻¹; фотопериод — 15 ч свет : 9 ч темнота (приближенный к природному и рекомендованный для выращивания каротиногенных микроводорослей). Температуру поддерживали на уровне ($+23 \pm 1$) °С.

На I («зелёной») стадии продолжительностью 11 сут водоросль выращивали в стеклянных конических колбах объёмом 0,5 л. Условия культивирования не отличались от таковых на предварительном этапе. Культуры непрерывно продували воздухом со скоростью 1 л·мин⁻¹ с помощью аквариумного компрессора Hailea ACO-9620 (Китай). На протяжении светового периода рН среды поддерживали в пределах 7 путём дозированной подачи углекислого газа (объёмная доля СО₂ — 99,8 % по [ГОСТ 8050-85, 2006]) при помощи электромагнитного клапана Samozzi A7E (Италия) и цифрового pH-контроллера Aqua Medic pH 2001 C (Германия). Начальная численность клеток и объём культуры в колбах составляли 1,5·10⁶ кл·мл⁻¹ и 0,45 л соответственно.

Для перевода на следующую, «красную» стадию культуру центрифугированием при 290 g в течение 5 мин. Супернатант удаляли, а осадок клеток ресусспендировали в 10-кратно редуцированной по азоту и фосфору среде ВВМ. Начальная численность клеток на «красной» стадии составила около 1,5·10⁶ кл·мл⁻¹ при объёме культуры в колбах 0,45 л. Режим освещения изменили на круглосуточный двухсторонний (по 140 мкмоль фотонов·м⁻²·с⁻¹ с каждой стороны), что в совокупности с 10-кратным уменьшением плотности культуры обеспечивало 20-кратный положительный градиент облучённости клеток [Minyuk et al., 2017]. Подача СО₂ была отрегулирована на уровне, поддерживающем рН среды близко к 7 в круглосуточном режиме.

Регистрация роста культуры и размеров клеток. Численность клеток (n) анализировали при помощи проточного цитофлуориметра MACSQuant Analyzer (Miltenyi Biotec, Германия), оборудованного тремя лазерами (405, 488 и 635 нм) в ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ. Для обработки данных использовали программное обеспечение FCS Express 7 Research Edition.

Среднюю удельную скорость роста культур (μ) на «зелёной» стадии рассчитывали по среднесуточному приросту n [Wood et al., 2005]:

$$\mu_n = \frac{\ln \frac{n_i}{n_0}}{(t_i - t_0)},$$

где μ_n — удельная скорость роста по Δn , сут⁻¹;

n_0 — начальная численность клеток, кл·мл⁻¹;

n_i — численность клеток на i -е сутки, кл·мл⁻¹;

$t_i - t_0$ — продолжительность периода культивирования, сут.

Световая и сканирующая электронная микроскопия. В работе использовали инвертированный световой микроскоп Nikon Eclipse Ts2R. Линейные размеры клеток определяли по микрофотографиям, полученным с помощью камеры Infinity 3 Lumenera, в программе ImageJ (NIH, США).

Для получения изображений поверхности клеток с помощью сканирующей электронной микроскопии (далее — СЭМ) 2,5 мл культуры вегетативных клеток микроводорослей отбирали в экспоненциальной фазе роста (4-е сутки эксперимента) и фиксировали 25%-ным раствором глутарового альдегида, добавляя его в пробу до конечной концентрации 0,5 %. При фиксации необходима нейтральная, слабощелочная среда [Чубчикова и др., 2022], и для её обеспечения непосредственно перед фиксацией pH в среде доводили до 7,3, регулируя подачу CO₂. Зафиксированные образцы сразу перемешивали с помощью микровортекса (Microspin FV-2400, Biosan, Латвия), помещали в холодильник при +3 °C и перемешивали каждые 10–15 мин на протяжении 1 ч. При необходимости зафиксированные по этому протоколу пробы могут сохраняться в охлаждённом виде две недели [Рылькова и др., 2024]. На следующем этапе суспензию микроводорослей осаждали на поликарбонатные трековые мембранны с диаметром пор 2 мкм (производство Объединённого института ядерных исследований, Россия), помещённые на влажные подложки из фильтровальной бумаги [Рылькова и др., 2024]. Фильтрацию проводили при разрежении не более 0,2 атм. Суспензию на фильтрах отмывали от фиксатора, дважды обрабатывая их 1 мл Na-K-fosfatного буфера (без хлоридов), использование которого предпочтительно для зелёных сценедесмальных водорослей [Чубчикова и др., 2022]; потом их однократно промывали 1 мл деионизированной воды. Затем фильтры с водорослями вместе с подложками помещали в 16-луночный планшет, где осуществляли дегидратацию растворами этилового спирта восходящей концентрации: 20, 30 и 50 % — по 5 мин; 57 и 96 % — по 10 мин; 100 % — дважды по 10 мин. Смену раствора проводили при помощи дозатора. Сушку образцов в критической точке в Leica EM CPD300 (Германия) осуществляли в мягком режиме 2,5 ч. Напыление (Au/Pd, 0,5–1,0 мин) проводили с использованием системы Leica EM ACE200. Для получения СЭМ-изображений клеток использовали сканирующий электронный микроскоп Hitachi SU3500 (Япония) в лаборатории микроскопии ФИЦ ИнБЮМ.

Молекулярно-генетический анализ. Геномную ДНК выделяли из концентрированной культуры водорослей с использованием набора «ДНК-Экстран-3» («Синтол», Россия) по протоколу производителя. Качество ДНК оценивали электрофорезом в 1,5%-ном агарозном геле, окрашенном бромистым этидием ($0,2 \text{ мкг}\cdot\text{мл}^{-1}$). Амплификацию фрагмента ДНК, кодирующего регион 5.8S и смежные области ITS1 и ITS2 кластера ядерных рибосомальных генов, проводили методом полимеразной цепной реакции (ПЦР) с помощью готовой смеси ScreenMix («Евроген», Россия), используя праймеры ITS1 (TCCGTAGGTGAAACCTGC GG) и ITS4 (TCCTCCGCTTATTGATATGC) [White et al., 1990], по следующему протоколу: предварительная денатурация при +94 °C — 3 мин; 34 цикла амплификации (+94 °C — 30 с; +60 °C — 30 с; +72 °C — 60 с); заключительная стадия при +72 °C — 10 мин. ПЦР-продукт очищали с помощью реагентов Cleanup Standard («Евроген») в соответствии с протоколом производителя и секвенировали с использованием реагентов набора GenSeq («Синтол») на генетическом анализаторе «Нанофор-5» (Институт аналитического приборостроения РАН, Россия).

Поиск сходства полученной последовательности с имеющейся в базе данных GenBank (National Center for Biotechnology Information, NCBI) проводили по алгоритму BLASTN [Morgulis et al., 2008; Zhang et al., 2000]. Выравнивание выполняли в программном пакете MAFFT v. 7.48 [Katoh, Toh, 2010] с опцией L-INS-I; неоднозначно выравненные 5'- и 3'-концевые

области обрезали. Для анализа генетических дистанций между нуклеотидными последовательностями рассчитывали двухпараметрические расстояния Кимуры (K2P), применяя программный пакет MEGA 11 [Kimura, 1980; Tamura et al., 2021]. Филогенетический анализ и построение деревьев с использованием алгоритмов максимального правдоподобия (maximum likelihood, ML) проводили в программе IQ-TREE 1.6.12 [Trifinopoulos et al., 2016] с моделью нуклеотидных замен SYM + G4, автоматически выбранной пакетом ModelFinder по байесовскому критерию (Bayesian information criterion, BIC), применяя параметры теста SH-aLRT и сверхбыстрый бутстреп по 10 000 реплик, а также приближенный тест Байеса для оценки поддержки ветвей с параметрами остановки поиска после 1000 итераций и с силой возмущения, установленной на значении 0,1. Точность топологии дерева проверяли бутстреп-анализом с 1000 реплик. Для просмотра и редактирования деревьев использовали сервис <https://phylo.io/index.html>.

Спектрофотометрия. Регистрацию спектров поглощения суспензии клеток живых культур микроводорослей на «зелёной» и «красной» стадиях культивирования проводили на двухлучевом спектрофотометре Shimadzu UV-2600i (ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ) в диапазоне длин волн от 380 до 800 нм в 1-см кварцевой кювете. Непосредственно перед измерением каждую пробу тщательно перемешивали для минимизации эффекта оседания; время измерения одного образца — в пределах 30 с. В качестве кюветы сравнения использовали питательную среду ВВМ.

Графики строили с применением программного обеспечения Golden Software Grapher 17.3.454. Измерения проводили в трёх биологических и трёх аналитических повторностях. На рисунках и в тексте приведены средние значения показателей и стандартная ошибка среднего.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Из образцов эпилитных и эпифитных лишайников, собранных в предгорных районах Западного Крыма, с использованием адаптированного для малых навесок образца метода плотностноградиентного центрифугирования были выделены клетки зелёных водорослей — фикобионтов лишайников. Микроскопический анализ показал отсутствие остатков таллома и посторонних примесей в полученных суспензиях клеток (рис. 2А). В течение недели адаптации к лабораторным условиям изолированные клетки приобретали признаки, характерные для свободноживущих популяций, — более однородные размеры, форму и внутреннее содержимое клеток (рис. 2Б).

В процессе получения альгологически чистых культур при выращивании на агаризованной питательной среде в чашках Петри прорастание первых колоний наблюдали через 2–4 недели. Аналогичное время прорастания фикобионтов на агаризованных средах отмечали и другие авторы [Bačkor et al., 1998; Gasulla et al., 2010]. Колонии были различной формы и консистенции: насыпные, гладкие или зернистые; они имели разные оттенки зелёного цвета (рис. 2В–Д). Такие характерные признаки колоний клеток, очевидно, могут быть использованы и в качестве вторичных таксономических критерииев.

Путём многократного пересева методом субкультуры были получены альгологически чистые культуры, пригодные для длительного хранения. Через месяц инкубации в холодильной витрине на агаровых косяках визуально отмечено изменение цвета стареющей культуры с зелёного на красно-оранжевый (рис. 2Е) у штамма, выделенного из таллома накипного эпилитного лишайника, который был собран в парке Победы (город Севастополь) (рис. 1А). Изменение окраски культуры клеток свидетельствует о накоплении в микроводоросли вторичных каротиноидов, что характерно для экстремобионтных видов в условиях абиотического стресса.

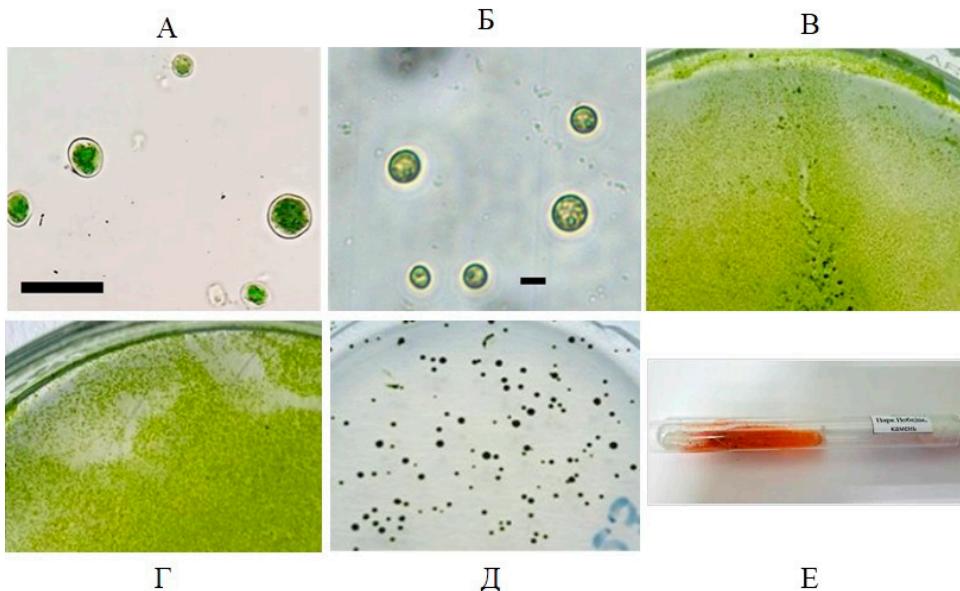


Рис. 2. Этапы получения альгологически чистых культур фикобионтов: клетки под световым микроскопом сразу после выделения (А) и через неделю содержания в лабораторной культуре (Б); агаризованные культуры водорослей-фикобионтов, выделенные из эпилитного (В, Г) и эпифитного (Д) лишайников; стареющая культура штамма IBSS-156 на агаровом косяке (Е). Размерная шкала — 10 мкм

Fig. 2. The stages of isolating phycobionts into a pure culture: cells under a light microscope immediately after the isolation (A) and after one week of culturing (B); solid media cultures of phycobionts isolated from epilithic (B, Г) and epiphytic (Д) lichens; aging culture of the IBSS-156 strain on agar (E). Scale bars are 10 μ m

Таксономическая идентификация штамма на основе морфологических и молекулярных методов. Для изучения особенностей морфологии клеток и жизненного цикла выделенного штамма использовали световую микроскопию и СЭМ. Под световым микроскопом в активно растущей культуре наблюдали одиночные вегетативные клетки овальной или лимоновидной формы (рис. 3А). Средняя длина клеток — 5–7 мкм, ширина — 3,5–6 мкм. Хлоропласт пристеночный с одним пиреноидом в клетке. Отмечено бесполое размножение водоросли путём образования автоспор. Автоспоры заключены в спорангий шаровидной формы (чаще всего по 2 или 4), они высвобождаются после разрыва его клеточной стенки (рис. 3Г). Половое размножение с образованием гамет не наблюдали. Зрелые клетки на стадии вторичного каротиногенеза приобретали оранжевый цвет; форма клеток сохранялась овальной; средняя длина составляла 8 мкм, ширина — 6,5 мкм (рис. 3Б).

На СЭМ-изображениях вегетативных клеток при общем увеличении системы $\times 7000$ (рис. 3В) чётко видны 8 меридиональных рёбер, сходящихся у полюсов клетки с образованием утолщения. Такая архитектоника клеточной стенки в сочетании с характерными линейными размерами и другими морфологическими признаками клеток позволяет однозначно отнести выделенный штамм к роду *Coelastrella* Chodat (Scenedesmaceae, Sphaeropleales) [Krivina et al., 2024; Wang et al., 2019]. Водоросли этого рода распространены повсеместно, многие виды являются космополитами и живут в широком диапазоне температур. Как правило, представители *Coelastrella* являются эдафофильтральными видами, встречаются в различных типах почв и водоёмов — от болот до горячих источников. Многие виды относятся к аэрофитам; они поселяются на различных твёрдых субстратах естественного и искусственного происхождения, а также входят в состав биоплёнок [Kawasaki et al., 2020; Mikhailyuk et al., 2019; Wang et al., 2019]. При этом упоминание о *Coelastrella* sp. как фикобионте лишайников ограничивается одной работой [Loureiro et al., 2024], в которой приведены морфологические и молекулярно-генетические признаки трёх штаммов *Coelastrella* sp., выделенных из лишайников на севере Португалии.

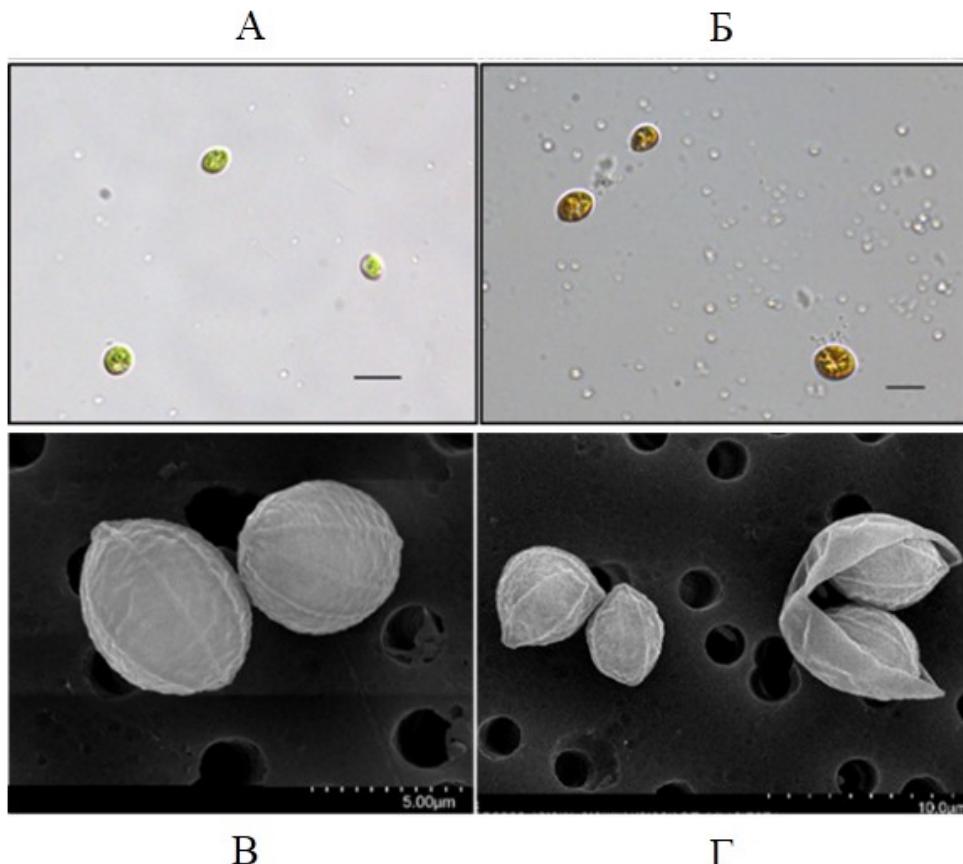


Рис. 3. Клетки штамма IBSS-156 под световым (А, Б) и электронным (В, Г) микроскопом. Размерная шкала — 10 мкм (А, Б, Г) и 5 мкм (В)

Fig. 3. Cells of the IBSS-156 strain under a light (A, B) and electron (B, Г) microscope. Scale bars are 10 μm (A, B, Г) and 5 μm (B)

Известно, что анализ даже ультраструктурных особенностей клеток не позволяет однозначно идентифицировать отдельные виды *Coelastrella* [Krivina et al., 2024], поэтому проведение параллельных молекулярно-генетических исследований является общим стандартом при изучении представителей этого рода, а также близких по фенотипу других зелёных микроводорослей [Kawasaki et al., 2020; Mikhailyuk et al., 2019; Wang et al., 2019]. Вопрос о наиболее подходящих для изучения рода *Coelastrella* участках генома до настоящего времени не решён, но всё больше исследователей используют при описании новых штаммов фрагмент ITS1 — 5.8S — ITS2 кластера ядерных рибосомальных генов 18S RNA [Kawasaki et al., 2020; Krivina et al., 2024; Maltsev et al., 2021]. Из этой области ДНК для выделенного из крымского эпилитного лишайника штамма IBSS-156 зелёной водоросли мы получили нуклеотидную последовательность длиной 411 п. н. (пар нуклеотидов) [номер регистрации в базе GenBank (NCBI) — PV022508].

Филогенетическое дерево (рис. 4), построенное на основе фрагмента рибосомального кластера генов, который включает регион ITS1 (частично) — 5.8S — ITS2 (частично), однозначно указывает на принадлежность изучаемого штамма зелёной водоросли к роду *Coelastrella*.

С высоким уровнем поддержки штамм входит в кладу *Coelastrella rubescens* (Vinatzer) Kaufnerová & Eliás, 2013, которая образует самостоятельную ветку в пределах филогенетического дерева рода. Полученная нами последовательность полностью идентична соответствующему фрагменту аутентичного штамма *C. rubescens* CCALA 475. Вместе они входят в подгруппу, сестринскую штамму *C. rubescens* var. *oocystiformis* Qinghua Wang, Huiyin Song, Xudong Liu, Guoxiang Liu & Zhengyu Hu, 2019 FACHB-2297a, генетическая дистанция K2P с которым составляет 0,017;

это близко к значению минимального видового порога для участка ITS1 — 5.8S — ITS2, рассчитанного по аутентичным штаммам *Coelastrella corcontica* (Kalina & Puncochárová) Hegewald & N. Hanagata, 2002 CCALA 308 и *Coelastrella multistriata* (Trenkwalder) Kalina & Puncochárová, 1987 CCALA 309.

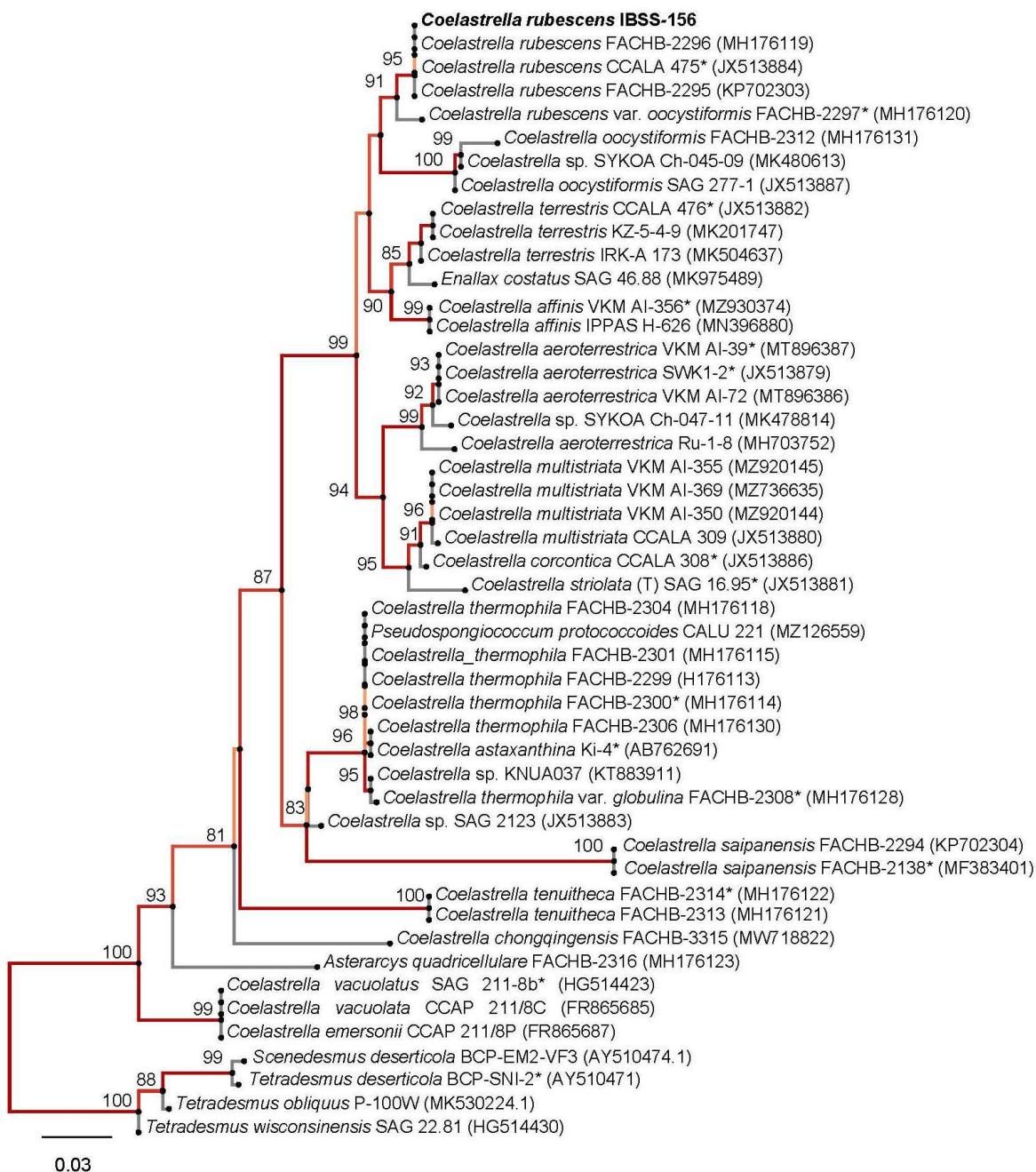


Рис. 4. Положение штамма IBSS-156 *Coelastrella* (Scenedesmaceae, Sphaeropleales) на филогенетическом дереве, построенном по алгоритму максимального правдоподобия (ML) на основании частичной последовательности региона ITS1 — 5.8S — ITS2 кластера ядерных рибосомальных генов 18S rRNA. Показаны значения (> 80) бутстреп-поддержки топологии дерева. Аутентичные штаммы отмечены знаком *, типовой вид — буквой Т

Fig. 4. The phylogenetic position of the IBSS-156 *Coelastrella* strain (Scenedesmaceae, Sphaeropleales) based on the maximum likelihood (ML) inference from partial ITS1—5.8S—ITS2 region of the 18S rRNA gene cluster. Bootstrap support values (> 80) are shown at the nodes. Authentic strains are marked with *; the type species is marked with T

Полученная нами топология дерева, построенного по относительно небольшому фрагменту рибосомальной ДНК, хорошо согласуется с реконструкциями, которые основаны на полных последовательностях гена 18S rRNA [Krivina et al., 2024; Maltsev et al., 2021; Wang et al., 2019]. В частности, линия *C. rubescens* входит в одну подгруппу с видами, которые обычно относят к так называемой основной субкладе. Последняя формирует с высоким уровнем поддержки сестринскую группу по отношению к общей группе видов *Coelastrella thermophila* Qinghua Wang, Huiyin Song, Xudong Liu, Guoxiang Liu & Zhengyu Hu, 2019 и *Coelastrella saipanensis* N. Hanagata, 2001, что полностью соответствует филогении, представленной в работах [Krivina et al., 2024; Maltsev et al., 2021]. Таким образом, с высокой долей вероятности выделенный нами из крымского лишайника штамм может быть отнесен к виду *C. rubescens*. Этот вывод не противоречит результатам морфологических исследований: по максимальным линейным размерам, количеству и расположению рёбер на клеточной стенке, а также по количеству автоспор в спорангии выделенный нами штамм соответствует описанию *C. rubescens* var. *rubescens*, ведущие таксономические признаки которого обобщены в работах [Андреева, 1998; Kaufnerová, Eliás, 2013; Krivina et al., 2024]. Соответственно, выделенный изолят был внесён в общий каталог коллекций живых культур каротиногенных микроводорослей ФИЦ ИнБЮМ (<https://algae.ibss-ras.ru>) как штамм IBSS-156 *Coelastrella rubescens* (Vinatzer) Kaufnerová & Eliás, 2013 (Scenedesmaceae, Sphaeropleales).

Изучение ростовых характеристик штамма IBSS-156 в накопительной культуре и в условиях стресса. Двухстадийная схема культивирования является основным подходом при выращивании микроводорослей для получения ценных продуктов вторичного каротиногенеза — кетокаротиноидов группы астаксантина и нейтральных липидов [Solovchenko, Minyuk, 2021]. На I, вегетативной («зелёной») стадии водоросли находятся в оптимальных для роста условиях; основная задача этого этапа — максимальное накопление биомассы вегетативных клеток. При достижении культурами стационарной фазы роста и при развитии дефицита биогенных элементов в среде культуры переводят на II («красную») стадию путём комплексного стресс-воздействия, индуцирующего биосинтез астаксантина и нейтральных липидов. В качестве стресс-факторов наиболее часто используют острое голодание по азоту и фосфору, а также существенное увеличение освещённости и температуры. Для изучения параметров роста штамма IBSS-156 нами была выбрана оптимизированная схема двухстадийной культуры [Минюк и др., 2016]. Такой подход позволяет исследовать морфофизиологические особенности водорослей на «зелёной» стадии, а также оценить их способность к накоплению ценных целевых продуктов в режиме стрессирования.

Динамика роста штамма IBSS-156 в накопительной культуре на вегетативной стадии представлена на рис. 5А. Экспоненциальная фаза роста продолжалась с 1-х суток по 5-е; удельная скорость роста за этот период составила в среднем $(0,52 \pm 0,11)$ сут $^{-1}$, а максимальных значений, $(0,62 \pm 0,11)$ сут $^{-1}$, она достигла на 3-и сутки. С 7-х суток культура находилась в стационарной фазе роста. Численность клеток за 11 суток вегетативного роста увеличилась в 8 раз. Высокие скорости роста и способность к быстрому накоплению биомассы в целом характерны для водорослей рода *Coelastrella* [Corato et al., 2022; Goecke et al., 2020; Maltsev et al., 2021; Nayana et al., 2022]. Для коллекционного свободноживущего штамма Vinatzer/Innsbruck V 195 (IPPAS H-350 = CCALA 475) *Coelastrella rubescens* (Vinatzer) Kaufnerová & Eliás, 2013 при условиях культивирования, аналогичных нашим, на «зелёной» стадии максимальная удельная скорость роста составляла 0,95 сут $^{-1}$ [Minyuk et al., 2017].

После перевода культуры в режим абиотического стресса, к 3-м суткам «красной» стадии (рис 5Б), наблюдали увеличение численности клеток в 1,6 раза относительно начальной концентрации. Дальнейшего прироста клеток не происходило. Подобная реакция культуры *C. rubescens* в начале «красной» стадии при использовании аналогичной схемы стрессирования была отмечена и ранее [Minyuk et al., 2017]. Наблюдаемый прирост может происходить за счёт по-

требления водорослями биогенных веществ, которые дополнительно поступают при разбавлении концентратка клеток питательной средой, даже редуцированной по азоту и фосфору. Первые признаки вторичного каротиногенеза были выявлены на 3-и сутки после стрессирования: визуально отмечено изменение цвета культуры в колбах с зелёного на коричнево-оранжевый, а при наблюдении под световым микроскопом зарегистрировано увеличение размеров клеток и изменение цвета (см. рис. 3Б).

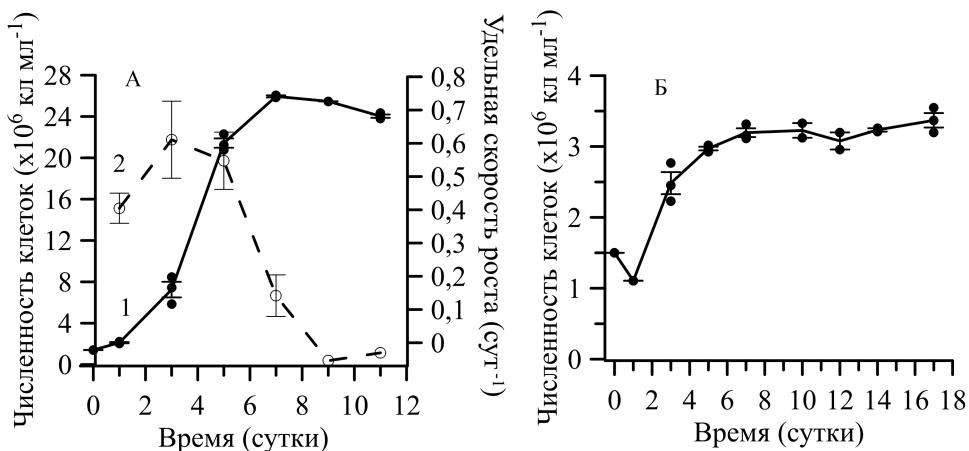


Рис. 5. Динамика численности клеток (1) и среднесуточной удельной скорости роста (2) штамма IBSS-156 *Coelastrella rubescens* на вегетативной стадии (А) и на стадии вторичного каротиногенеза (Б)

Fig. 5. Dynamics of the cell abundance (1) and the average daily specific growth rate (2) for the IBSS-156 *Coelastrella rubescens* strain during the vegetative stage (A) and secondary carotenogenesis stage (B)

Изменение пигментного состава является ключевым индикатором развития процессов вторичного каротиногенеза в клетках в ответ на действие абиотического стресса. В частности, это проявляется в снижении удельного содержания хлорофилла и связанных с ним первичных каротиноидов относительно содержания вторичных каротиноидов в клетках [Lemoine, Schoefs, 2010; Shah et al., 2016]. Для количественной оценки динамики этих процессов обычно используют соотношение пиков поглощения экстрактов пигментов на длинах волн, соответствующих максимумам поглощения хлорофилла и вторичных каротиноидов [Solovchenko, Minyuk, 2021]. В качестве экспресс-оценки таких изменений мы проанализировали динамику спектров поглощения живых культур микроводорослей на «зелёной» (рис. 6А) и «красной» (рис. 6Б) стадиях культивирования. Очевидно, что формы спектров поглощения суспензии клеток живой культуры *C. rubescens* существенно отличаются при разных режимах культивирования.

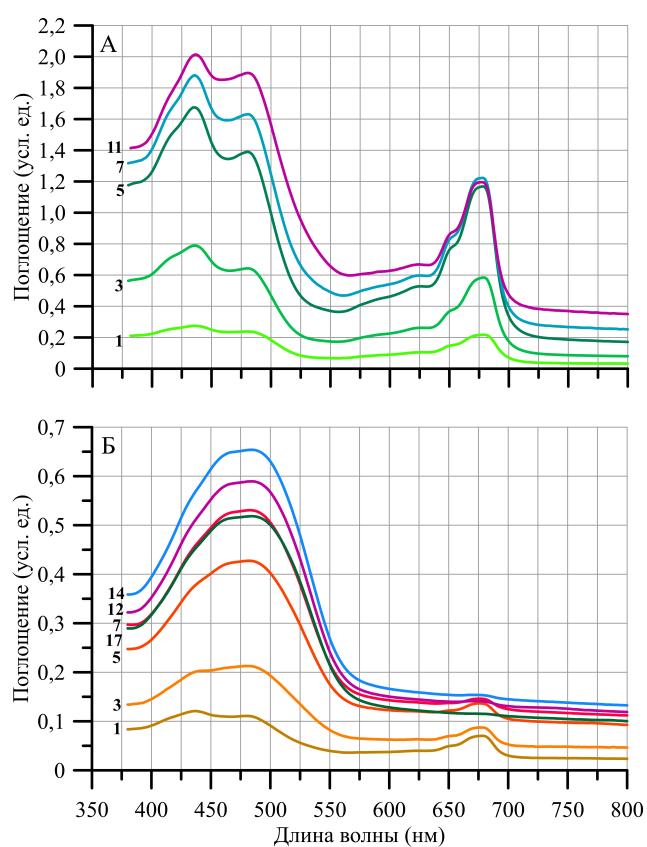
На «зелёной» стадии хорошо выражены максимумы, связанные с поглощением хлорофилла *a* в синей (425 нм) и красной (680 нм) частях спектра. Дополнительное плечо в красной области (на 650 нм) определяется поглощением хлорофилла *b* — вспомогательного фотосинтетического пигмента зелёных водорослей. В синей части спектра этот пигмент вносит свой вклад в формирование пика в области 470–480 нм совместно с первичными каротиноидами. Величины поглощения в экстремумах синей области непрерывно росли на протяжении эксперимента и достигали максимума на 11-е сутки, а в красной части спектра после 5-х суток они изменились уже незначительно (рис. 6А).

На «красной» стадии наблюдали постепенное сглаживание спектра в области максимумов поглощения хлорофиллов, и к 12-м суткам эксперимента он представлял собой унимодальную крипту с широким пиком, сдвинутым в сине-зелёную область. В диапазоне длин волн 480–490 нм в этот период мы наблюдали непрерывное увеличение амплитуды пика, что отражает накопление вторичных каротиноидов в культуре. На 17-е сутки показатели поглощения пигментов резко

снижались без изменения формы спектра. В это же время появлялись первые признаки перехода водоросли в состояние покоя. Полностью прекращался процесс деления клеток, наружная оболочка клетки утолщалась. Полученная динамика спектров поглощения соответствует представлениям о постепенном редуцировании фотосинтетического аппарата микроводорослей в процессе их перехода в состояние покоя и о накоплении в клетках кетокаротиноидов, максимум поглощения которых сдвинут в длинноволновую часть спектра относительно первичных каротиноидов [Lemoine, Schoefs, 2010]. Таким образом, изменение формы спектров поглощения живых культур каротиногенных микроводорослей в процессе культивирования может быть использовано для экспресс-оценки физиологического состояния клеток и для контроля за процессами накопления кетокаротиноидов в культуре.

Рис. 6. Динамика изменения оптических спектров поглощения суспензии клеток живой культуры штамма IBSS-156 *Coelastrella rubescens* на «зелёной» (А) и «красной» (Б) стадиях культивирования (цифрами обозначены сутки эксперимента)

Fig. 6. Changes in the shape of optical absorption spectra of a cell suspensions of a living culture of the IBSS-156 *Coelastrella rubescens* strain during the ‘green’ (A) and ‘red’ (B) stages of cultivation (digits on curves indicate the experiment duration in days)



Выводы:

1. Впервые в чистую культуру из таллома крымского эпилитного лишайника выделены клетки зелёной микроводоросли, относящейся к роду *Coelastrella* (Scenedesmaceae, Sphaeropleales). Простота и надёжность использованной нами процедуры позволяют рекомендовать описанную в работе модификацию метода плотностно-градиентного центрифугирования для рутинного выделения клеток фикобионтов лишайников в культуру.
2. Методами молекулярно-генетической идентификации и сканирующей электронной микроскопии подтверждено таксономическое положение выделенного штамма в системе Chlorophyta. По совокупности признаков он отнесен к роду *Coelastrella* семейства Scenedesmaceae в пределах порядка Sphaeropleales. Согласно результатам филогенетического анализа на основе фрагмента ITS1 — 5.8S — ITS2 рибосомального кластера генов, штамм с высокой вероятностью принадлежит к виду *C. rubescens*. Выделенный изолят внесён в каталог коллекции живых культур каротиногенных микроводорослей ФИЦ ИНБЮМ (<https://algae.ibss-ras.ru>) как IBSS-156 *Coelastrella rubescens*.

3. Штамм показал способность к быстрому росту, до $(0,62 \pm 0,11)$ сут $^{-1}$, а также к накоплению зелёной биомассы и вторичных каротиноидов в условиях двухстадийного культивирования. Спектры поглощения суспензии клеток на «красной» стадии отражают процессы деградации зелёных фотосинтетических пигментов и биосинтеза вторичных каротиноидов. Регистрация спектров поглощения живых культур микроводорослей может быть использована для экспресс-оценки их физиологического состояния и для контроля за накоплением кетокаротиноидов в процессе культивирования.

Полученные результаты указывают на возможность выделения из крымских лишайников перспективных продуцентов астаксантина, адаптированных к местным условиям. Необходимы дальнейшие исследования биологических свойств и коммерческого потенциала нового штамма IBSS-156 *Coelastrella rubescens* как возможного биотехнологического объекта для массового культивирования в климатических условиях Крыма и юга России с целью получения высокоценных в медицинском и пищевом отношениях кетокаротиноидов группы астаксантина.

Работа профинансируется Российской научным фондом, грант № 24-26-20121 «Создание биоресурсной коллекции каротиногенных водорослей крымского региона» (№ гос. регистрации 124102900026-9).

Благодарность. Авторы выражают искреннюю благодарность к. б. н. Г. С. Минюк за полезные замечания и советы при подготовке статьи, к. м. н. Е. А. Бочаровой — за получение фотографий клеток водорослей под световым микроскопом и измерение их линейных размеров, начальнику лаборатории микроскопии В. Н. Лишаеву — за получение СЭМ-изображений микроводорослей, к. б. н. О. А. Рыльковой, к. б. н. И. В. Дробецкой и И. Н. Чубчиковой — за консультации по пробоподготовке препаратов для СЭМ, к. б. н. Н. Ю. Шоман и к. б. н. Е. С. Соломоновой — за консультации при работе на спектрофотометре и проточном цитометре.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Андреева В. М. *Почвенные и аэрофильные зелёные водоросли (Chlorophyta: Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales)*. Санкт-Петербург : Наука, 1998. 351 с. [Andreyeva V. M. *Terrestrial and Aerophilic Green Algae (Chlorophyta: Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales)*. Saint Petersburg : Nauka, 1998, 351 p. (in Russ.)]
2. Войцехович А. *Фотобионты лишайников: разнообразие, экология и взаимоотношения с мицобионтами*. Саарбрюкken, Германия : LAP LAMBERT Academic Publishing, 2013. 102 с. [Voitsekhovich A. *Fotobionty lishainikov: raznobrazie, ekologiya i vzaimootnosheniya s mikobiontami*. Saarbrücken, Germany : LAP LAMBERT Academic Publishing, 2013, 102 p. (in Russ.)]
3. Гайсина Л. А., Фазлутдинова А. И., Кабиров Р. Р. *Современные методы выделения и культивирования водорослей* : учебное пособие. Уфа : Изд-во БГПУ, 2008. 152 с. [Gaisina L. A., Fazlutdinova A. I., Kabirov R. R. *Sovremennye metody vydeleniya i kul'tivirovaniya vodoroslei* : uchebnoe posobie. Ufa : Izd-vo BGPU, 2008, 152 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qktkil>
4. ГОСТ 8050-85. *Двуокись углерода газообразная и жидккая. Технические условия* = *Gaseous and liquid carbon dioxide. Specifications* : межгосударственный стандарт : издание официальное : утверждён и введён в действие постановлением Государственного комитета СССР по стандартам от 29.07.85 № 2423 : взамен ГОСТ 8050-76 : дата введения 1987-01-01 / подготовлен Государственной ассоциацией «АгроХим». Москва : Стандартинформ, 2006. 25 с. [GOST 8050-85. *Dvuokis' ugleroda gazoobraznaya i zhidkaya. Tekhnicheskie usloviya* = *Gaseous and liquid carbon dioxide. Specifications* : mezhgosudarstvennyi standart : izdanie ofitsial'noe : utverzhden i vveden v deistvie postanovleniem Gosudarstvennogo komiteta SSSR po standartam ot 29.07.85 no. 2423 : vzamen GOST 8050-76 : data vvedeniya 1987-01-01 / podgotovlen Gosudarstvennoi assotsiatsiei “Agrokhim”. Moscow : Standartinform, 2006, 25 p. (in Russ.)]
5. Данцик Н. В., Челебиева Э. С., Минюк Г. С. Рабочая коллекция живых культур каротиногенных микроводорослей Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского

- // Морской биологический журнал. 2021. Т. 6, № 4. С. 3–18. [Dantsyuk N. V., Chelebieva E. S., Minyuk G. S. Working collection of carotenogenic microalgae living cultures of A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas. *Marine Biological Journal*, 2021, vol. 6, no. 4, pp. 3–18. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2021.06.4.01>
6. Минюк Г. С. Каротиногенные микроводоросли. База данных. А. с. № 2020621092. Заявка № 2020620921. 10.06.2020, опубл. 30.06.2020. Бюл. № 7. [Minyuk G. S. Karotinogennye mikrovodorosli. Baza dannykh. A. s. no. 2020621092. Zayavka no. 2020620921. 10.06.2020, opubl. 30.06.2020. Byul. no. 7. (in Russ.)]
7. Минюк Г. С., Челебиева Э. С., Чубчикова И. Н., Данцик Н. В., Дробецкая И. В., Сахонь Е. Г., Чивкунова О. Б., Чеканов К. А., Лобакова Е. С., Сидоров Р. А., Соловченко А. Е. Влияние pH и CO₂ на рост и метаболизм микроводоросли *Coelastrella (Scotiellopsis) rubescens* // Физиология растений. 2016. Т. 63, вып. 4. С. 601–610. [Minyuk G. S., Chelebieva E. S., Chubchikova I. N., Dantsyuk N. V., Drobetskaya I. V., Sakhon E. G., Chivkunova O. B., Chekanov K. A., Lobakova E. S., Sidorov R. A., Solovchenko A. E. pH and CO₂ effects on *Coelastrella (Scotiellopsis) rubescens* growth and metabolism. *Fiziologiya rastenii*, 2016, vol. 63, iss. 4, pp. 601–610. (in Russ.)]. <http://doi.org/10.7868/S0015330316040102>
8. Мокросноп В. М., Золотарёва Е. К. Влияние фунгицидов на рост культуры микроводоросли *Euglena gracilis* Klebs (Euglenophyta) // Альгология. 2012. Т. 22, № 4. С. 337–344. [Mokrosnop V. M., Zolotareva E. K. The effect of selected fungicides on growth of *Euglena gracilis* Klebs (Euglenophyta) culture. *Al'gologiya*, 2012, vol. 22, no. 4, pp. 337–344. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1615/InterJAlgae.v15.i2.60>
9. Рылькова О. А., Боровков А. Б., Ханайченко А. Н., Харчук И. А., Гудвилович И. Н., Лишаев В. Н. Особенности пробоподготовки образцов монадных форм микроводорослей для сканирующей электронной микроскопии // Биоразнообразие и устойчивое развитие. 2024. Т. 8, № 4. С. 62–74. [Rylkova O. A., Borovkov A. B., Khanaychenko A. N., Kharchuk I. A., Gudvilovich I. N., Lishaev V. N. Peculiarities of sample prepara-
- tion of samples of monadic forms of microalgae for scanning electron microscopy. *Bioraznoobrazie i ustoichivoe razvitiye*, 2024, vol. 8, no. 4, pp. 62–74. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/afkodh>
10. Темraleева А. Д., Минчева Е. В., Букин Ю. С., Андреева А. М. Современные методы выделения, культивирования и идентификации зелёных водорослей (*Chlorophyta*). Кострома : Костромской печатный дом, 2014. 215 с. [Temraleeva A. D., Mincheva E. V., Bukin Yu. S., Andreeva A. M. *Modern Methods of Isolation, Cultivation and Identification of Green Algae (Chlorophyta)*. Kostroma : Kostromskoi pechatnyi dom, 2014, 215 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/uuyvqt>
11. Чубчикова И. Н., Дробецкая И. В., Данцик Н. В., Челебиева Э. С. Оптимизация метода фиксации пресноводных микроводорослей (Scenedesmaceae, Chlorophyta) для первичной идентификации с использованием сканирующей электронной микроскопии // Вопросы современной альгологии. 2022. № 1 (28). С. 102–109. [Chubchikova I. N., Drobetskaya I. V., Dantsyuk N. V., Chelebieva E. S. Optimization of freshwater microalgae (Scenedesmaceae, Chlorophyta) fixation method for primary taxonomic identification by scanning electron microscopy. *Voprosy sovremennoi al'gologii*, 2022, no. 1 (28), pp. 102–109. (in Russ.)]. [https://doi.org/10.33624/2311-0147-2022-1\(28\)-102-109](https://doi.org/10.33624/2311-0147-2022-1(28)-102-109)
12. Bačkor M., Hudák J., Ziegler W., Bačkorová M. Methods for isolation and cultivation of the eukaryotic lichen photobionts – looking for a universal method. A review. *Thaiszia – Journal of Botany*, 1998, vol. 8, pp. 1–6.
13. Bischoff H. W., Bold H. C. *Phycological Studies. IV. Some Soil Algae from Enchanted Rock and Related Algal Species*. Austin, TX : University of Texas, 1963, vol. 6318, 95 p.
14. Chelebieva E. S., Dantsyuk N. V., Chekanov K. A., Chubchikova I. N., Drobetskaya I. V., Minyuk G. S., Lobakova E. S., Solovchenko A. E. Identification and morphological-physiological characterization of astaxanthin producer strains of *Haematococcus pluvialis* from the Black Sea region. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 2018, vol. 54, no. 6, pp. 639–648. <https://doi.org/10.1134/S0003683818060078>
15. Cheng X., Shah M. Astaxanthin from *Haematococcus*: Production, applications, and advances.

- In: *Handbook of Food and Feed from Microalgae. Production, Application, Regulation, and Sustainability*. London, UK ; San Diego, CA ; Cambridge, MA ; Oxford, UK : Academic Press, 2023, chap. 19, pp. 221–236. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99196-4.00033-4>
16. Corato A., Le T. T., Baurain D., Jacques P., Remacle C., Franck F. A fast-growing oleaginous strain of *Coelastrella* capable of astaxanthin and canthaxanthin accumulation in phototrophy and heterotrophy. *Life*, 2022, vol. 12, iss. 3, art. no. 334 (21 p.). <https://doi.org/10.3390/life12030334>
 17. Czeczuga B., Osorio H. S. Investigations on carotenoids in lichens. XXI. Astaxanthin, the dominant carotenoid in some lichens from Uruguay. *Israel Journal of Plant Sciences*, 1989, vol. 38, iss. 2–3, pp. 115–120.
 18. Debnath T., Bandyopadhyay T. K., Vanitha K., Bobby Md. N., Tiwari O. N., Bhunia B., Muthuraj M. Astaxanthin from microalgae: A review on structure, biosynthesis, production strategies and application. *Food Research International*, 2024, vol. 176, art. no. 113841 (18 p.). <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2023.113841>
 19. Fontaniella B., Molina M. C., Vicente C. An improved method for the separation of lichen symbionts. *Phyton (Horn, Austria)*, 2000, vol. 40, fasc. 2, pp. 323–328.
 20. Gasulla F., Guéra A., Barreno E. “A simple and rapid method for isolating lichen photobionts”. *Symbiosis*, 2010, vol. 51, iss. 2, pp. 175–179. <https://doi.org/10.1007/s13199-010-0064-4>
 21. Goecke F., Noda J., Paliocha M., Gislerød H. R. Revision of *Coelastrella* (Scenedesmaceae, Chlorophyta) and first register of this green coccoid microalga for continental Norway. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2020, vol. 36, iss. 10, art. no. 149 (17 p.). <https://doi.org/10.1007/s11274-020-02897-0>
 22. Han D., Li Y., Hu Q. Astaxanthin in microalgae: Pathways, functions and biotechnological implications. *Algae*, 2013, vol. 28, no. 2, pp. 131–147. <https://doi.org/10.4490/algae.2013.28.2.131>
 23. Islam M. A., Magnusson M., Brown R. J., Ayoko G. A., Nabi M. N., Heimann K. Microalgal species selection for biodiesel production based on fuel properties derived from fatty acid profiles. *Energies*, 2013, vol. 6, iss. 11, pp. 5676–5702. <https://doi.org/10.3390/en6115676>
 24. Kan Y., Pan J. A one-shot solution to bacterial and fungal contamination in the green alga *Chlamydomonas reinhardtii* culture by using an antibiotic cocktail. *Journal of Phycology*, 2010, vol. 46, iss. 6, pp. 1356–1358. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00904.x>
 25. Karpagam R., Preeti R., Ashokkumar B., Varalakshmi P. Enhancement of lipid production and fatty acid profiling in *Chlamydomonas reinhardtii*, CC1010 for biodiesel production. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, vol. 121, pp. 253–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.015>
 26. Katoh K., Toh H. Parallelization of the MAFFT multiple sequence alignment program. *Bioinformatics*, 2010, vol. 26, iss. 15, pp. 1899–1900. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq224>
 27. Kaufnerová V., Eliáš M. The demise of the genus *Scotiellopsis* Vinatzer (Chlorophyta). *Nova Hedwigia*, 2013, Bd 97, Heft 3–4, S. 415–428. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2013/0116>
 28. Kawasaki S., Yoshida R., Ohkoshi K., Toyoshima H. *Coelastrella astaxanthina* sp. nov. (Sphaeropleales, Chlorophyceae), a novel microalga isolated from an asphalt surface in mid-summer in Japan. *Phycological Research*, 2020, vol. 68, iss. 2, pp. 107–114. <https://doi.org/10.1111/pre.12412>
 29. Kimura M. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution*, 1980, vol. 16, iss. 2, pp. 111–120. <https://doi.org/10.1007/bf01731581>
 30. Krivina E., Sinetova M., Zadneprovskaya E., Ivanova M., Starikov A., Shibzukhova K., Lobakova E., Bukin Yu., Portnov A., Temraleeva A. The genus *Coelastrella* (Chlorophyceae, Chlorophyta): Molecular species delimitation, biotechnological potential, and description of a new species *Coelastrella affinis* sp. nov., based on an integrative taxonomic approach. *Antonie van Leeuwenhoek*, 2024, vol. 117, iss. 1, art. no. 113 (33 p.). <https://doi.org/10.1007/s10482-024-02008-1>
 31. Lemoine Y., Schoefs B. Secondary ketocarotenoid astaxanthin biosynthesis in algae: A multi-functional response to stress. *Photosynthesis Research*, 2010, vol. 106, iss. 1–2, pp. 155–177. <https://doi.org/10.1007/s11120-010-9583-3>
 32. Loureiro L., Morais J., Silva R., Martins J. T.,

- Geada P., Vasconcelos V., Vicente A. A. Isolation and identification of lichen photobionts collected from different environments in north of Portugal and evaluation of bioactivities of their extracts. *Foods*, 2024, vol. 13, iss. 11, art. no. 1759 (18 p.). <https://doi.org/10.3390/foods13111759>
33. Maltsev Y., Krivova Z., Maltseva S., Maltseva K., Gorshkova E., Kulikovskiy M. Lipid accumulation by *Coelastrella multistriata* (Scenedesmaceae, Sphaeropleales) during nitrogen and phosphorus starvation. *Scientific Reports*, 2021, vol. 11, art. no. 19818 (13 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99376-9>
34. Mikhailyuk T., Glaser K., Tsarenko P., Demchenko E., Karsten U. Composition of biological soil crusts from sand dunes of the Baltic Sea coast in the context of an integrative approach to the taxonomy of microalgae and cyanobacteria. *European Journal of Phycology*, 2019, vol. 54, iss. 3, pp. 263–290. <https://doi.org/10.1080/09670262.2018.1557257>
35. Minyuk G., Chelebieva E., Chubchikova I., Dantsyuk N., Drobetskaya I., Sakhon E., Chekanov K., Solovchenko A. Stress-induced secondary carotenogenesis in *Coelastrella rubescens* (Scenedesmaceae, Chlorophyta), a producer of value-added keto-carotenoids. *Algae*, 2017, vol. 32, iss. 3, pp. 245–259. <https://doi.org/10.4490/algae.2017.32.8.6>
36. Mohanasundaram Y., Arumugam N., Sarangam B., Alagarsamy A., Raja R. An introduction to *Haematococcus*. In: *Haematococcus. Biochemistry, Biotechnology and Biomedical Applications* / R. Raja, S. Hemaiswarya, M. Narayanan, S. Kandasamy, K. Jayappriyan (Eds). Singapore : Springer, 2023, pp. 1–10. https://doi.org/10.1007/978-981-99-2901-6_1
37. Morgulis A., Coulouris G., Raytselis Y., Madden T. L., Agarwala R., Schäffer A. A. Database indexing for production MegaBLAST searches. *Bioinformatics*, 2008, vol. 24, iss. 16, pp. 1757–1764. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btn322>
38. Mota G. C. P., Moraes L. B. S. D., Oliveira C. Y. B., Oliveira D. W. S., Abreu J. L. D., Dantas D. M. M., Gálvez A. O. Astaxanthin from *Haematococcus pluvialis*: Processes, applications, and market. *Preparative Biochemistry & Biotechnology*, 2022, vol. 52, iss. 5, pp. 598–609. <https://doi.org/10.1080/10826068.2021.1966802>
39. Nayana K., Sudhakar M. P., Arunkumar K. Biorefinery potential of *Coelastrella* biomass for fuel and bioproducts – a review. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2022, 14 p. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02519-9>
40. Patel A. K., Tambat V. S., Chen C. W., Chauhan A. S., Kumar P., Vadrale A. P., Huang C.-Y., Dong C., Singhania R. R. Recent advancements in astaxanthin production from microalgae: A review. *Bioresource Technology*, 2022, vol. 364, art. no. 128030 (12 p.). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128030>
41. Shah M. R., Liang Y., Cheng J. J., Daroch M. Astaxanthin-producing green microalga *Haematococcus pluvialis*: From single cell to high value commercial products. *Frontiers in Plant Science*, 2016, vol. 7, art. no. 531 (28 p.). <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00531>
42. Solovchenko A., Minyuk G. The physiology of astaxanthin production by carotenogenic microalgae. In: *Global Perspectives on Astaxanthin. From Industrial Production to Food, Health, and Pharmaceutical Applications* / G. A. Ravishankar, A. Ranga Rao (Eds). London, UK ; San Diego, CA ; Cambridge, MA ; Oxford, UK : Academic Press, 2021, chap. 2, pp. 19–35. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823304-7.00026-X>
43. Tamura K., Stecher G., Kumar S. MEGA11: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution*, 2021, vol. 38, iss. 7, pp. 3022–3027. <https://doi.org/10.1093/molbev/msab120>
44. Trifinopoulos J., Nguyen L.-T., von Haeseler A., Minh B. Q. W-IQ-TREE: A fast online phylogenetic tool for maximum likelihood analysis. *Nucleic Acids Research*, 2016, vol. 44, iss. W1, pp. W232–W235. <https://doi.org/10.1093/nar/gkw256>
45. Voitsekovich A., Beck A. Lichen photobionts of the rocky outcrops of Karadag massif (Crimean Peninsula). *Symbiosis*, 2016, vol. 68, iss. 1–3, pp. 9–24. <https://doi.org/10.1007/s13199-015-0346-y>
46. Wang Q., Song H., Liu X., Liu B., Hu Z., Liu G. Morphology and molecular phylogeny of coccoid green algae *Coelastrella* sensu lato (Scenedesmaceae, Sphaeropleales), including the description of three new species and two new varieties. *Journal of Phycology*, 2019, vol. 55, iss. 6, pp. 1290–1305. <https://doi.org/10.1111/jpy.12915>

47. White T. J., Bruns T., Lee S., Taylor J. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In: *PCR Protocols. A Guide to Methods and Applications* / M. A. Innis, D. H. Gelfand, J. J. Sninsky, T. White (Eds). San Diego, CA ; New York : Academic Press, 1990, pp. 315–322.
48. Wood A. M., Everroad R. C., Wingard L. M. Measuring growth rates in microalgal cultures. In: *Algal Culturing Techniques* / R. A. Andersen (Ed.). New York : Elsevier Academic Press, 2005, chap. 18, pp. 269–286.
49. Zhang Z., Schwartz S., Wagner L., Miller W. A greedy algorithm for aligning DNA sequences. *Journal of Computational Biology*, 2000, vol. 7, no. 1–2, pp. 203–214. <https://doi.org/10.1089/10665270050081478>

**A NEW STRAIN OF A CAROTENOGENIC GREEN MICROALGA
COELASTRELLA RUBESCENS,
SUITABLE FOR CULTIVATION
IN THE CLIMATIC CONDITIONS OF SOUTHERN RUSSIA**

**N. Dantsyuk¹, O. Krivenko¹,
I. Mansurova¹, and I. Degtyar²**

¹A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation

²Sevastopol State University, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: krivenko@ibss-ras.ru

A new carotenogenic strain of a green microalga *Coelastrella* Chodat (Scenedesmaceae, Sphaeropleales) was isolated in unialgal culture from the thallus of a Crimean epilithic lichen sampled in Sevastopol in March 2024. The strain is characterized by a pronounced ability to accumulate secondary carotenoids under acute abiotic stress conditions. We describe the methods we used to isolate phycobionts from small lichen samples, purify algae, establish axenic culture, adapt cells to laboratory conditions, and maintain strains in long-term culture collection. Species identification was performed using a combination of morphological (light and scanning electron microscopy) and molecular genetic approaches (analysis of the ITS1–5.8S–ITS2 fragment of the 18S rRNA gene cluster). The novel strain was identified as *Coelastrella rubescens* (Vinatzer) Kaufnerová & Eliás, 2013 and deposited into the collection of living cultures of carotenogenic microalgae at IBSS (<https://algae.ibss-ras.ru>), designated as IBSS-156. The growth characteristics of the IBSS-156 strain were evaluated under two-stage batch culture conditions. The data indicate high specific growth rates of the alga at the vegetative stage: up to (0.62 ± 0.11) day⁻¹. The dynamics of the algal pigment composition that we received reflects the massive accumulation of secondary carotenoids under stressful conditions. We found that measuring the absorption spectra of living microalgal cultures in the visible region allows for a rapid assessment of their physiological state and the rate of ketocarotenoid accumulation in biomass during two-stage cultivation. The obtained results highlight the potential of Crimean lichens as a source of promising astaxanthin-producing strains suitable for mass cultivation in arid and hot climates, such as those found in the Crimea and adjacent regions of southern Russia.

Keywords: carotenogenic microalgae, phycobionts, *Coelastrella*, two-stage cultivation

УДК 591.69-438-512.222(665.2)

**ВСТРЕЧАЕМОСТЬ *SCHISTOSOMA MANSONI*
(TREMATODA: SCHISTOSOMATIDAE)
У *BIOMPHALARIA PFEIFFERI* (GASTROPODA: PLANORBIDAE)
В ВОДОЁМАХ ПРЕФЕКТУРЫ КИНДИЯ (ГВИНЕЙСКАЯ РЕСПУБЛИКА)**

© 2025 г. Е. В. Дмитриева¹, С. Диаките², П. Койвоги², Н. В. Пронькина¹, В. А. Уппе¹,
Л. Конате², М. Д. Соу², А. М. Балде², М. Камара³, Д. М. Полевой¹, Р. В. Мачкевский¹,
Е. А. Водясова¹, И. Кейта², А. И. П. Диалло²

¹ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация

²Центр морских и прибрежных исследований Гвинеи, Конакри, Гвинейская Республика

³Институт прикладной биологии, Киндия, Гвинейская Республика

E-mail: evdmitrieva@ibss-ras.ru

Поступила в редакцию 23.02.2025; после доработки 23.03.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

На территории Гвинейской Республики, в западной области префектуры Киндия, в 8 пресноводных водоёмах найдены моллюски родов *Biomphalaria* и *Bulinus* — промежуточные хозяева trematod рода *Schistosoma*, патогенных для человека. Моллюски *Bulinus* были свободны от шистосом, в то время как биомфалярии были ими заражены. В 4 водоёмах выявлены очаги заражённости моллюсков этим паразитом. На основе морфологического анализа раковин заражённых моллюсков установлена их принадлежность к виду *Biomphalaria pfeifferi*. Особенности движения, форма тела, внутренняя анатомия и морфометрические характеристики церкарий, выходящих из моллюсков, соответствовали таковым *S. mansoni*. Полученные последовательности участка ITS1 рДНК показали 100%-ную идентичность с аналогичными локусами *S. mansoni*, паразитирующими у людей и крыс из Африки и Бразилии. В то же время они отличались от таковых ближайшего вида, *S. rodhaini*, на 6 нуклеотидных замен, а от таковых его гибридов с *S. mansoni* — на 2–6 замен. Филогенетический анализ показал достоверное (100 %) включение секвенированной пробы в кластер с другими последовательностями *S. mansoni* и дистанцирование от линий *S. rodhaini* и гибридов *S. rodhaini* × *S. mansoni*. Этот результат подтверждает идентификацию вида как *S. mansoni*. Данные о встречаемости этого паразита у моллюсков, а также последовательности его ДНК получены для территории Гвинеи впервые. В целом заражённые моллюски (32 экз.) имели достоверно большие средние размеры раковин, чем незаражённые (1110 экз.). Анализ влияния ряда факторов среди на встречаемость моллюсков *B. pfeifferi* и их заражённость trematodами *S. mansoni* не выявил их зависимости от pH, насыщенности кислородом и температуры воды в пределах изменчивости этих показателей в период исследования (октябрь — ноябрь). Отмечена относительная толерантность биомфалярий к дефициту кислорода в воде, что способствует, очевидно, их встречаемости в загрязнённых экскрементами водах и создаёт условия для заражения моллюсков миграциями шистосом. Показана связь присутствия шистосом в биоценозе с определёнными характеристиками среды, а именно со стоячей или медленно текущей водой и с наличием обильной прибрежной растительности. Кроме того, все водоёмы, в которых найден паразит, находились в черте города. Полученные результаты важны для разработки мер борьбы с шистосомозом в регионе.

Ключевые слова: *Schistosoma*, шистосомоз, природный очаг заражения, промежуточный хозяин, *Biomphalaria*, ITS1 рДНК, Гвинейская Республика

Шистосомоз человека — тропическое заболевание, связанное с паразитированием шести видов трематод рода *Schistosoma* Weinland, 1858, из которых два, *S. haematobium* (Bilharz, 1852) и *S. mansoni* Sambon, 1907, вызывают 99 % случаев заражения шистосомозом в мире. Всемирная организация здравоохранения рассматривает шистосомоз как одно из наиболее тяжёлых тропических заболеваний. Около 90 % случаев приходится на Африку [Onasanya et al., 2021]. Более того, в последние два десятилетия отмечен рост заражённости африканского населения шистосомозом [Salari et al., 2020]. Миграция населения из Африки на Евразийский континент, потепление климата и связанные с этим риски вселения в новые районы моллюсков — промежуточных хозяев трематод делают изучение различных аспектов экологии шистосом актуальным не только для африканских государств, но и для других стран, в том числе для России. Так, из литературы известно о недавнем распространении шистосомоза на Корсике и в Португалии, в частности среди жителей, не посещавших районы его естественного распространения [Gabrielli, Garba Djirmay, 2023].

Распространение шистосомоза связано с двумя факторами — с загрязнением воды человеческими экскрементами с яйцами паразита и с наличием заражённых моллюсков в естественных водоёмах. Существующие программы контроля концентрируются на инфицированности населения, однако источником заражения человека являются свободноплавающие личинки — церкарии, продуцируемые паразитирующими у моллюсков спороцистами шистосом. Даже если предотвратить попадание в воду яиц паразита, уже заражённые моллюски будут некоторое время производить новых церкарий. Кроме того, «человеческие» виды *Schistosoma* могут паразитировать в других млекопитающих [Aula et al., 2021], так что животные-резервуары позволяют инфекции циркулировать независимо от участия человека. Поэтому для контроля распространения шистосомоза недостаточно проводить профилактику и лечить инфекцию у людей: необходим также мониторинг встречаемости паразита у моллюсков в водоёмах.

Трематодам, вызывающим шистосомозы человека, а также другим представителям семейства Schistosomatidae Stiles & Hassall, 1898, к которому они принадлежат, посвящено большое количество исследований разной направленности — от изучения их морфологии, биологии и экологии до геномных и транскриптомных работ, а также разработки ПЦР-диагностики (например, [Alzaylaee et al., 2020; Gandasegui et al., 2016; Sato et al., 2018]). Однако с учётом разнообразия климатических условий в регионах, где встречаются эти гельминты, распространённости и вариабельности их хозяев — моллюсков, возможного включения в паразитарные системы «человеческих» шистосом в различных районах разнообразных резервуарных и случайных хозяев (как окончательных, так и промежуточных) [Aula et al., 2021] и возникновения межвидовых гибридов [De Elías-Escribano et al., 2025; Savassi et al., 2020; Webster et al., 2013] данных об их морфологических, экологических и молекулярно-генетических характеристиках в различных местообитаниях по-прежнему недостаточно. Так, в отношении территории Гвинейской Республики сведения по встречаемости видов *Schistosoma* у моллюсков в доступной литературе отсутствуют. Отметим, что в монографии [Brown, 2005] наличие *S. mansoni* и *S. haematobium* у моллюсков *Biomphalaria pfeifferi* (Krauss, 1848) и *Bulinus globosus* (Morelet, 1866) в Гвинее констатируется на основе регистрации трематод у населения и встречаемости в регионе обоих видов моллюсков, которые являются основными хозяевами данных паразитов в Африке. В базе генетических данных GenBank NCBI (National Center for Biotechnological Information) среди 556 222 записей по различным фрагментам ДНК шистосом нет депонированных нуклеотидных последовательностей представителей этого рода из Гвинейской Республики [Nucleotide database, 2024].

В настоящее время известно о двух патогенных для человека видах рода *Schistosoma*, которые встречаются у населения на территории Гвинеи, — *S. mansoni* и *S. haematobium*. Оба они автохтонны для Гвинейской Республики [Aula et al., 2021]. Согласно данным анализа обследований, проведённых в 1989–2019 гг., заражённость населения в разных районах колеблется

от 1 до 15 % [Guilavogui et al., 2023]. Однако в отдельных публикациях приведены значительно более высокие показатели. Так, в регионе Лесная Гвинея встречаемость *S. mansoni* у школьников достигала 86,1 %, а *S. haematobium* — 75 % [Hodges et al., 2011]. Кроме того, в соседнем со страной районе (Гвинея-Бисау, Камерун, Экваториальная Гвинея, Габон и Нигерия) встречается ещё один вид, паразитирующий у человека, — *S. guineensis* [Kane et al., 2003; Webster et al., 2006]; выявлены и межвидовые гибриды [Savassi et al., 2020]. На территории Гвинейской Республики этот вид шистосом пока не обнаружен. С учётом того, что определение видов на основе морфологии яиц (наиболее распространённый метод идентификации возбудителей шистосомозов) может быть неточным, особенно в отношении гибридов [De Elías-Escribano et al., 2025], необходимо подтверждать результат с использованием молекулярно-генетических маркеров. При этом точная видовая идентификация очень важна для диагностики и лечения, для оценки эпидемиологических последствий и для разработки мероприятий по контролю природных очагов инфекции.

В связи с вышеизложенным целью данной работы — охарактеризовать встречаемость патогенных для людей шистосом у моллюсков в префектуре Киндия (Гвинейская Республика), идентифицировать виды рода *Schistosoma* на основе морфологии церкарий и последовательностей ДНК и проанализировать связь показателей заражённости моллюсков шистосомами с параметрами среды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Отбор проб. В октябре — ноябре 2024 г. на территории префектур Коя и Киндия (регион Киндия, Гвинейская Республика) обследовано 27 мест в прибрежной зоне 21 водоёма (см. карту: <https://www.google.com/maps/d/edit?mid=1JeRUjZ5VpumfQxLM7R-GmriHB73BXss&usp=sharing>).

В местах отбора проб фиксировали следующие параметры: pH и температуру воды, растворённый O_2 , а также характеристики биоценоза — наличие растительности, тип грунта (каменистое дно, песок либо ил) и относительную скорость течения (стоячая вода, медленно текущая вода либо быстрое течение). Физико-химические показатели измерены с помощью многофункционального прибора DO-100 (Китай), откалиброванного и используемого в соответствии с инструкцией производителя; погрешность измерений составляла $\pm 1,5\%$. Перечень обследованных водоёмов, координаты мест отбора проб, гидрохимические характеристики и количество собранных моллюсков представлены в таблице (см. приложение 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>).

Идентификация видов моллюсков проведена на основе морфометрических признаков раковины в соответствии с определителями [Brown, 2005; Mandahl-Barth, 1957]. Для анализа нормальности распределения размеров моллюсков применён тест Шапиро — Уилка (W). Для проверки достоверности различий между их выборками использован тест Манна — Уитни (U). Для обоих тестов $p \leq 0,05$.

Анализ на наличие паразита. Собранных моллюсков доставляли в лабораторию и содержали в чистой бутилированной воде 2 недели. Перед обследованием их выдерживали в тени 48 ч, затем рассаживали в отдельные стаканчики с небольшим количеством чистой воды и выставляли на естественный свет в 7:00. Для выявления эмиссии через каждые 2 ч до 16:00 стаканчики с моллюсками просматривали под стереомикроскопом «Микромед МС-4-ZOOM LED» (Китай) при увеличении от $\times 20$ до $\times 30$. Каждую пробу обследовали в течение 2–3 дней. Если церкарии шистосом не были обнаружены, моллюска вскрывали и просматривали на наличие инвазии спороцистами. Найденных церкарий, по внешним признакам и характеру движения соответствующих представителям рода *Schistosoma*, и заражённых моллюсков фиксировали в 70%-ном

и 96%-ном этиловом спирте соответственно для проведения в дальнейшем морфологических и молекулярно-генетических исследований.

Фиксированных в 70%-ном спирте церкарий окрашивали квасцовыми кармином и дифференцировали в подкислённом 70%-ном этаноле. После дегидратации в спиртах восходящей концентрации (80–100 %) и просветления в гвоздичном масле объекты монтировали на предметное стекло в канадском бальзаме [Быховская-Павловская, 1985]. Измерения и описание морфологии церкарий выполнены на основе тотальных препаратов ($n = 17$), а также фотографий живых церкарий с использованием микроскопа Olympus CX41 (Япония) при увеличении от $\times 200$ до $\times 400$, цифровой камеры Olympus SC50 и программного обеспечения CellSens Standard v. 1.18. Промежутки церкарий (пределы и среднее значение с ошибкой в скобках) приведены в мм. Заражённость характеризовали экстенсивностью инвазии — долей заражённых моллюсков в пробе, %.

Молекулярно-генетическое исследование. ДНК церкарий выделяли с использованием коммерческого набора PureLink Genomic DNA Mini Kit (Invitrogen, США) согласно рекомендациям производителя, с элюцией в минимально допустимом объёме. Количество и качество выделенной ДНК определяли с помощью нанофотометра Nano-500 (Allsheng, Китай) и флуориметра Qubix («Синтол», Россия). Участок ITS1 рДНК амплифицировали с помощью праймеров BD1 (5'-GTCGTAACAAGGTTCCGTA-3') и 4S (5'-TCTAGATGCGTTCGAARTGTCGATG-3') [Bowles, McManus, 1993]. Реакционная смесь включала 5X ScreenMix («ЕвроГен», Россия), 5 пмоль каждого праймера и 5 нг·мкл⁻¹ матричной ДНК церкарии. Протокол амплификации был следующим: предварительная денатурация при +95 °C в течение 3 мин; 35 циклов (+95 °C — 30 с; +55 °C — 30 с; +72 °C — 30 с); финальная элонгация при +72 °C 7 мин. Детекцию продуктов амплификации проводили методом электрофореза в 1%-ном агарозном геле, окрашиванием бромидом этидия и визуализацией в ультрафиолетовом свете. ПЦР-продукты секвенировали в обоих направлениях с помощью набора BrilliantDye Terminator v3.1 (NimaGen, Голландия) на генетическом анализаторе «Нанофор-5» (Институт аналитического приборостроения РАН, Россия).

Полученная последовательность ITS1 была выравнена с аналогичными последовательностями в базе данных GenBank NCBI для видов *S. mansoni* (PP658717, FJ750523 и JQ289742), *S. bovis* (PP312969, PP313016 и PP312959), *S. haematobium* (LC726151, PP963804 и PP963802), *S. rodhaini* (AF531312) и гибрида *S. mansoni* × *S. rodhaini* (EU599364–EU599378) с помощью программы MEGA 11 с использованием алгоритма MUSCLE [Tamura et al., 2021]. Внешняя группа — последовательность *Schistosoma turkestanicum* (MF145062). Филогенетическое дерево строили методом максимального правдоподобия (maximum likelihood) с применением модели GTR + G (generalized time reversible с гамма-распределением) [Rossi, 2018]. Для оценки надёжности кластеров проводили бутстреп-анализ с 1000 повторностей.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Встречаемость трематод рода *Schistosoma*. Эти трематоды найдены у моллюсков рода *Biomphalaria* Preston, 1910 в 4 из 27 обследованных водоёмов префектуры Киндия (табл. 1). У 32 биомфалярий из 1376 исследованных обнаружены церкарии и спороцисты шистосом. Процент заражённых моллюсков в пробах составлял от 1,2 до 5,6.

Отметим: кроме шистосом, у биомфалярий были обнаружены и другие трематоды — спороцисты и церкарии семейств Plagiorchidae и Echinostomatidae, а также афарингеальные бревифуркоцеркарии и метацеркарии, идентифицировать которых не удалось. Две особи *Biomphalaria*, заражённые шистосомами, были также инвазированы спороцистами плагиорхид.

Определение вида моллюска. В наших сборах были особи трёх морфотипов, соответствующих родам *Biomphalaria*, *Radix* Montfort, 1810 и *Bulinus* O. F. Müller, 1781. У представителей двух последних родов инвазия шистосомами не обнаружена.

Таблица 1. Характеристика проб *Biomphalaria* sp. и их заражённости трематодами *Schistosoma* sp.**Table 1.** Characterization of *Biomphalaria* sp. samples and prevalence of *Schistosoma* sp.

Дата	Место отбора проб	<i>Biomphalaria</i> sp.				ЭИ, %
		Количество, экз.	Длина раковины, мм	Количество заражённых моллюсков, экз.	Длина раковины заражённых моллюсков, мм	
27.10.2024	Molokhoure 1	56	4,0–7,0	0	—	0
28.10.2024	Molokhoure 1	90	5,5–8,0	5	6,0–8,0	5,56
	Molokhoure 2	82	5,0–8,5	2	7,0	2,44
29.10.2024	Lac Bamba	106	5,0–8,0	0	—	0
	Foulayah 1	14	4,5–6,5	0	—	0
	Foulayah 2	24	5,0–6,5	0	—	0
31.10.2024	Yabara 1	34	4,5–6,0	0	—	0
	Yabara 2	327	5,0–10,0	6	6,0–7,5	1,83
	Sinanya fontaine	163	5,5–9,5	2	7,0; 8,0	1,23
01.11.2024	Molokhoure 1	172	6,0–9,5	7	6,5–9,0	4,07
	Molokhoure 2	154	6,5–9,0	7	7,0–9,0	4,55
	Sinanya fontaine	73	5,5–7,0	1	6,0	1,37
08.11.2024	Molokhoure 1	20	4,5–7,0	1	7,0	5,0
	Sinanya fontaine	61	5,0–8,0	1	7,0	1,64
Всего 8 мест		1376	4,0–10,0	32	5,5–9,0	2,33

Примечание: ЭИ — экстенсивность инвазии. Координаты мест отбора проб см. в приложении 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>.

Note: ЭИ is prevalence of infection. For coordinates of sampling sites, see Supplement 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>.

Представители рода *Biomphalaria* (рис. 1) имели овальную плоскую раковину, закрученную в одной плоскости, делающую 3–4 оборота — сверху плавно закруглённых, а снизу несколько тупоугольных. Длина раковины (SL) составляла от 4,0 до 10,0 мм (1110 экз.), ширина (SW) — 3,5–7,0 мм (50 экз.). Длина устья (AL) и его ширина (AW), а также длина пупковой ямки (умбиликуса) (UL) — 3,0–5,0 мм (50 экз.), 2,0–3,0 мм (50 экз.) и 1,5–3,0 мм (50 экз.) соответственно. Таким образом, пупок раковины занимал около $\frac{1}{3}$ её длины. Высота последнего завитка раковины (SH) — 2,0–3,5 мм (50 экз.), она примерно равна ширине устья. По промерам и форме раковин эти моллюски соответствуют виду *B. pfeifferi* [Brown, 2005; Mandahl-Barth, 1957].

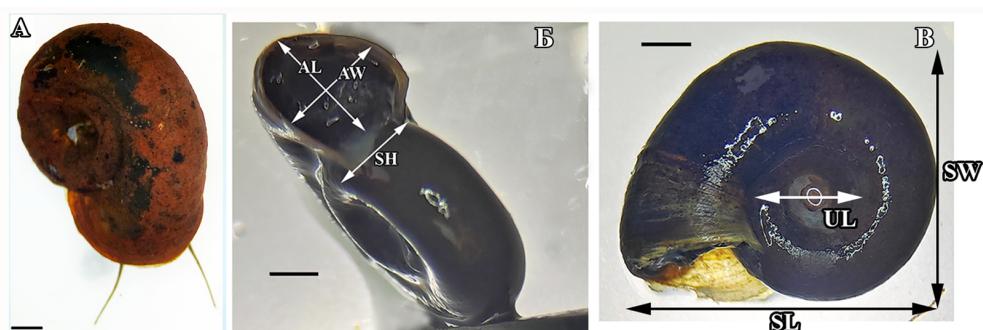


Рис. 1. *Biomphalaria pfeifferi* из водоёмов префектуры Киндия (Гвинея) (А) и схема промеров раковины моллюска (Б, В). AL — длина устья; AW — ширина устья; SH — высота последнего завитка раковины; SL — длина раковины; SW — ширина раковины; UL — длина пупковой ямки (умбиликуса). Масштабные линейки — 1 мм

Fig. 1. *Biomphalaria pfeifferi* from water bodies in Kindia Prefecture (Guinea) (A) and scheme of the mollusc shell measurements (Б, В). AL, aperture length; AW, aperture width; SH, the height of the last whorl (shell height); SL, shell length; SW, shell width; UL, umbilicus length. Scale bars are 1 mm

Определение вида *Schistosoma* на основе морфологических данных. В моллюсках *B. pfeifferi* найдены дочерние спороцисты и церкарии, которые по морфологическим признакам и особенностям движения (см. приложения 2 и 3: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>) идентифицированы как трематоды рода *Schistosoma*. Две дочерние спороцисты — длиной 0,365 и 0,488 мм при ширине 0,122 мм — представляли собой удлинённый мешок, заполненный церкариями разной степени зрелости (рис. 2А), что согласуется с описанием спороцист этого рода [Атаев и др., 2016; Meuleman et al., 1980].

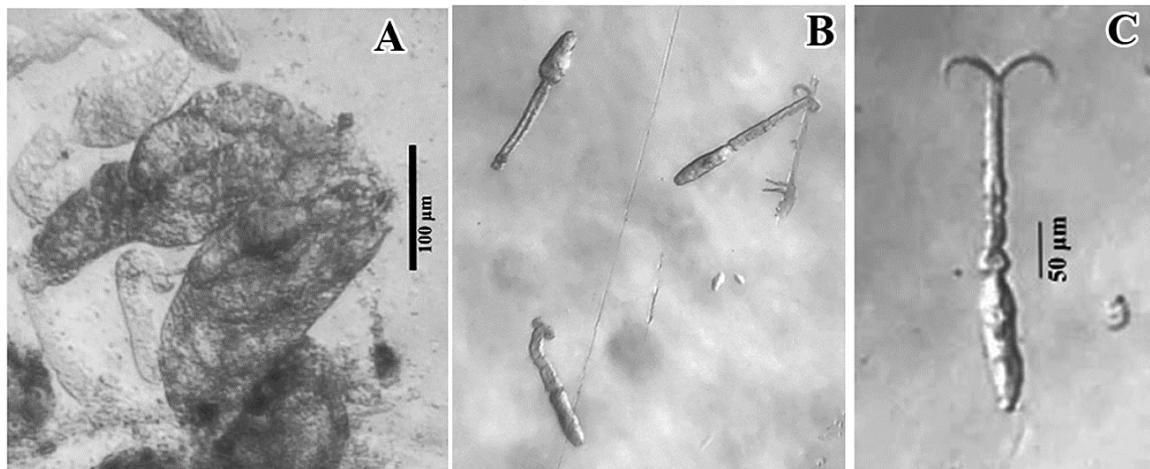


Рис. 2. Спороцисты (A) и церкарии (B, C) *Schistosoma mansoni* из моллюска *Biomphalaria pfeifferi*, отобранного в провинции Киндия (Гвинея)

Fig. 2. *Schistosoma mansoni* sporocysts (A) and cercariae (B, C) from a mollusc *Biomphalaria pfeifferi* sampled in Kindia Prefecture (Guinea)

Церкарии — афарингеальные бревифуркоцеркарии без глазков с характерным раздвоенным на конце хвостом (рис. 2В, С, рис. 3). Тело овальной формы, длиной 0,122–0,139 мм [(0,123 ± 0,003) мм]; наибольшая ширина — 0,044–0,058 мм [(0,048 ± 0,009) мм], на уровне брюшной присоски — 0,042–0,058 мм [(0,046 ± 0,002) мм]. Хвостовой стержень цилиндрический, слегка сужается к концу, длиной 0,144–0,180 мм [(0,162 ± 0,008) мм] и максимальной шириной у основания 0,042–0,058 мм [(0,046 ± 0,002) мм]. Хвостовые фурки длиной 0,055–0,067 мм [(0,062 ± 0,002) мм] и шириной 0,006–0,012 мм [(0,009 ± 0,0006) мм]. Всё тело и хвост церкарии покрыты шипиками. Ротовая присоска мускулистая, овальная, длиной 0,042–0,058 мм [(0,046 ± 0,002) мм] и шириной 0,027–0,033 мм [(0,03 ± 0,0005) мм], занимает около 1/3 тела. Крупные пре- и постацетабулярные железы проникновения представлены пятью парами клеток, заполняют практически 2/3 тела церкарии. Две пары преацетабулярных желёз лежат спереди от брюшной присоски; одна пара, удлинённая, цилиндрической формы, расположена дорсально по отношению ко второй паре, имеющей сфероидальную форму. Три пары постацетабулярных желёз, меньших и сфероидальной формы, находятся позадиentralной присоски, слегка накладываются друг на друга. Протоки этих желёз направлены вперёд и открываются на переднем конце тела. Брюшная присоска хорошо развита и расположена в задней трети тела; её длина 0,013–0,016 мм [(0,015 ± 0,0005) мм], ширина 0,016–0,02 мм [(0,017 ± 0,0006) мм]. Расстояние от переднего конца тела до брюшной присоски составляет 0,088–0,101 мм [(0,095 ± 0,002) мм]. Пищеварительная система представлена пищеводом в виде тонкостенной трубки с шарообразным расширением на конце, достигающей середины тела. Ротовое отверстие расположено вентрально. Нервная система состоит из нервных клеток, образующих скопления, которые соединены тонкими волокнами (нейропил) в районе пищевода. У исследованных особей мерцательные клетки (цитроциты) и идущие от них мелкие каналы выделительной системы не просматриваются. По обе стороны

тела хорошо различимы два более крупных канала выделительной системы, идущих вперёд, два коротких, расположенных по обе стороны хвоста в его передней части, а также экскреторный канал, идущий посередине хвоста, который открывается на концах хвостового разветвления. Система половых органов не дифференцирована и состоит из скопления сферических клеток позади брюшной присоски.

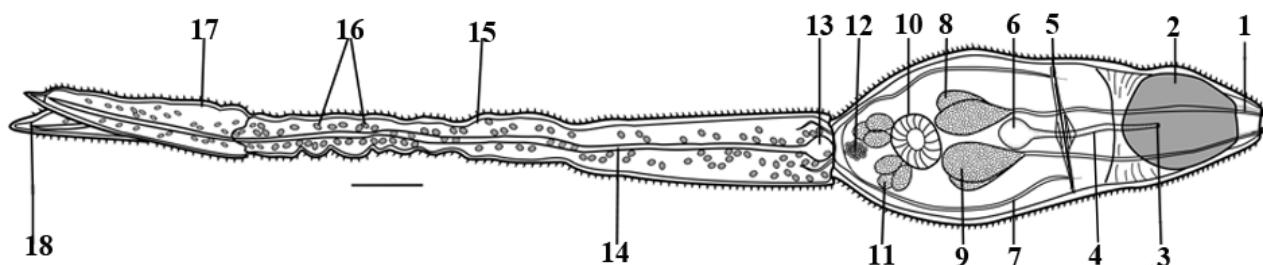


Рис. 3. Форма тела и схема расположения внутренних органов церкарий *Schistosoma mansoni* из моллюсков *Biomphalaria pfeifferi*, собранных в префектуре Киндия (Гвинея): 1 — протоки желёз проникновения; 2 — ротовая присоска; 3 — рот; 4 — пищевод; 5 — нейропил; 6 — зачаток кишечника; 7 — протоки выделительной системы; 8 — дорсальная преацетабулярная железа; 9 — вентральная преацетабулярная железа; 10 — брюшная присоска; 11 — постацетабулярные железы; 12 — зачатки половой системы; 13 — выделительный пузырь; 14 — экскреторный канал; 15 — хвост; 16 — сенсилии на поверхности хвоста; 17 — хвостовые фурки; 18 — экскреторная пора. Масштабная линейка — 0,02 мм

Fig. 3. Body shape and scheme of the internal morphology of *Schistosoma mansoni* cercariae from *Biomphalaria pfeifferi* molluscs sampled in Kindia Prefecture (Guinea): 1, penetration gland ducts; 2, oral sucker; 3, mouth; 4, esophagus; 5, neuropile; 6, caecum; 7, excretory ducts; 8, dorsal preacetabular gland; 9, ventral preacetabular gland; 10, ventral sucker (acetabulum); 11, postacetabular glands; 12, primordia of the reproductive system; 13, excretory bladder; 14, excretory canal; 15, tail; 16, sensilla on the tail surface; 17, tail furcae; 18, excretory pore. Scale bar is 0.02 mm

В целом по строению и размерам тела и органов описанные церкарии морфологически и морфометрически соответствуют церкариям *S. mansoni* и *S. rodhaini* [Скрябин, 1951; Dorsey et al., 2002; Faust, 1919; Fripp, 1967; Stirewalt, 1974]. Церкарии этих видов практически идентичны и используют в качестве промежуточного хозяина моллюсков рода *Biomphalaria*, однако второй вид не зарегистрирован в Западной Африке [Steinauer et al., 2008]. С учётом этого обнаруженные церкарии были идентифицированы как *S. mansoni*.

Определение вида *Schistosoma* на основе молекулярно-генетических данных. На основе ДНК, которая была выделена из церкарий *Schistosoma* от моллюска *B. pfeifferi*, отобранного в провинции Киндия (Гвинея), был секвенирован регион ITS1 (518 пар нуклеотидов), последовательность которого доступна в GenBank NCBI под номером PV771189.

Полученный фрагмент ITS1 на 100 % идентичен 3 аналогичным участкам ДНК *S. mansoni* из Африки и Бразилии (PP658717, FJ750523 и JQ289742). Сравнение с фрагментом близкого вида *S. rodhaini* (AF531312) выявило 6 нуклеотидных замен (98,96 % идентичности). При сопоставлении с последовательностями *S. haematobium* (LC726151, PP963804 и PP963802) установлено, что идентичность составила 95–96 % (22–28 замен), с *S. bovis* — 95 % (28 замен). В то же время этот локус ДНК, относящийся к гибриду *S. mansoni* × *S. rodhaini* (EU599364–EU599378), отличается на 2–6 замен (98,96–99,66 % идентичности). Однако при филогенетическом анализе секвенированная проба и последовательности *S. mansoni* образовали строго поддерживаемую кладу, отдельную от *S. rodhaini* и от его гибрида с *S. mansoni* (рис. 4). Этот результат подтверждает принадлежность обнаруженного паразита к *S. mansoni*.

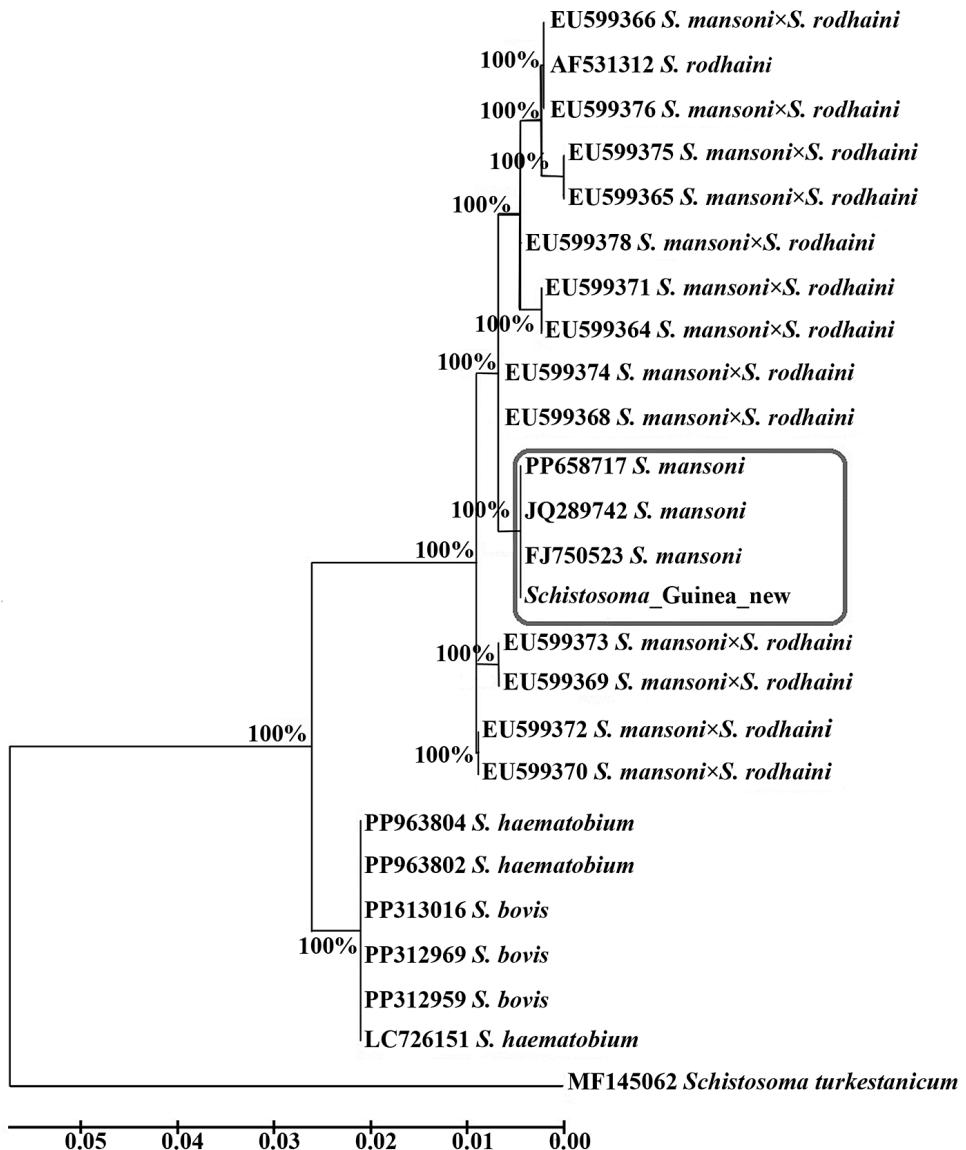


Рис. 4. Филогенетическое дерево, построенное методом максимального правдоподобия на основе частичной последовательности гена ITS1, отражающее положение пробы *Schistosoma mansoni* из Гвины по отношению к близким видам, последовательности которых доступны в GenBank NCBI. В узлах показана бутстреп-поддержка. Длина выравнивания — 518 пар нуклеотидов

Fig. 4. Maximum likelihood phylogenetic tree based on ITS1 sequence showing the relationships between the *Schistosoma mansoni* sample from Guinea and related schistosome species available in GenBank NCBI. Nodal numbers are bootstrap support. Alignment length is 518 base pairs

Влияние размеров моллюсков на встречаемость *Schistosoma mansoni*. Размеры исследованных особей *B. pfeifferi* были относительно небольшими: длина моллюсков не превышала 1 см (табл. 1), хотя она может достигать 1,5 см. Материал собирали в начале холодного сухого сезона (октябрь — ноябрь), когда численность биомфалярий только начинала увеличиваться за счёт молоди, что отразилось, очевидно, на размерном составе: преобладание мелких особей вызвало отклонение от нормального распределения среди незаражённых моллюсков (табл. 2). При этом заражённые особи, встречавшиеся значительно реже, в большинстве проб показывали нормальное распределение размеров.

Средняя длина биомфалярий, заражённых шистосомами, была больше длины незаражённых особей, однако различия между выборками оказались достоверными только в отношении одной пробы (в ней количество заражённых моллюсков превышало 10) и при сравнении всех инфицированных и неинфицированных моллюсков (табл. 2).

Таблица 2. Характеристика нормальности распределения (тест Шапиро — Уилка, W) длины раковин моллюсков и достоверности различий (тест Манна — Уитни, U) между выборками заражённых и незаражённых особей

Table 2. Characteristics of the distribution normality (Shapiro–Wilk test, W) of mollusc shell length and the significance of differences (Mann–Whitney U test) between samples of infected and uninfected specimens

Место отбора проб	Незаражённые моллюски				Заражённые моллюски				Незаражённые vs. заражённые моллюски	
	Количество, экз.	Медиана длины, мм	W	p	Количество, экз.	Медиана длины, мм	W	p	U	p
Molokhoure 1	269	7,0	0,94	< 0,01	13	7,5	0,94	0,48	1177	0,046
Molokhoure 2	227	7,0	0,96	< 0,01	9	7,5	0,78	0,01	633	0,054
Yabara 2	321	7,0	0,94	< 0,01	6	6,8	0,96	0,80	914	0,833
Sinanya fontaine	293	6,5	0,92	< 0,01	4	7,0	—	—	—	—
Все пробы	1110	7,0	0,95	< 0,01	32	7,3	0,94	0,06	12 192	< 0,01

Примечание: значения p , соответствующие достоверности нормального распределения, а также значимости различий между медианами, выделены жирным шрифтом.

Note: p -values indicating normal distribution and significance of differences between medians are highlighted in bold.

Влияние параметров среды на встречаемость *Schistosoma mansoni*. Все водоёмы, в которых были найдены моллюски рода *Biomphalaria* — потенциальные хозяева шистосом, располагались в черте города Киндия (см. приложение 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>). Четыре места отбора проб, в которых была обнаружена шистосомная инвазия, находились в водоёмах, расположенных вблизи частных домов, школ и общественных туалетов без систем очистки сточных вод (рис. 1 и 2 приложения 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>) и используемых местным населением для бытовых нужд и сельскохозяйственных работ.

Кроме того, все водоёмы, в которых были найдены моллюски *Biomphalaria*, были неглубокими, со стоячей или медленно текущей водой, обильно заросшими осокой и/или рисом. Однако отметим, что среди водоёмов, в которых не были обнаружены биомфалярии, половина имеет такие же характеристики биоценоза, а диапазоны физико-химических показателей воды (рН, температура и растворённый кислород) перекрываются (табл. 3). Сравнение водоёмов с моллюсками-хозяевами, но без случаев шистосомной инвазии и водоёмов с зарегистрированной инвазией тоже выявило, что значения анализируемых абиотических факторов перекрываются.

Пониженное содержание растворённого O_2 не является, очевидно, лимитирующим фактором ни для биомфалярий, ни для шистосом. Так, несколько водоёмов, где отмечены эти моллюски и trematodes, имели значения $< 5 \text{ мг}\cdot\text{l}^{-1}$ (см. табл. 3). Кислотность среды в биоценозах колебалась от слабокислой до слабощелочной. Зависимости между этими факторами и встречаемостью моллюсков в водоёмах не выявлено. Отметим, что наибольшая плотность популяции биомфалярий зафиксирована на станции Yabara 2, где среда была слабокислой (см. приложение 1: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/498>).

Таблица 3. Сравнительная характеристика водоёмов, в которых найдены и не найдены *Biomphalaria pfeifferi* и *Schistosoma mansoni*

Table 3. Comparative characteristics of surveyed water bodies with *Biomphalaria pfeifferi* and *Schistosoma mansoni* and without these species

Наличие <i>Biomphalaria</i> и <i>Schistosoma</i> в пробах	Количество мест отбора проб	Физико-химические параметры			Характеристика биоценоза			
		pH	T, °C	O ₂ , мг·л ⁻¹	Течение	Тип дна	Глубина, м	Расти- тельность
Нет моллюсков	19	4,5–6,8	+27...+34	3,3–10,3	Б — 50 %, М — 50 %	К — 13 %, П — 37 %, Ил — 50 %	0,5–1,5	Н — 50 %, О — 50 %
Незаражённые моллюски	4	6,3–6,8	+28...+34	4,3–5,0	М — 100 %	Ил — 100 %	0,02–0,5	О — 100 %
Заражённые моллюски	4	5,8–7,8	+29...+32	4,5–6,1	М — 100 %	Ил — 100 %	0,02–0,4	О — 100 %

Примечание: в характеристиках биоценоза указаны доли мест с соответствующими параметрами от общего количества мест отбора проб. Течение: Б — быстрое; М — медленное или отсутствует. Тип дна: К — каменистое; П — песчаное; Ил — илистое. Растительность: Н — незначительное количество полупогруженной и погруженной растительности; О — обильная полупогруженная и погруженная растительность.

Note: in the biocenosis characteristics, the proportions of sites with the corresponding parameters from the total number of sampling sites are indicated. Current (flow velocity): Б, strong flow; М, weak flow or slack water. Bottom type: К, rocky; П, sandy; Ил, silty. Vegetation: Н, an insignificant amount of semi-submerged and submerged vegetation; О, abundant semi-submerged and submerged vegetation.

ОБСУЖДЕНИЕ

Несмотря на то, что Гвинея является частью естественного ареала для *S. mansoni* [Aula et al., 2021] и инфицированность населения этим паразитом может достигать в отдельных районах 86 % [Hodges et al., 2011], сведения о заражённости промежуточного хозяина — моллюска *B. pfeifferi* — для данного района получены впервые.

Идентификация церкарий шистосом на основе морфологии проблематична из-за небольшого набора используемых признаков, а также из-за существования похожих видов и гибридов [Steinauer et al., 2008]. Так, церкарии шистосом из биомфалярий, собранных в пресноводных водоёмах префектуры Киндия (Гвинея), морфологически схожи как с *S. mansoni*, так и с *S. rodhaini*, который паразитирует у того же моллюска. При этом виды могут образовывать гибриды в природе [Morgan et al., 2003]. *S. rodhaini* до сих пор был найден только в Восточной Африке [Steinauer et al., 2008], однако нельзя исключать обнаружение этого вида в других регионах, где встречаются его хозяева. Для идентификации *S. mansoni* и *S. rodhaini* предложено использовать участок ITS1 рибосомального кластера ДНК, показавший устойчивые различия между этими видами по трём парам оснований [Steinauer et al., 2008]. Полученная в данном исследовании последовательность ITS1 отличалась от таковой *S. rodhaini* по этим и ещё по трём парам оснований, что позволяет с уверенностью идентифицировать найденных нами церкарий как *S. mansoni*. Таким образом, впервые доказано заражение моллюсков *B. pfeifferi* в водоёмах Гвинеи этими trematodами.

Экстенсивность инвазии (см. табл. 1) в целом соответствовала уровню заражённости моллюсков рода *Biomphalaria* trematодами *S. mansoni* в Африке — в среднем 5,6 % [Hailegebriel et al., 2020]. Однако в недавнем исследовании, проведённом в соседней с Гвинеей стране, Кот-д'Ивуаре, были отмечены гораздо более высокие значения встречаемости *S. mansoni* — до 100 % заражённых моллюсков в пробе (в среднем 56 %) [Sokouri et al., 2024]. Между тем ранее были

установлены существенные (отличающиеся на порядки) сезонные колебания показателей заражённости биомфалярий шистосомами, а также определены региональные особенности этой динамики. Так, в Сенегале и Уганде встречаемость *S. mansoni* у *B. pfeifferi* изменялась от 0,08 до 3,7 % и от 8,7 до 13,3 % соответственно и была выше в дождливые сезоны [Andrus et al., 2023; Bakhoum et al., 2021], тогда как в Эфиопии значение варьировало от 1,5 до 10,6 % и увеличивалось в сухой сезон [Hailegebril et al., 2022]. Таким образом, для оценки уровней заражённости биомфалярий в водоёмах Гвинеи и для установления сезонных пиков необходимо провести аналогичные исследования во влажный период года.

Кроме того, инфицированные шистосомами моллюски обнаружены только в водоёмах, которые расположены в черте города Киндия. По данным исследований 2010–2016 гг., заражённость населения этой третратодой в городе характеризовалась значением от 4,5 до 34 % [Guilavogui et al., 2023]. При этом для возрастной группы 1–17 лет показатель в 2010 г. составил 5 %, а в 2016 г. — 34 %. Очевидно, что заражённость моллюсков и заражённость окончательных хозяев (людей) взаимосвязаны. Необходимо продолжить изучение распространённости *S. mansoni* в водоёмах региона, чтобы определить причины роста инфицированности населения.

Ранее было показано, что абиотические и биотические условия среды могут существенно влиять как на встречаемость моллюсков — потенциальных хозяев третратод рода *Schistosoma*, так и на распространение церкарий [Brown, 2005]. Прежде всего, от абиотических факторов — глубины, скорости течения, типа почвы и физико-химических параметров воды — зависят скорость роста и численность популяций *Biomphalaria* [McCreesh, Booth, 2014]. В частности, наибольшая плотность популяций моллюсков выявлена при глубине < 30 см, илистом дне и медленном течении [Brown, 2005; Magero et al., 2025; McCreesh, Booth, 2014]. Это согласуется с результатами наших исследований: биомфалярии были найдены только в мелководных (< 60 см) водоёмах с медленно текущей или стоячей водой и с илистым дном (табл. 3).

Однако мы не выявили зависимости встречаемости биомфалярий и их заражённости шистосомами от температуры, pH и содержания растворённого O_2 в воде, что может быть связано с небольшим диапазоном значений анализируемых показателей (табл. 2) в период исследования, ограниченный одним месяцем. Между тем для соседнего Сенегала было показано, что численность моллюсков и встречаемость у них *S. mansoni* положительно коррелируют с температурой и кислородом и отрицательно — с pH (с показателями, меняющимися в зависимости от сезона) [Bakhoum et al., 2019].

Отметим, что большинство водоёмов, в которых были обнаружены биомфалярии в рамках настоящего исследования, характеризовались относительно низким уровнем растворённого O_2 — 4,3–5,0 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Ранее было показано, что умеренная эвтрофикация, которая сопровождается снижением содержания в воде кислорода, благоприятствует развитию представителей рода *Biomphalaria* [Hoover et al., 2020]. Такая толерантность биомфалярий к дефициту O_2 в воде способствует их встречаемости в загрязнённых экскрементами водах и создаёт условия для заражения моллюсков личинками шистосом.

Температура является важным фактором, который не только ограничивает географическое распространение моллюсков *B. pfeifferi* тропическими и субтропическими областями, но и регулирует их плодовитость и смертность [Bakhoum et al., 2021]. В экспериментах было установлено: биомфалярии активны при +18...+32 °C, тогда как оптимальный диапазон для воспроизведения и выживания улиток — +20...+26 °C [Sturrock, 1965]. При этом в Сенегале, например, наибольшая плотность *Biomphalaria* зафиксирована при +20...+32,5 °C [Bakhoum et al., 2021], а в водоёмах Восточной Африки моллюски не были найдены в местах, где температура превышала +30 °C [Magero et al., 2025]. В рамках настоящего исследования биомфалярии были собраны

из водоёмов, где температура воды в месте пробоотбора достигала +34 °С. Вероятно, температурные условия, к которым адаптированы моллюски, зависят от региона; на территории Гвинеи диапазон +30...+34 °С не лимитирует встречаемость *B. pfeifferi*.

Температура воды влияет не только на популяцию моллюсков, но и на развитие спороцист и продукцию церкарий шистосом. Так, в экспериментах было установлено, что повышение температуры от +23 до +33 °С приводит к сокращению периода развития спороцист *S. mansoni* в моллюсках [Stirewalt, 1974], а эмиссия церкарий ограничена диапазоном +16...+35 °С, но при этом снижается в три раза при температуре ниже +18 и выше +33 °С [Pflüger, 1980]. В результате анализа большого массива эмпирических данных по влиянию температуры как на моллюсков, так и на шистосом установлен теоретический температурный оптимум для распространения инвазии *S. mansoni* в водоёмах Африки южнее Сахары — +23...+27 °С [Aslan et al., 2024]. Такие значения ниже тех, при которых инфицированные шистосомами моллюски были найдены в водоёмах Гвинеи (табл. 3); это может свидетельствовать о том, что показатели инфекции в регионе могут быть выше (при других температурных условиях) уровня, установленного в настоящем исследовании.

Ещё одна характеристика биоценоза, рассматриваемая как важный фактор, который влияет на распространение шистосом, — наличие полупогруженной и погруженной растительности. Обилие водных растений положительно связано с численностью моллюсков — хозяев *S. mansoni* [Brown, 2005]; также оно может быть положительно скоррелировано с количеством церкарий шистосом, продуцируемых заражёнными улитками [Haggerty et al., 2020]. В настоящем исследовании *B. pfeifferi*, как заражённые, так и не заражённые *S. mansoni*, были найдены только в водоёмах, обильно заросших полупогруженными растениями — осокой и рисом (табл. 3).

Было показано и то, что уровень инфекции шистосомами моллюсков зависит от размера последних. В частности, экспериментально установлено, что размер биомфалярий отрицательно скоррелирован с восприимчивостью к заражению *S. mansoni*, что может быть связано с усилением их иммунитета с возрастом. Улитки наименьшего размера (1,5–2,9 мм) имели самые высокие показатели заражения и производили наибольшее количество церкарий [Spaan et al., 2023]. При этом связь между размером и возрастом моллюсков и их заражённостью шистосомами в естественных условиях более сложна, определяется многими факторами (количеством генераций улиток в год, плотностью их популяции и выживаемостью инфицированных особей) и может меняться в зависимости от сезона [Woolhouse, 1989]. В наших пробах заражённые *B. pfeifferi* были в среднем крупнее (см. табл. 2), но самые большие и самые мелкие моллюски оказались незаражёнными. Вероятно, это связано с периодом исследования: октябрь и ноябрь — начало сухого сезона, на который приходится развитие новой генерации моллюсков, большинство из которых ещё не успели заразиться шистосомами.

Полученные результаты ограничены одним сезоном и районом Гвинеи и демонстрируют необходимость продолжения исследований заражённости моллюсков шистосомами в различных районах страны для понимания условий передачи паразита человеку, что важно для разработки мер борьбы с шистосомозом в регионе.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в форме субсидии в соответствии с п. 4 ст. 78.1 Бюджетного кодекса Российской Федерации (соглашение № 075-15-2024-655) на выполнение проекта № 13.2251.21.0260 «Выявление природных очагов заражения моллюсков видами рода Schistosoma на территории Гвинейской Республики и разработка методов ПЦР-диагностики видов шистосом в моллюсках и экспресс-тестирования воды (ЭДНК) на наличие личинок этих паразитов в природных водоёмах».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Атаев Г. Л., Баженова Д. Р., Токмакова А. С. Размножение материнских споронцист *Schistosoma mansoni* // *Паразитология*. 2016. Т. 50, № 2. С. 114–120. [Ataev G. L., Bazhenova D. R., Tokmakova A. S. Reproduction of *Schistosoma mansoni* mother sporocyst. *Parazitologiya*, 2016, vol. 50, no. 2, pp. 114–120. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vrnyhr>
2. Быховская-Павловская И. Е. *Паразиты рыб. Руководство по изучению* / АН СССР, Зоологический институт. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1985. 121 с. [Bykhovskaya-Pavlovskaya I. E. *Parazity ryb. Rukovodstvo po izucheniyu* / AN SSSR, Zoologicheskii institut. Leningrad : Nauka, Leningr. otd-nie, 1985, 121 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/bykhovskaya-pavlovskaya-1985>
3. Скрябин К. И. *Трематоды животных и человека. Основы trematodологии*. Т. 5 / АН СССР, Гельминтологическая лаборатория. Москва : Изд-во АН СССР, 1951. 624 с. [Skryabin K. I. *Trematody zhivotnykh i cheloveka. Osnovy trematodologii*. Vol. 5 / AN SSSR, Gel'mintologicheskaya laboratoriya. Moscow : Izd-vo AN SSSR, 1951, 624 p. (in Russ.)]
4. Alzaylae H., Collins R. A., Shechonge A., Ngatunga B. P., Morgan E. R., Genner M. J. Environmental DNA-based xenomonitoring for determining *Schistosoma* presence in tropical freshwaters. *Parasites & Vectors*, 2020, vol. 13, art. no. 63 (11 p.). <https://doi.org/10.1186/s13071-020-3941-6>
5. Andrus P. S., Stothard J. R., Wade C. M. Seasonal patterns of *Schistosoma mansoni* infection within *Biomphalaria* snails at the Ugandan shorelines of Lake Albert and Lake Victoria. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2023, vol. 17, iss. 8, art. no. e0011506 (18 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0011506>
6. Aslan I. H., Pourtois J. D., Chamberlin A. J., Mitchell K. R., Mari L., Lwiza K. M., Wood C. L., Mordecai E. A., Yu A., Tuan R., Palasio R. G. S., Monteiro A. M. V., Kirk D., Athni T. S., Sokolow S. H., N'Goran E. K., Diakite N. R., Ouattara M., Gatto M., Casagrandi R., Little D. C., Ozretich R. W., Norman R., Allan F., Brierley A. S., Liu P., Pereira T. A., de Leo G. A. Re-assessing thermal response of schistosomiasis transmission risk: Evidence for a higher thermal optimum than previously predicted. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2024, vol. 18, iss. 6, art. no. e0011836 (23 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0011836>
7. Aula O. P., McManus D. P., Jones M. K., Gordon C. A. Schistosomiasis with a focus on Africa. *Tropical Medicine and Infectious Disease*, 2021, vol. 6, iss. 3, art. no. 109 (40 p.). <https://doi.org/10.3390/tropicalmed6030109>
8. Bakhoum S., Ba C. T., Haggerty C. J. E., Jouanard N., Riveau G., Rohr J. R. Risk of human exposure to the intestinal schistosome, *Schistosoma mansoni*, across seasons along the Senegal River. *Journal of Gastroenterology & Hepatology Research*, 2021, vol. 6, iss. 2, art. no. 038 (9 p.). <https://doi.org/10.24966/ghr-2566/100038>
9. Bakhoum S., Ndione R. A., Haggerty C. J. E., Wolfe C., Sow S., Ba C. T., Riveau G., Rohr J. R. Influence des paramètres physico-chimiques sur la répartition spatiale des mollusques hôtes intermédiaires des schistosomes humains dans le delta du fleuve Sénégal. *Médecine et Santé Tropicales*, 2019, vol. 29, no. 1, pp. 61–67.
10. Bowles J., McManus D. P. Rapid discrimination of *Echinococcus* species and strains using a polymerase chain reaction-based RFLP method. *Molecular and Biochemical Parasitology*, 1993, vol. 57, iss. 2, pp. 231–239. [https://doi.org/10.1016/0166-6851\(93\)90199-8](https://doi.org/10.1016/0166-6851(93)90199-8)
11. Brown D. S. *Freshwater Snails of Africa and Their Medical Importance*. 2nd edition. London : Taylor & Francis, 2005, 642 p.
12. De Elías-Escribano A., Artigas P., Salas-Coronas J., Luzon-Garcia M. P., Reguera-Gómez M., Cabeza-Barrera M. I., Vázquez-Villegas J., Boissier J., Mas-Coma S., Bargues M. D. *Schistosoma mansoni* × *S. haematobium* hybrids frequently infecting sub-Saharan migrants in southeastern Europe: Egg DNA genotyping assessed by RD-PCR, sequencing and cloning. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2025, vol. 19, iss. 3, art. no. e0012942 (27 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0012942>
13. Dorsey C. H., Cousin C. E., Lewis F. A., Stirewalt M. A. Ultrastructure of the *Schistosoma mansoni* cercaria. *Micron*, 2002, vol. 33,

- iss. 3, pp. 279–323. [https://doi.org/10.1016/s0968-4328\(01\)00019-1](https://doi.org/10.1016/s0968-4328(01)00019-1)
14. Faust E. C. Notes on South African cercariae. *The Journal of Parasitology*, 1919, vol. 5, no. 4, pp. 164–175. <https://doi.org/10.2307/3271082>
15. Fripp P. J. On the morphology of *Schistosoma rodhaini* (Trematoda, Digenea, Schistosomatidae). *Journal of Zoology*, 1967, vol. 151, iss. 4, pp. 433–452. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1967.tb02124.x>
16. Gabrielli A. F., Garba Djirmay A. Schistosomiasis in Europe. *Current Tropical Medicine Reports*, 2023, vol. 10, iss. 3, pp. 79–87. <https://doi.org/10.1007/s40475-023-00286-9>
17. Gondasegui J., Fernández-Soto P., Hernández-Goenaga J., López-Abán J., Vicente B., Muro A. Biompha-LAMP: A new rapid loop-mediated isothermal amplification assay for detecting *Schistosoma mansoni* in *Biomphalaria glabrata* snail host. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2016, vol. 10, iss. 12, art. no. e0005225 (14 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005225>
18. Guilavogui T., Verdun S., Koïvogui A., Viscogliosi E., Certad G. Prevalence of intestinal parasitosis in Guinea: Systematic review of the literature and meta-analysis. *Pathogens*, 2023, vol. 12, iss. 2, art. no. 336 (30 p.). <https://doi.org/10.3390/pathogens12020336>
19. Haggerty C. J. E., Bakhoum S., Civitello D. J., de Leo G. A., Jouanard N., Ndione R. A., Remais J. V., Riveau G., Senghor S., Sokolow S. H., Sow S., Wolfe C., Wood C. L., Jones I., Chamberlin A. J., Rohr J. R. Aquatic macrophytes and macroinvertebrate predators affect densities of snail hosts and local production of schistosome cercariae that cause human schistosomiasis. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2020, vol. 14, iss. 7, art. no. e0008417 (25 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0008417>
20. Hailegebriel T., Nibret E., Munshea A. Distribution and seasonal abundance of *Biomphalaria* snails and their infection status with *Schistosoma mansoni* in and around Lake Tana, northwest Ethiopia. *Scientific Reports*, 2022, vol. 12, art. no. 17055 (12 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21306-0>
21. Hailegebriel T., Nibret E., Munshea A. Prevalence of *Schistosoma mansoni* and *S. haematobium* in snail intermediate hosts in Africa: A systematic review and meta-analysis. *Journal of Tropical Medicine*, 2020, vol. 2020, art. no. 8850840 (18 p.). <https://doi.org/10.1155/2020/8850840>
22. Hodges M., Koroma M. M., Baldé M. S., Turay H., Fofanah I., Divall M. J., Winkler M. S., Zhang Y. Current status of schistosomiasis and soil-transmitted helminthiasis in Beyla and Macenta Prefectures, Forest Guinea. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 2011, vol. 105, iss. 11, pp. 672–674. <https://doi.org/10.1016/j.trstmh.2011.07.008>
23. Hoover C. M., Rumschlag S. L., Strgar L., Arakala A., Gambhir M., de Leo G. A., Sokolow S. H., Rohr J. R., Remais J. V. Effects of agrochemical pollution on schistosomiasis transmission: A systematic review and modelling analysis. *The Lancet Planetary Health*, 2020, vol. 4, iss. 7, pp. e280–e291.
24. Kane R. A., Southgate V. R., Rollinson D., Littlewood D. T. J., Lockyer A. E., Pagès J. R., Tchuem Tchuente L.-A., Jourdane J. A phylogeny based on three mitochondrial genes supports the division of *Schistosoma intercalatum* into two separate species. *Parasitology*, 2003, vol. 127, pt 2, pp. 131–137. <https://doi.org/10.1017/s0031182003003421>
25. Magero V. O., Kisara S., Suleman M. A., Wade C. M. Distribution of the schistosome intermediate snail host *Biomphalaria pfeifferi* in East Africa's river systems and the prevalence of *Schistosoma mansoni* infection. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 2025, vol. 119, iss. 3, pp. 253–265. <https://doi.org/10.1093/trstmh/trae115>
26. Mandahl-Barth G. Intermediate hosts of *Schistosoma*. African *Biomphalaria* and *Bulinus*: I. *Bulletin of the World Health Organization*, 1957, vol. 16, no. 6, pp. 1103–1163.
27. Meuleman E. A., Holzmann P. J., Peet R. C. The development of daughter sporocysts inside the mother sporocyst of *Schistosoma mansoni* with special reference to the ultrastructure of the body wall. *Zeitschrift für Parasitenkunde*, 1980, vol. 61, iss. 3, pp. 201–212. <https://doi.org/10.1007/bf00925512>
28. McCreesh N., Booth M. The effect of increasing water temperatures on *Schistosoma mansoni* transmission and *Biomphalaria pfeifferi* population dynamics: An agent-based modelling study. *PLoS One*, 2014, vol. 9,

- iss. 7, art. no. e101462 (7 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101462>
29. Morgan J. A. T., DeJong R. J., Lwambo N. J. S., Mungai B. N., Mkoji G. M., Loker E. S. First report of a natural hybrid between *Schistosoma mansoni* and *S. rodhaini*. *Journal of Parasitology*, 2003, vol. 89, iss. 2, pp. 416–418. [https://doi.org/10.1645/0022-3395\(2003\)089\[0416:froanh\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1645/0022-3395(2003)089[0416:froanh]2.0.CO;2)
 30. Nucleotide database. In: *National Library of Medicine. National Center for Biotechnology Information* : official site. 2024. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/nucleotide/> [accessed: 27.11.2024].
 31. Onasanya A., Bengtson M., Oladepo O., Van Engelen J., Diehl J. C. Rethinking the top-down approach to schistosomiasis control and elimination in sub-Saharan Africa. *Frontiers in Public Health*, 2021, vol. 9, art. no. 622809 (6 p.). <https://doi.org/10.3389/fpubh.2021.622809>
 32. Pflüger W. Experimental epidemiology of schistosomiasis. *Zeitschrift für Parasitenkunde*, 1980, vol. 63, iss. 2, pp. 159–169. <https://doi.org/10.1007/bf00927532>
 33. Rossi R. J. *Mathematical Statistics: An Introduction to Likelihood Based Inference*. New York : John Wiley & Sons, 2018, 448 p.
 34. Salari P., Fürst T., Knopp S., Utzinger J., Tediosi F. Cost of interventions to control schistosomiasis: A systematic review of the literature. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2020, vol. 14, iss. 3, art. no. e0008098 (23 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0008098>
 35. Savassi B. A. E. S., Mouahid G., Lasica C., Mahaman S.-D. K., Garcia A., Courtin D., Allienne J.-F., Ibikounlé M., Moné H. Catte as natural host for *Schistosoma haematobium* (Bilharz, 1852) Weinland, 1858 × *Schistosoma bovis* Sonsino, 1876 interactions, with new cercarial emergence and genetic patterns. *Parasitology Research*, 2020, vol. 119, iss. 7, pp. 2189–2205. <https://doi.org/10.1007/s00436-020-06709-0>
 36. Sato M. O., Rafalimanantsoa A., Ramarokoto C., Rahetilahy A. M., Ravoniarimbinina P., Kawai S., Minamoto T., Sato M., Kirinoki M., Rasolofo V., De Calan M., Chigusa Y. Usefulness of environmental DNA for detecting *Schistosoma mansoni* occurrence sites in Madagascar. *International Journal of Infectious Diseases*, 2018, vol. 76, pp. 130–136. <https://doi.org/10.1016/j.ijid.2018.08.018>
 37. Sokouri E. A., Ahouty Ahouty B., N'Djetchi M., Abé I. A., Yao B. G. F. D., Konan T. K., MacLeod A., Noyes H., Nyangiri O., Enock Matovu E., Koffi M. Impact of environmental factors on *Biomphalaria pfeifferi* vector capacity leading to human infection by *Schistosoma mansoni* in two regions of western Côte d'Ivoire. *Parasites & Vectors*, 2024, vol. 17, art. no. 179 (12 p.). <https://doi.org/10.1186/s13071-024-06163-2>
 38. Spaan J. M., Pennance T., Laidemitt M. R., Sims N., Roth J., Lam Y., Rawago F., Ogara G., Loker E. S., Odier M. R., Steinauer M. L. Multi-strain compatibility polymorphism between a parasite and its snail host, a neglected vector of schistosomiasis in Africa. *Current Research in Parasitology & Vector-Borne Diseases*, 2023, vol. 3, art. no. 100120 (10 p.). <https://doi.org/10.1016/j.crpvbd.2023.100120>
 39. Steinauer M. L., Hanelt B., Mwangi I. N., Maina G. M., Agola L. E., Kinuthia J. M., Mutuku M. W., Mungai B. N., Wilson W. D., Mkoji G. M., Loker E. S. Introgressive hybridization of human and rodent schistosome parasites in western Kenya. *Molecular Ecology*, 2008, vol. 17, iss. 23, pp. 5062–5074. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294x.2008.03957.x>
 40. Stirewalt M. A. *Schistosoma mansoni*: Cercaria to schistosomule. In: *Advances in Parasitology* / B. Dawes (Ed.). London ; New York : Academic Press, 1974, vol. 12, pp. 115–182. [https://doi.org/10.1016/S0065-308X\(08\)60388-7](https://doi.org/10.1016/S0065-308X(08)60388-7)
 41. Sturrock R. F. The development of irrigation and its influence on the transmission of bilharziasis in Tanganyika. *Bulletin of the World Health Organization*, 1965, vol. 32, no. 2, pp. 225–236.
 42. Tamura K., Stecher G., Kumar S. MEGA11: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution*, 2021, vol. 38, iss. 7, pp. 3022–3027. <https://doi.org/10.1093/molbev/msab120>
 43. Webster B. L., Southgate V. R., Littlewood D. T. J. A revision of the interrelationships of *Schistosoma* including the recently described *Schistosoma guineensis*. *International Journal for Parasitology*, 2006, vol. 36, iss. 8, pp. 947–955. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2006.03.005>
 44. Webster B. L., Diaw O. T., Seye M. M.,

- Webster J. P., Rollinson D. Introgressive hybridization of *Schistosoma haematobium* group species in Senegal: Species barrier break down between ruminant and human schistosomes. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 2013, vol. 7, iss. 4, art. no. e2110 (9 p.).
- <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002110>
45. Woolhouse M. E. On the interpretation of age-prevalence curves for schistosome infections of host snails. *Parasitology*, 1989, vol. 99, pt 1, pp. 47–56. <https://doi.org/10.1017/s0031182000061011>

**SCHISTOSOMA MANSONI (TREMATODA: SCHISTOSOMATIDAE) OCCURRENCE
IN BIOMPHALARIA PFEIFFERI (GASTROPODA: PLANORBIDAE)
IN WATER BODIES OF KINDIA PREFECTURE (REPUBLIC OF GUINEA)**

**E. Dmitrieva¹, S. Diakité², P. Koïvogui², N. Pronkina¹, V. Uppe¹, L. Konate², M. Sow²,
A. Balde², M. Camara³, D. Polevoy¹, R. Machkevsky¹, E. Vodiasova¹, I. Keita², and A. Diallo²**

¹A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation

²Guinea Centre for Marine and Coastal Research, Conakry, Republic of Guinea

³Institute of Applied Biology, Kindia, Republic of Guinea

E-mail: evdmitrieva@ibss-ras.ru

Molluscs of the genera *Biomphalaria* and *Bulinus*, intermediate hosts of human-pathogenic *Schistosoma* trematodes, were found in 8 freshwater bodies in the western region of Kindia Prefecture of Guinea. While *Bulinus* snails were free from schistosome infection, *Biomphalaria* specimens were parasitized, with infection foci revealed in 4 water bodies. Morphological analysis of shells of infected snails confirmed that they belong to the species *Biomphalaria pfeifferi*. The movement behavior, body shape, internal anatomy, and morphometric characteristics of the cercariae shed from the snails matched those of *Schistosoma mansoni*. The obtained ITS1 rDNA gene sequences showed 100% identity with homologous loci of *S. mansoni* parasitizing on humans and rats in Africa and Brazil. In contrast, they differed by 6 nucleotide substitutions from those of the closest relative, *S. rodhaini*, and by 2–6 substitutions from those of *S. rodhaini* × *S. mansoni* hybrids. Phylogenetic analysis strongly supported (100% bootstrap) the clustering of the sampled sequences with that of *S. mansoni*, distinct from those of *S. rodhaini* and hybrid lineages, confirming species identification. This study reports the first documented evidence of *S. mansoni* infection in *B. pfeifferi* and its molecular characterization in the Republic of Guinea. Infected snails ($n = 32$) were significantly larger on average than uninfected ones ($n = 1,110$) in samples where trematodes were found. Analysis of environmental factors revealed no effect of pH, dissolved oxygen, or water temperature within their observed ranges during the study period (October and November) on occurrence of *B. pfeifferi* and prevalence of infection with *S. mansoni*. Notably, *B. pfeifferi* exhibited tolerance to slightly hypoxic conditions, likely explaining their persistence in excrement-contaminated waters and facilitating schistosome larvae transmission. The presence of schistosomes was associated with specific biocenosis features, including slack or slow-flowing water and abundant submerged vegetation. All infected water bodies were located within urban areas. Obtained data are significant for developing schistosomiasis control strategies in the region.

Keywords: *Schistosoma*, schistosomiasis, natural focus of infection, intermediate hosts, *Biomphalaria*, ITS1 rDNA, Republic of Guinea

UDC [502.175:614.73](262.5:560)

ASSESSMENT OF RADIOACTIVITY STATUS IN COASTAL WATERS OF TÜRKİYE

© 2025 N. Dogan¹ and O. Tunc Dede²

¹State Hydraulic Works, Department of Technical Research and Quality Control, Ankara, Türkiye

²Giresun University, Environmental Engineering Department, Giresun, Türkiye

E-mail: ozlem@tuncdede.com

Received 03.03.2025; revised 07.05.2025;

accepted 12.08.2025.

Anatolia has a geopolitical location between Europe and Asia, surrounded by sea on three sides. The Black Sea washes the northern coast of Türkiye, stretching 1,700 km from the suburbs of Istanbul to the town of Hopa. Following the Chernobyl Nuclear Power Plant accident, the dust cloud containing radioactive elements (first of all, an artificial radionuclide ^{137}Cs) reached western Türkiye in May 1986 and affected Thrace, Istanbul, and the western Black Sea. Upon the increase in radioactive fallout in these regions, a nationwide radiation monitoring program was initiated by the Turkish Atomic Energy Agency to determine the nuclear and radiological hazard status and geographical distribution of radionuclides. Many studies were focused on environmental radioactivity measurements in air, water, soil, rocks, and sediments in order to reveal the possible health effects of their radioactive pollution on the population of Türkiye after the Chernobyl NPP accident.

Keywords: Türkiye, the Black Sea water, the Chernobyl NPP accident, natural and artificial radionuclides

Radioactivity is the spontaneous disintegration of atomic nuclei, and occurs naturally or artificially [Bayrak, 2018; TAEK, 1988]. Until the beginning of the 20th century, living beings were only under the effect of natural radiation sources, such as ionizing radiations from natural radioactive materials and cosmic rays emanating from the Sun and space. However, with the discovery of radioactivity, radioactive sources began to be used in medicine, industry, agriculture, and research. The nuclear technology applications, atmospheric, aquatic, and underground nuclear weapon tests, as well as nuclear reactor explosions, are factors that initiate radioactive pollution and can cause releasing of artificial radionuclides – iodine-131 (^{131}I), iodine-129 (^{129}I), strontium-90 (^{90}Sr), cesium-137 (^{137}Cs), cesium-134 (^{134}Cs), and plutonium-239 (^{239}Pu) – into the environment [IAEA, 2011; TAEK, 2013]. By-products and waste of nuclear sources can be another source of artificial radioisotopes. Environmental toxicity risk may occur due to leakages that may arise from underground or undersea warehouses which are used for storing nuclear wastes for a long period. All these reasons have led researchers to focus on environmental radioactivity measurements in air, water, soil, rocks, and sediments to reveal possible effects of radioactive pollution on human health and environmental quality. World Health Organization (hereinafter WHO) determined the gross alpha and gross beta radioactivity limits in drinking water as 0.5 and 1.0 $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively, and the annual effective dose limit as 0.1 $\text{mSv}\cdot\text{year}^{-1}$ [WHO, 2004]. Also, in the Republic of Türkiye, within the scope of the “Regulation on Water Intended for Human Consumption” published by the Ministry of Health, the annual effective dose limit has been determined as 0.1 $\text{mSv}\cdot\text{year}^{-1}$ [Ministry of Health, 2005]. In cases where gross alpha and gross beta in drinking water are above the limit values, the total dose calculation, which is a detailed radionuclide analysis, is performed.

The main radioactive substances frequently encountered in groundwater are potassium-40 (^{40}K), thorium-232 (^{232}Th), and uranium-238 (^{238}U). In addition, radon-222 (^{222}Rn) and radium-226 (^{226}Ra), which are formed as a result of ^{238}U decay, can be found in groundwater. It is known that ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K and their decay products, which are the key sources of radioactivity, are most enriched in granitic rocks [Abdel Hady et al., 1994]. For this reason, water taken from granitic aquifers is always approached with close attention.

The main source of environmental radioactivity is radioactive fallout after a nuclear or radiological accident. It is extremely important to know the dimensions of the radioactive fallout to accurately determine the possible effects of radiation and radioactive contamination on human health and the environment [TAEK, 2013]. As several European countries, Türkiye began raising these issues after the Chernobyl disaster in 1986. Shortly after the Chernobyl Nuclear Power Plant (NPP) accident, the dust cloud containing radioactive elements reached western Türkiye and affected especially Thrace, Istanbul, and the western Black Sea region through rain. Another important area affected by this accident was the eastern Black Sea region, where the dust cloud left its radioactive content along the coast after heavy rain. Conducted studies showed that artificial radionuclide ^{137}Cs originating from Chernobyl was detected in the Black Sea region [Environmental Radioactivity, 2020; Gokmen et al., 1995; Kapdan et al., 2012a].

Anatolia has a geopolitical location between Europe and Asia, and is surrounded by seas on three sides. The Black Sea is situated in the north of Türkiye, between Asia and Europe, and covers an area of approximately 497.000 km² together with the Sea of Azov. The Black Sea is connected to the Mediterranean Sea in the south after the Bosphorus Strait and the Sea of Marmara and next after the Dardanelles Strait and the Aegean Sea [Akengin et al., 2016]. Although Türkiye is surrounded by seas on three sides, it has limited water resources, and the protection of water quality in the country is very important. Following the Chernobyl NPP accident, a major radioactive fallout (^{137}Cs , a common fission product with its high water solubility) was released from the atmosphere. It affected the Eastern Europe, the Black Sea, and northern coasts of Türkiye [Kulahci, Doğru, 2006; Özmen, Güven, 2021]. After radioactive fallout resulting from the Chernobyl NPP accident, the increase of the specific activity of artificial radionuclides in natural environments in Türkiye was recorded.

Upon seeing the rising values, a nationwide radiation monitoring program was started by the Turkish Atomic Energy Agency [1988]. Recently, a comprehensive study was conducted by the Agency to determine the nuclear and radiological hazard status and geographical distribution of radionuclides present in surface soils and in drinking and utility waters in 81 provinces in Türkiye between 2002 and 2011 [TAEK, 2013].

The aim of the research is to assess the current quality of coastal ecosystems of the Black Sea along the coast of Türkiye in relation to natural and artificial radionuclides based on a generalized analysis of our own and literature data.

MATERIAL AND METHODS

This study was carried out to assess the quality of Turkish coastal ecosystems in terms of natural and artificial radionuclides. In the research, the analysis results of Turkish coastal waters, sediment, and soil samples given in the literature between 2000 and 2021 were evaluated. The most commonly used methods in the literature for determining the activities of natural and artificial radionuclides are alpha/beta counters, gamma spectroscopy, alpha spectroscopy, liquid scintillation spectroscopy, and nuclear track detectors.

The data evaluated also include the results of gross alpha and gross beta analysis, conducted by N. Dogan, one of the authors of this article, on water samples taken from various parts of Türkiye in 2017. The collected water samples are prepared for measurements as described in EPA method 900.0 [2025].

The water sample is evaporated on a heater until approximately 10–15 mL remains, providing sufficient residue for counting ($5 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ for alpha and $10 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ for beta). The remaining water is transferred to ~5-cm (2-inch) diameter steel planchets under an infrared lamp, dried in an oven at $+105^\circ\text{C}$ until a constant weight is obtained, and then counted. Total alpha and total beta activity values from the residual water sample are measured with a 10-channel multi-detector system (Berthold LB 770) with low natural background counting and calculated using equation 1:

$$A_{\alpha,\beta}(Bq/L) = \frac{N}{(60 \times Eff \times V)}, \quad (1)$$

where $A_{\alpha,\beta}$ is total alpha/beta activity of the sample ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$);

N in net count rate of the sample (counts *per* minute, cpm);

Eff is counting efficiency of the system ($\text{cpm}\cdot\text{dpm}^{-1}$);

V is volume of the sample (L);

60 is conversion factor ($\text{min}\cdot\text{s}^{-1}$).

The Berthold LB 770 system is a proportional gas counter operating on the principle that both alphas and betas are counted independently of each other simultaneously [Dogan, 2017; EPA Method 900.0, 2025].

RESULTS AND DISCUSSION

Radioactivity status of coastal waters in Türkiye. The first effects of the Chernobyl NPP accident occurred on 30 April, 1986, in the North-Western (Thrace) region and the Black Sea coast of Türkiye with increases in environmental natural gamma radiation levels. In the meantime, radioactive substances in the air descended to the earth with heavy rains, which caused significant contamination in the region. According to the measurements made, the gross beta activity accumulated in the soil in Istanbul and its surroundings in the first two weeks of May was $3,000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. The gross beta activity concentration of the rainwater collected in Kapikule (Edirne) on 4 May was found to be around $9,000 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$, and the gross beta activity of rainwater collected in Istanbul on 10 May was around $3,500 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$. These activity increases in rain water did not affect the groundwater in Edirne region, but caused minor activity increases in surface waters around Istanbul. As a matter of fact, in the gross beta activity measurements made on 5–22 May in Istanbul drinking and tap water, the highest activity concentration was found to be around $9 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ on 5 May. In the following days, it gradually decreased to its normal level [TAEK, 1988].

The data of studies conducted in order to determine gross alpha and gross beta radioactivity levels in water ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) at different locations in Türkiye are given in Table 1. High gross alpha activity values were observed in Izmir Golcuk Lake [Akyil et al., 2009] and the Mediterranean Sea water near Adana (Karatas and Incirli regions) [Degerlier, Karahan, 2010].

High gross beta activity values were observed in the Canakkale Strait [Kam et al., 2017], seawater near Istanbul, Kucuk Cekmece Lake [Karahan et al., 2000], the Marmara Sea water [Karahan et al., 2000; Otansev et al., 2016], the Black Sea and the Bosphorus Strait water [Karahan et al., 2000], Izmit Bay seawater [Bayrak, 2018], Izmir Karagol Lake, Izmir Golcuk Lake, Izmir Cakalbogaz Lake [Akyil et al., 2009], and the Mediterranean Sea water near Adana, Karatas, and Incirli regions [Degerlier, Karahan, 2010]. Spatial concentrations of gross alpha and beta activity values in surface waters of Turkish coastal area are shown in Figs 1 and 2, respectively.

Table 1. Gross alpha and gross beta radioactivity levels ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) in water of the seas along the Turkish coast and inland waters at different locations of Türkiye**Таблица 1.** Уровни суммарной альфа- и бета-активности ($\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$) в воде морей вдоль турецкого побережья и внутренних водоёмов в различных районах Турции

Area	Gross alpha	Gross beta	References
Canakkale Strait	0.05–0.06	10.53–14.33	Kam et al., 2017 Karahan et al., 2000
Seawater near Istanbul	0.4	4.9	
Kucuk Cekmece Lake	0.06	3	
Buyuk Cekmece Lake	0.05	0.3	
Terkos Lake	0.02	0.2	
Omerli Dam Lake	0.034	0.04	
The Marmara Sea water	0.5	5.0	
The Black Sea water	0.4	5.6	
The Black Sea and the Bosphorus Strait water	0.3	5.3	
The Marmara Sea	0.01–0.09	6.51–19.09	
Izmit Bay seawater	0.03	9.74	Bayrak, 2018
Surface waters in Kastamonu near the Black Sea	0.001–0.026	0.016–2.241	Kam, Bozkurt, 2007
Surface waters in Samsun near the Black Sea	0.024–0.116	0.041–0.191	Görür et al., 2011
The Yesilirmak River	0.128	0.170	
The Kizilirmak River	0.156	0.191	
The Firtina River	0.012–0.066	0.028–0.133	
Surface waters in Hatay near the Mediterranean Sea	0.010–0.086	0.014–0.949	Turgay et al., 2016
Surface waters in Giresun near the Black Sea	0.003–0.011	0.040–0.264	Damla et al., 2006
Surface waters in Trabzon near the Black Sea	0.004–0.039	0.022–0.191	Damla et al., 2006; Küçükömeroğlu et al., 2021
Surface waters in Rize near the Black Sea	0.0002–0.042	0.025–0.238	Damla et al., 2006; Islam, 2016
Surface waters in Adana near the Mediterranean Sea	0.0003–0.023	0.019–0.291	Degerlier, Karahan, 2010
The Mediterranean Sea water near Adana (Karatas)	0.8463	3.7395	
The Mediterranean Sea water near Adana (İncirli)	0.703	6.81	
Seyhan Lake (Adana)	0.012	0.0426	
The Seyhan River (Adana)	0.005	0.2453	
Karagol Lake (Izmir)	0.03	2.62	Akyil et al., 2009
Golcuk Lake (Izmir)	0.75	2.35	
Cakalbogaz Lake (Izmir)	0.03	1.77	
Surface waters in Zonguldak near the Black Sea	0.0029–0.1705	0.0154–0.2443	Aytekin, Bayraktaroglu, 2017
SHW Bursa Regional Directorate	0.022–0.302	0.06–0.32	Dogan, 2017
SHW Izmir Regional Directorate	0.098–0.193	0.15–0.46	
SHW Adana Regional Directorate	0.031–0.096	0.04–0.18	
SHW Samsun Regional Directorate	0.027–0.070	0.05–0.12	
SHW Edirne Regional Directorate	0.040–0.100	0.01–0.24	
SHW Antalya Regional Directorate	0.008–0.083	0.02–0.18	
SHW Istanbul Regional Directorate	0.035–0.178	0.06–0.43	
SHW Aydin Regional Directorate	0.025–0.054	0.05–0.15	
SHW Trabzon Regional Directorate	0.011–0.086	0.03–0.17	
SHW Kastamonu Regional Directorate	0.030–0.131	0.01–0.11	
SHW Balikesir Regional Directorate	0.047–0.233	0.06–0.31	

Note: SHW, State Hydraulic Works.

Примечание: SHW — Государственное управление гидротехнических сооружений.



Fig. 1. Spatial concentration of gross alpha activity in surface waters along the Turkish coast

Рис. 1. Пространственное распределение суммарной альфа-активности в поверхностных водах вдоль турецкого побережья



Fig. 2. Spatial concentration of gross beta activity in surface waters along the Turkish coast

Рис. 2. Пространственное распределение суммарной бета-активности в поверхностных водах вдоль турецкого побережья

The concentrations of environmental radioactivity were investigated in sediment cores sampled at different depths (5–5.5, 10–10.5, and 15–15.5 m at the same point) from Kulakcayı Lake situated in Istanbul. While ^{40}K concentrations increased with depth, the maximum value was found as $367 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. (dry weight). Maximum ^{232}Th concentration was registered as $43 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. at the middle depth, while maximum ^{226}Ra was found as $29 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. at the first depth. It was reported that the activity of ^{137}Cs was below the minimum detectable activity value [Kam et al., 2018].

The specific activity of natural and artificial radionuclides was determined in bottom sediments of the Golden Horn Bay located in the center of Istanbul. The specific activity values of these radionuclides were the following: $7.18\text{--}20.16 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{238}U ; $6.41\text{--}27.25 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{232}Th ; $281.9\text{--}683 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{40}K ; and $1.12\text{--}67.92 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{137}Cs [Kılıç, Çotuk, 2011].

The radioactivity concentrations in sediment and seawater samples of the Marmara Sea were determined. Seawater samples were collected from various depths: surface samples, from 5 m below the water line, and bottom samples, from depths of 47–89 m. As revealed, the gross alpha and beta activity levels rose with increasing water depth. The mean gross alpha and beta activity concentrations in seawater samples from the Marmara Sea were 0.042 and 13.402 Bq·L⁻¹, respectively. The radionuclide activity was also determined in sediment samples. The maximum values were found for ²²⁶Ra (34.2 Bq·kg⁻¹ d. w.), ²³⁸U (25.9 Bq·kg⁻¹ d. w.), ²³²Th (31.1 Bq·kg⁻¹ d. w.), ⁴⁰K (693.6 Bq·kg⁻¹ d. w.), and ¹³⁷Cs (16.3 Bq·kg⁻¹ d. w.). The obtained results revealed that the mean amounts of ²²⁶Ra, ²³⁸U, and ²³²Th were below the limit value; however, the mean amount of ⁴⁰K was higher than the world mean level [Otansev et al., 2016].

The natural and artificial radionuclide levels in the Marmara Sea region were studied both in Izmit Bay Yalova and Kocaeli. Surface sediment samples were analyzed in Izmit Bay, which is located in industrialized zone of the Marmara Sea. The mean activity concentration of ¹³⁷Cs was detected as 21 Bq·kg⁻¹ d. w., while that of natural radioisotopes, ⁴⁰K and ²²⁶Ra, as 568 and 18 Bq·kg⁻¹ d. w., respectively. The highest value for natural radionuclide activities was recorded near petrochemical, phosphate, and fertilizer processing facilities. The mean ¹³⁷Cs activities were 10 times higher than those in marine sediments in the Middle East and lower than in sediments in Northern Europe [Ergül et al., 2013]. Marine sediments in the Yalova region were sampled from 6 different points ranging 7 to 38 m; mean activities of ⁴⁰K, ²³²Th, ²²⁶Ra, and ¹³⁷Cs of sediment samples were found as 589.2, 32.7, 19.7, and 4.17 Bq·kg⁻¹ d. w., respectively. Mean activities of gross alpha and beta of three seawater samples were 0.028 and 9.739 Bq·L⁻¹, respectively [Bayrak, 2018].

Soil samples from 27 points in Kocaeli Basin were analyzed in terms of radionuclides. The concentrations determined were as follows: 2–25 Bq·kg⁻¹ d. w. for ¹³⁷Cs; 11–49 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³⁸U; 161–964 Bq·kg⁻¹ d. w. for ⁴⁰K; 10–58 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²²⁶Ra; and 11–65 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³²Th [Karakelle et al., 2002]. The Canakkale Strait has a strategic position between the Gallipoli and Biga peninsulas and is connected with the Sea of Marmara and the Aegean Sea. Within the study conducted in the Canakkale Strait, the levels of gross alpha and beta radioactivity in seawater were of 0.046–0.064 and 10.53–14.325 Bq·L⁻¹, respectively. The gross alpha values in the study area were lower compared to gross beta values in the same area [Kam et al., 2017].

The effect of radioactive pollution on the habitat of benthic Foraminifera was analyzed in another study conducted in the Canakkale Strait [Yümün, Kam, 2017]. The radionuclide concentrations were measured on 7 core samples and 1 drilling sample from the shallow marine environment. The values for different radionuclides were in the following ranges: 17.5 to 58.3 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³²Th; 16.9 to 48.6 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²²⁶Ra; 443.7 to 725.6 Bq·kg⁻¹ d. w. for ⁴⁰K; and < 2 to 20 Bq·kg⁻¹ d. w. for ¹³⁷Cs. While ²²⁶Ra values remained within normal limits, ⁴⁰K and ²³²Th values were above the world mean limits defined by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation [2000]: for ²²⁶Ra, it is 35 Bq·kg⁻¹ d. w.; for ⁴⁰K, 400 Bq·kg⁻¹ d. w.; and for ²³²Th, 30 Bq·kg⁻¹ d. w.

The Balikesir province situated in the northwest of Türkiye was investigated in terms of activity levels of radionuclides in the soil. ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs activities were within the ranges of 7.7–71.9, 10.1–94.9, 96.3–1,831.9, and 0.59–27.80 Bq·kg⁻¹ d. w., respectively [Kapdan et al., 2012b].

Environmental radioactivity has been studied by different researchers in various points of the Black Sea coastal area. In 1997–1998, the activity levels of ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs radionuclides were investigated in sediments sampled from different points along the Turkish Black Sea coast. The activities of ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs in the sediment samples were within the ranges of < 13 to 56; 17 to 37; 301 to 833; and 11 to 138 Bq·kg⁻¹ d. w., respectively. It was reported that ¹³⁷Cs activity in the sediment sample is an indication that the eastern shore of the Black Sea was more affected by Chernobyl NPP accident than the western shore [Topcuoglu et al., 2001].

Zonguldak city, which has the richest hard coal mines in Türkiye, is located on the Black Sea coast and occupies an important place in the maritime trade between Türkiye and the Black Sea countries, especially with those having ports. In order to determine the radiological status of spring waters in Zonguldak city, 49 different water samples were analyzed, and gross alpha and beta levels were found to be 0.003–0.171 and 0.015–0.244 Bq·L⁻¹, respectively. The measured gross alpha and beta activity concentrations were lower than the limit values suggested by WHO [Aytekin, Bayraktaroglu, 2017].

Kastamonu is in the northern part of Türkiye, and it is in the Black Sea region. Natural and artificial radionuclide activities were measured in water and soil, which were sampled from Kastamonu province. The gross alpha and beta activity concentrations recorded in water samples were 0.001–0.026 and 0.016–2.241 Bq·L⁻¹, respectively. The radioactivity levels of soil samples were assessed as well (on d. w.); the mean concentrations were found as 32.9 Bq·kg⁻¹ for ²³⁸U; 27.2 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th; 431.4 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K; and 8.0 Bq·kg⁻¹ for ¹³⁷Cs [Kam, Bozkurt, 2007].

The gross alpha and beta levels of tap water samples were determined in a study conducted in the Eastern region of Türkiye. The activity values ranged 0.004 to 0.01 Bq·L⁻¹ for alpha and 0.032–0.191 Bq·L⁻¹ for beta in the province of Trabzon. In Giresun, the gross alpha and beta levels ranged 0.003 to 0.011 Bq·L⁻¹ and 0.04 to 0.264 Bq·L⁻¹, respectively. The values ranged 0.0002 to 0.015 Bq·L⁻¹ for alpha and 0.025 to 0.238 Bq·L⁻¹ for beta in the province of Rize. These results indicated that the lowest gross alpha and beta values were obtained in tap water samples from Trabzon. Rize showed the highest gross alpha activity, while the Giresun had the highest gross beta activity. This analysis provided evidence that the gross alpha and beta activity levels in tap waters in Eastern region of Türkiye were in good condition and below the limit values given by WHO [2004] and Turkish regulations [Ministry of Health, 2005] for drinking water [Damla et al., 2006]. A recent study determined the gross alpha and beta concentrations in water samples collected from different areas of Rize Province with the values ranging 0.012 to 0.042 Bq·L⁻¹ for gross alpha and 0.027 to 0.211 Bq·L⁻¹ for gross beta [Islam, 2016]. The radionuclides values were measured in the drinking water samples of Trabzon region and found as 0.008–0.654 Bq·L⁻¹ for ²³⁸U; 0.007–0.067 Bq·L⁻¹ for ²³²Th; 0.010–0.337 Bq·L⁻¹ for ⁴⁰K; and 0.0002–0.056 Bq·L⁻¹ for ¹³⁷Cs [Küçükömeroğlu et al., 2021].

The gross alpha and beta radioactivity and annual effective doses were investigated in various waters of Samsun city situated in the central part of the Black Sea coastline, between the deltas of the Yesilirmak and the Kızılırmak rivers. Activity concentrations of gross alpha and beta in tap water samples were detected as 0.024–0.1156 and 0.0408–0.1905 Bq·L⁻¹, respectively. The radioactivity concentrations measured for the Yesilirmak and the Kızılırmak rivers were 0.128 and 0.1556 Bq·L⁻¹ for gross alpha and 0.170 and 0.191 Bq·L⁻¹ for gross beta, respectively. The calculated annual effective doses of alpha- and beta-emitters were found to be below the reference value recommended by WHO (0.1 mSv·year⁻¹) for all water samples [Görür et al., 2011]. The radionuclides status in soil and sediment of the Kızılırmak River delta was measured in another study. The following mean values were determined: 28.59 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³⁸U; 17.48 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³²Th; 150.59 Bq·kg⁻¹ d. w. for ⁴⁰K; and 5.32 Bq·kg⁻¹ d. w. for ¹³⁷Cs; those are below the worldwide mean values given by UNSCEAR. It is stated that ¹³⁷Cs could result from the Chernobyl NPP accident and nuclear weapon tests conducted by several countries until 1980 [Ariman, Gümüş, 2018; UNSCEAR, 2000].

The Fırtına River, one of the important rivers in the eastern Black Sea region, arises from the slopes of the Kackar Mountains and is connected to the eastern Black Sea near 2 km to Ardesen town in the west of Rize. The natural radioactivity concentrations of water, sediment, and soil samples were investigated in several expeditions. The mean concentration levels (on d. w.) for ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs in soils and bottom sediment samples were as follows: 50, 42, 643, and 85 Bq·kg⁻¹ and 39, 38, 573, and 6 Bq·kg⁻¹, respectively. The presence of ¹³⁷Cs in soil and sediment samples was related to the Chernobyl NPP accident, as well as to atmospheric nuclear weapon tests carried out by several countries [Kurnaz et al., 2007].

Other radioactivity studies on water and sediment samples of the Fırtına River stated that the natural gross alpha and beta levels in water samples were between 0.012–0.066 and 0.028–0.133 Bq·L⁻¹, respectively. The mean specific activities of gamma-emitting radionuclides in bottom sediments (on d. w.) were as follows: 47.41 Bq·kg⁻¹ for ²²⁶Ra; 39.93 Bq·kg⁻¹ for ²³⁸U; 38.55 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th; 573.34 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K; and 6.15 Bq·kg⁻¹ for ¹³⁷Cs. The existence of ¹³⁷Cs was also related to the Chernobyl NPP accident, the same as in the previous investigation [Küçükömeroğlu et al., 2008]. The radioactivity concentrations of seawater and bottom sediments sampled from five different locations in the Rize province of the Eastern Black Sea were measured in recent study. The concentrations of ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs in bottom sediment samples (on d. w.) and water samples (data presented in parentheses) varied in the following ranges: 9–23 Bq·kg⁻¹ (0.16–0.63 Bq·L⁻¹); 6–34 Bq·kg⁻¹ (0.07–0.17 Bq·L⁻¹); 223–765 Bq·kg⁻¹ (3.44–6.20 Bq·L⁻¹); and 5–12 Bq·kg⁻¹ (no values for seawater), respectively [Baltas et al., 2017].

Studies carried out in 2015 and 2019 were focused on the radioactivity status of the Coruh River in Artvin. In 2015, sediments were sampled from 3 different dam reservoirs on the Coruh River. The mean concentrations (on d. w.) of ²³⁸U, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs were determined: in Deriner Dam Lake, 15.8, 13.9, 551.5, and 18.1 Bq·kg⁻¹; in Borcka Dam Lake, 3.7, 12.5, 473.8, and 6.8 Bq·kg⁻¹; and in Muratlı Dam Lake, 14.4, 30.0, 491.7, and 18.2 Bq·kg⁻¹, respectively. It was reported that activity levels of radionuclides decreased from the upper parts of Çoruh River to coastal area [Köya et al., 2015]. In 2019, the concentrations of radionuclides in sediment samples (on d. w.) collected from the Borcka Dam Lake were determined. The mean activity concentrations were found to be below worldwide mean values given by UNSCEAR [2000]: 12.19 Bq·kg⁻¹ for ²²⁶Ra; 14.05 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th; 396.41 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K; and 4.20 Bq·kg⁻¹ for ¹³⁷Cs [Şirin, 2019].

Izmir, which is located in the western part of Türkiye, was investigated in terms of gross alpha and beta and uranium levels in surface water of lakes. The mean gross alpha and beta activity levels were determined as 0.03 and 2.62 Bq·L⁻¹ for Karagol Lake; 0.75 and 2.35 Bq·L⁻¹ for Golcuk Lake; and 0.03 and 1.77 Bq·L⁻¹ for Cakalbogaz Lake, respectively. It was also found that the uranium concentration ranged 0.05 to 900 µg·L⁻¹ for Karagol Lake; 0.05 to 0.95 µg·L⁻¹ for Golcuk Lake; and 3.33 to 10 µg·L⁻¹ for Cakalbogaz Lake [Akyil et al., 2009]. In another study aimed at detecting radionuclides in beach sand samples, the following results were obtained: 5.70–38.83 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²²⁶Ra; 3.870–292.7 Bq·kg⁻¹ d. w. for ²³²Th; and 120.4–377.6 Bq·kg⁻¹ d. w. for ⁴⁰K [Gür, Taraklı, 2018].

The specific activity levels of ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K, and ¹³⁷Cs were determined very recently to evaluate the radiological status of the fisheries ground sediments in the Antalya Bay situated on the Mediterranean Sea coastline. The activity values ranged 10.65 to 23.76 Bq·kg⁻¹ for ²²⁶Ra; 11.63 to 24.15 Bq·kg⁻¹ for ²³²Th; 316.35 to 414.83 Bq·kg⁻¹ for ⁴⁰K; and 1.48 to 8.58 Bq·kg⁻¹ for ¹³⁷Cs in the sediment samples (on d. w.) where the values were below the world mean activity levels defined by UNSCEAR [Özmen, Güven, 2021; UNSCEAR, 2000].

The natural radioactivity status in different surface waters of Adana, which is located in the southern part of Türkiye, was investigated in 2010. The mean gross alpha and beta levels in drinking water samples were detected as 0.0096 and 0.086 Bq·L⁻¹, respectively. During the studies on sea samples, gross alpha and beta levels were measured as 0.8463 and 3.7395 Bq·L⁻¹ in the Karatas Sea and 0.703 and 6.81 Bq·L⁻¹ in the Incirli Sea, respectively. The gross alpha and beta levels in other sampling points, Seyhan Dam Lake and the Seyhan River, were found to be below WHO limit values [Degerlier, Karahan, 2010].

The radioactivity level in water samples of Hatay city located in the southeastern region of Türkiye was investigated in 2015. While the mean alpha activity was obtained as 0.037 Bq·L⁻¹, the mean beta activity was assessed as 0.116 Bq·L⁻¹. The annual effective doses were calculated as 7.50 and 58.61 µSv from alpha- and beta-emitting radionuclides, respectively, which were lower than 0.1 mSv·year⁻¹ suggested by [Turgay et al., 2016; WHO, 2004].

The gross alpha and beta radioactivity values were investigated in various water samples at 11 different coastal regions of Türkiye. According to the results obtained, the gross alpha radioactivity concentrations ranged between $0.008 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (Antalya) and $0.302 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (Bursa), while the gross beta ranged between $0.01 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (Edirne and Kastamonu) and $0.46 \text{ Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ (İzmir). They were below WHO values [2004]. As observed, the gross beta radiation results were higher than the gross alpha radiation ones, which was related to the difference in geological formation of studied areas [Dogan, 2017].

The summary of the activity concentration of radionuclides in bottom sediment and soil samples at different locations in Türkiye is presented in Table 2.

Table 2. Activity concentration of radionuclides in bottom sediment and soil samples ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry weight) at different locations in Türkiye

Таблица 2. Удельная активность радионуклидов в пробах донных отложений и почв ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сухой массы) из различных районов Турции

Area	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	References
Trabzon (soil)	11.5–115	–	8.5–49	153–548	1–201	Küçükömeroğlu et al., 2021
Fırtına River (bottom sediments)	16.10–113.25	15.20–116.55	17.26–87.45	51.41–1,605.26	0.87–41.72	Küçükömeroğlu et al., 2008
Fırtına Valley (soil)	11–188	15–188	10–105	105–1,235	19–232	Kurnaz et al., 2007
Rize (soil)	52.44–240.71	58.4–193.7	14.29–83.83	118.43–520.37	0–219.19	Islam, 2016
Rize (bottom sediments)	–	9–23	6–34	223–765	5–12	Baltas et al., 2017
Borçka Dam Lake (bottom sediments)	–	4.79–21.46	9.36–20.65	238.01–721.26	0.79–6.81	Şirin, 2019
Kızılırmak delta (bottom sediments)	7.00–52.14	–	11.55–34.83	149.24–287.36	12.90–21.39	Arıman, Gümüş, 2018
Kızılırmak delta (soil)	19.64–42.88	–	13.67–33.83	204.91–633.72	1.11–4.11	
Balikesir (soil)	7.70–71.90	–	10.10–94.90	96.30–1,831.90	0.59–27.80	Kapdan et al., 2012b
Istanbul (soil)	3–59	–	8–91	117–1,204	2–81	Karahan et al., 2000
Kocaeli (soil)	11–49	10–58	11–65	161–964	2–25	Karakelle et al., 2002
Çanakkale (soil)	82–167	–	152–275	1,015–1,484	0.37–36.03	Kurnaz et al., 2007; Merdanoğlu, Altınsoy, 2006
Çanakkale (bottom sediments)	–	16.90–48.60	17.50–58.30	443.70–725.60	< 2 to 20	Yümün, Kam, 2017
Deriner Dam Lake (bottom sediments)	15.8	–	13.9	551.5	18.1	Kobya et al., 2015
Borcka Dam Lake (bottom sediments)	3.7	–	12.5	473.8	6.8	
Muratlı Dam Lake (bottom sediments)	14.4	–	30.0	491.7	18.2	
Kulakcayırlı Lake (bottom sediments)	–	26–29	38–43	325–367	–	Kam et al., 2018
Antalya Bay (bottom sediments)	–	10.65–23.76	11.63–24.15	316.35–414.83	1.48–8.58	Özmen, Güven, 2021
The Golden Horn and the Bosphorus (bottom sediments)	7.18–20.16	–	6.41–27.25	281.9–683	1.12–67.92	Kılıç, Çotuk, 2011
The Marmara Sea (bottom sediments)	6.40–25.90	13.80–34.20	6.30–31.10	378.80–693.60	4.8–16.3	Otansev et al., 2016

Continued on the next page...

Area	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	References
The Izmit Bay (bottom sediments)	–	18	–	568	21	Ergül et al., 2013
Yalova Altınova (bottom sediments)	–	19.70	32.70	589.20	4.17	Bayrak, 2018
Kastamonu (soil)	32.93	37.40	27.17	431.43	8.02	Kam, Bozkurt, 2007
Igneada (bottom sediments)	41	–	17	316	11	Topcuoglu et al., 2001
Kilyos (bottom sediments)	26	–	19	350	23	
Amasra (bottom sediments)	17	–	27	301	50	
Sinop (bottom sediments)	40	–	34	501	94	
Persembe (bottom sediments)	< 13	–	36	833	138	
Rize (bottom sediments)	56	–	37	358	104	
Izmir (beach sand)	–	5.70–38.83	3.87–292.7	120.4–377.6	–	Gür, Tarakçı, 2018
Worldwide mean values	35	35	30	400	–	UNSCEAR, 2000

Health assessment. Ionizing radiation can cause physical, chemical, and biological changes in living things at molecular and cellular levels [Varol, 2011]. These changes may be temporary or permanent depending on the type, intensity, amount of ionizing radiation, duration of the exposure, and also the area of the body exposed [Gökoğlan et al., 2020]. Since alpha particles are heavier than beta particles, they can be absorbed by the skin of the body. When taken into the body by inhalation or ingestion, it can cause serious damage to tissues of lung or stomach walls. Beta particles are faster than alpha particles and can penetrate more into tissue or materials. Skin burns can be seen in cases of excessive exposure to high-energy beta radiation. The major concern with ionizing radiation is its cancer effect and the transmission of defects, called delayed effects, to future generations by genetic means [Varol, 2011]. Therefore, the effect of radiation on human health is still being investigated. In recent years, many analyses have been made on vital water resources. The obtained results are compared with the permissible limit values given by WHO: $0.5 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ for gross alpha and $1 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ for gross beta. If the measured values are lower than the limits, the sample is considered suitable for drinking water. In case of exceeding the given limits, it is necessary to determine the radionuclide species in the samples. The determined dose amounts of these radionuclides are compared with the effective dose amount ($0.1 \text{ mSv} \cdot \text{year}^{-1}$) that can be taken in a year determined by WHO [2004]. If the dose amounts do not exceed the limit value, the sample complies with the drinking water criteria in terms of radioactivity. Regarding soil samples, the worldwide mean values reported by UNSCEAR are used for comparison: $35 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{238}U ; $30 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{232}Th ; and $400 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ d. w. for ^{40}K . If the worldwide mean values are exceeded, the annual mean effective dose is calculated and compared with the value of $70 \mu\text{Sv}$ determined by UNSCEAR [2000].

Conclusions. Türkiye has a geopolitical location between Europe and Asia and is surrounded by sea on three sides. As several European countries, Türkiye, especially Thrace, Istanbul, the western Black Sea region, and the eastern Black Sea region, have experienced the effects of radioactivity shortly after the occurrence of the Chernobyl NPP accident. The presence of the artificial radionuclide cesium-137 in natural samples taken from these regions confirms this. Not only the Chernobyl NPP accident, but also technological developments can cause radioactive pollution from industrial and nuclear wastes, and all living things are exposed to both natural and artificial radiation. Therefore, sustainable monitoring system

should be developed in order to assess the radioactivity status in the environment. Studies conducted throughout Türkiye show that the recorded gross alpha and beta levels in coastal waters are generally below the limit values suggested by World Health Organization. However, higher values of gross beta were observed in seawater samples from the Marmara region, the Straits, and Adana. This may be due to the high salinity of seawater and a dissolved form of the radioactive isotope ^{40}K , which causes high beta radioactivity in seawater. Natural radionuclides, such as ^{238}U series, ^{232}Th series, and ^{40}K , were found at various levels in soil and sediment samples. In general, the values remained below the world mean values stated by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. However, the presence of ^{137}Cs at some points of Türkiye was related to the Chernobyl NPP accident and nuclear weapon tests conducted by several countries. Any radioactive pollution in the environment requires careful monitoring in terms of human health and taking the necessary precautions.

This work is a review study which includes an assessment of the quality of coastal ecosystems along the Turkish coast of the Black Sea in relation to natural and artificial radionuclides. The authors declare no conflict of interest.

REFERENCES

1. Abdel Hady E. E., El-Sayed A. M. A., Ahmed A. A., Hussein A. Z. Natural radioactivity of basement younger granite rocks from the eastern desert. *Radiation Physics and Chemistry*, 1994, vol. 44, iss. 1–2, pp. 223–224. [https://doi.org/10.1016/0969-806X\(94\)90136-8](https://doi.org/10.1016/0969-806X(94)90136-8)
2. Akengin H., Dölek İ., Özdemir Y. Turkey's seas and coasts. In: *Physical Geography of Turkey = Türkiye Fiziki Coğrafyası* / H. Akengin, İ. Dölek (Eds). Ankara : Pegem Akademi Yayıncılık, 2016, pp. 287–310. (in Tur.)
3. Akyil S., Aytaş S., Turkuzu D. A., Aslani M. A. A., Yusun S. D., Eral M. Radioactivity levels in surface water of lakes around Izmir/Turkey. *Radiation Measurements*, 2009, vol. 44, iss. 4, pp. 390–395. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2009.04.013>
4. Arıman S., Gümüş H. Radioactivity levels and health risks due to radionuclides in the soil and sediment of mid-Black Sea: Kızılırmak Deltas-Turkey. *Radiochimica Acta*, 2018, vol. 106, iss. 11, pp. 927–937. <https://doi.org/10.1515/ract-2017-2896>
5. Aytekin H., Bayraktaroglu N. An investigation on the quality of natural spring waters in Zonguldak Province (Turkey). *Karaelmas Fen ve Mühendislik Dergisi*, 2017, vol. 7, iss. 2, pp. 485–490.
6. Baltas H., Kiris E., Şirin M. Determination of radioactivity levels and heavy metal concentrations in seawater, sediment and anchovy (*Engraulis encrasicolus*) from the Black Sea in Rize, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, vol. 116, iss. 1–2, pp. 528–533. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.016>
7. Bayrak K. *Investigation of Heavy Metal and Environmental Radioactivity in Izmit Gulf of Marmara Sea Altinova Shipyard Region*. MSc thesis. İstanbul, Türkiye : Yıldız Teknik University, 2018, 102 p.
8. Damla N., Çevik U., Karahan G., Kobya A. İ. Gross α and β activities in tap waters in Eastern Black Sea region of Turkey. *Chemosphere*, 2006, vol. 62, iss. 6, pp. 957–960. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.051>
9. Degerlier M., Karahan G. Natural radioactivity in various surface waters in Adana, Turkey. *Desalination*, 2010, vol. 261, iss. 1–2, pp. 126–130. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.020>
10. Dogan N. *Investigation of the Radioactivity Content of Water Resources in Turkey*. Ankara : Devlet Su İşleri, 2017, 106 p. (in Tur.)
11. EPA Method 900.0: Gross alpha and gross beta radioactivity in drinking water. EPA/600/4/80/032. In: *United States Environmental Protection Agency / Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM) Program* : [site]. 1980. [Last update: 14 May, 2025]. URL: <https://www.epa.gov/esam/epa-method-9000-gross-alpha-and-gross-beta-radioactivity-drinking-water> [accessed: 02.06.2025].
12. Ergül H. A., Belivermiş M., Kılıç Ö., Topcuoğlu S., Çotuk Y. Natural and artificial radionuclide activity concentrations in surface sediments of Izmit Bay, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2013, vol. 126, pp. 125–132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.07.015>

13. *Environmental Radioactivity in Turkish Environment* / T. Bayram, Y. Zayachuk, D. K. Gupta (Eds). Sivas : Sivas Cumhuriyet University Press, 2020, 282 p.
14. Gokmen I. G., Birgül O., Kence A., Gökmüşen A. Chernobyl radioactivity in Turkish tea and its possible health consequences. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, 1995, vol. 198, iss. 2, pp. 487–497. <https://doi.org/10.1007/bf02036565>
15. Gökoğlan E., Ekinci M., Özgenç E., İlem-özdemir D., Aşikoğlu M. Radyasyon ve İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkileri = Radiation and its effects on human health. *Anadolu Kliniği Tıp Bilimleri Dergisi*, 2020, vol. 25, no. 3, pp. 289–294. <https://doi.org/10.21673/anadoluklin.709434>
16. Görür K. F., Keser R., Dizman S., Okumuşoğlu N. T. Annual effective dose and concentration levels of gross α and β in various waters from Samsun, Turkey. *Desalination*, 2011, vol. 279, iss. 1–3, pp. 135–139. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.071>
17. Gür F., Tarakçı M. Natural radioactivity of the coastline of Çeşme-Izmir. *MCBÜ Sosyal Bilimler Dergisi*, 2018, vol. 16, no. 1/2, pp. 167–186.
18. IAEA. *Radioactive Particles in the Environment: Sources, Particle Characterization and Analytical Techniques*. Vienna, Austria : International Atomic Energy Agency, 2011, 77 p. (IAEA-TECDOC-1663).
19. Islam I. S. *Total Alpha, Total Beta Activities of Drinking Water in Rize Province and Dose Values*. MSc thesis. Rize, Türkiye : Karadeniz Technical University, 2016, 74 p.
20. Kam E., Bozkurt A. Environmental radioactivity measurements in Kastamonu region of northern Turkey. *Applied Radiation and Isotopes*, 2007, vol. 65, iss. 4, pp. 440–444. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.11.005>
21. Kam E., Once M., Yumun S. The origin of the total alpha and beta radiation values of the waters of Çanakkale Strait (Çanakkale/Turkey). *Journal of the Turkish Chemical Society, Section A: Chemistry*, 2017, vol. 4, iss. 3, pp. 729–738. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.292895>
22. Kam E., Yümün Z. Ü., Açıkgöz G., Bayrak K. Concentrations of environmental radioactivity in sediment cores from Kulakcayı Lake. *Journal of the Turkish Chemical Society. Section A: Chemistry*, 2018, vol. 5, iss. 3, pp. 1371–1374. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.401086>
23. Kapdan E., Taskin H., Kam E., Osmanlioğlu A. E., Karahan G., Bozkurt A. A study of environmental radioactivity measurements for Cankiri, Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*, 2012a, vol. 150, iss. 3, pp. 398–404. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncr416>
24. Kapdan E., Varinlioglu A., Karahan G. Outdoor radioactivity and health risks in Balıkesir, northwestern Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*, 2012b, vol. 148, iss. 3, pp. 301–309. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncr038>
25. Karahan G., Öztürk N., Bayülken A. Natural radioactivity in various surface waters in İstanbul, Turkey. *Water Research*, 2000, vol. 34, iss. 18, pp. 4367–4370. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00219-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00219-0)
26. Karakelle B., Öztürk N., Köse A., Varinlioglu A., Erkol A. Y., Yılmaz F. Natural radioactivity in soil samples of Kocaeli basin, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2002, vol. 254, iss. 3, pp. 649–651. <https://doi.org/10.1023/A:1021635415222>
27. Kobya Y., Taşkin H., Yeşilkanat C. M., Varinlioglu A., Korcak S. Natural and artificial radioactivity assessment of dam lakes sediments in Çoruh River, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2015, vol. 303, iss. 1, pp. 287–295. <https://doi.org/10.1007/s10967-014-3420-7>
28. Küçükömeroğlu B., Kurnaz A., Keser R., Korkmaz F., Okumusoglu N. T., Karahan G., Sen C., Cevik U. Radioactivity in sediments and gross alpha–beta activities in surface water of Fırtına River, Turkey. *Environmental Geology*, 2008, vol. 55, iss. 7, pp. 1483–1491. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1098-7>
29. Küçükömeroğlu B., Şen A., Duran S. U., Çiriş A., Taskin H., Ersoy H. Determination of radioactivity level of water supply network in Trabzon province, Turkey. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 2021, vol. 57, iss. 6, pp. 610–622. <https://doi.org/10.1080/10256016.2021.1972996>
30. Kulahci F., Doğru M. Physical and chemical investigation of water and sediment of the Keban Dam Lake, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2006, vol. 268, iss. 3, pp. 517–528. <https://doi.org/10.1556/jrnc.268.2006.3.13>

31. Kurnaz A., Küçükömeroğlu B., Keser R., Okumuşoglu N. T., Korkmaz F., Karahan G., Çevik U. Determination of radioactivity levels and hazards of soil and sediment samples in Fırtına Valley (Rize, Turkey). *Applied Radiation and Isotopes*, 2007, vol. 65, iss. 11, pp. 1281–1289. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.06.001>
32. Kılıç Ö., Çotuk Y. Radioactivity concentrations in sediment and mussel of Bosphorus and Golden Horn. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2011, vol. 289, iss. 2, pp. 627–635. <https://doi.org/10.1007/s10967-011-1140-9>
33. Merdanoğlu B., Altinsoy N. Radioactivity concentrations and dose assessment for soil samples from Kestanbol granite area, Turkey. *Radiation Protection Dosimetry*, 2006, vol. 121, iss. 4, pp. 399–405. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncl055>
34. Ministry of Health. *Regulation on Water Intended for Human Consumption*. Ankara : Turkish Ministry of Health, 2005.
35. Otansev P., Taşkin H., Başsarı A., Varinlioğlu A. Distribution and environmental impacts of heavy metals and radioactivity in sediment and seawater samples of the Marmara Sea. *Chemosphere*, 2016, vol. 154, pp. 266–275. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.122>
36. Özmen S. F., Güven O. Sediment radioactivity levels of deep-water fishery grounds in Antalya Bay. *Aquatic Sciences and Engineering*, 2021, vol. 36, iss. 1, pp. 29–33. <https://doi.org/10.26650/ASE2020714512>
37. Şirin M. Evaluation of radioactive pollution in sediment samples of Borçka Dam Lake, Turkey. *Cumhuriyet Science Journal*, 2019, vol. 40, iss. 3, pp. 624–639. <https://doi.org/10.17776/csj.526652>
38. TAEK. *Post-Chernobyl Radiation and Radioactivity Measurements in Turkey*. Ankara, Türkiye : Turkish Atomic Energy Authority, 1988.
39. TAEK. *Turkey Environmental Radioactivity Atlas*. Ankara, Türkiye : Turkish Atomic Energy Authority, 2013.
40. Topcuoglu S., Kut D., Esen N., Gungor N., Olmez (Egilli) E., Kirbasoglu C. ¹³⁷Cs in biota and sediment samples from Turkish coast of the Black Sea, 1997–1998. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2001, vol. 250, iss. 2, pp. 381–384. <https://doi.org/10.1023/A:1017932604374>
41. Turgay M. E., Yazici A. N., Taskin H., Kam E., Karahan G. Assessment of gross α and β radioactivity for drinking water in Hatay province, Turkey. *Desalination and Water Treatment*, 2016, vol. 57, iss. 11, pp. 4960–4965. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1000384>
42. UNSCEAR. *Sources and Effects of Ionizing Radiation* / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation ; UNSCEAR 2000 Report to the National Agency, with Scientific Annexes. New York : United Nations, 2000, 654 p.
43. Varol S. Yeraltı sularında toplam alfa ve beta radyoaktivitesi. *Journal of Engineering Science and Design*, 2011, vol. 1, iss. 3, pp. 101–106.
44. WHO. *Guidelines for Drinking-Water Quality*. Vol. 1. Recommendations. 3rd edition. Geneva, Switzerland : World Health Organization, 2004, 515 p.
45. Yümün Z. Ü., Kam E. Effects of radionuclides on the recent foraminifera from the clastic sediments of the Çanakkale Strait–Turkey. *Journal of African Earth Sciences*, 2017, vol. 131, pp. 179–182. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.04.018>

ОЦЕНКА УРОВНЯ РАДИОАКТИВНОСТИ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ТУРЦИИ

Н. Доган¹, О. Тунк Деде²

¹Государственное управление гидротехнических сооружений,
департамент технических исследований и контроля качества, Анкара, Турция

²Университет Гиресуна, факультет инженерной экологии, Гиресун, Турция

E-mail: ozlem@tuncdede.com

Анатолия занимает геополитическое положение между Европой и Азией. С трёх сторон она окружена морями. Чёрное море омывает северное побережье Турции на протяжении 1700 км, от пригородов Стамбула до городка Хопа. После аварии на Чернобыльской атомной электростанции пылевое облако, содержащее радиоактивные элементы (прежде всего, искусственный

радионуклид ^{137}Cs), в мае 1986 г. достигло западной Турции и затронуло Фракию, Стамбул и западную часть Черноморского региона. В связи с увеличением радиоактивных выпадений в этих районах Турецкое агентство по атомной энергии инициировало общенациональную программу радиационного мониторинга для определения ядерного и радиологического статуса опасности и для анализа географического распределения радионуклидов. Большое количество исследований было сосредоточено на измерении радиоактивности окружающей среды в воздухе, воде, почве, горных породах и осадках с целью выявления возможного влияния их радиоактивного загрязнения на здоровье местного населения после аварии на Чернобыльской АЭС.

Ключевые слова: Турция, воды Чёрного моря, авария на Чернобыльской АЭС, природные и искусственные радионуклиды

УДК [595.371.13:57.06]:575.1.2

**ИЗМЕНЧИВОСТЬ НУКЛЕОТИДНЫХ ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЕЙ
МАРКЕРОВ ДВУХ ГЕНОВ (*CO-1* И *H3*)
LITOROGAMMARUS KARADAGIENSIS (GRINTSOV, 2009)
(AMPHIPODA, GAMMARIDAE)
И СИСТЕМАТИКА РОДА *LITOROGAMMARUS***

© 2025 г. А. О. Золотова¹, В. А. Гринцов², В. И. Рябушко², Ю. Ф. Картавцев¹

¹Национальный научный центр морской биологии имени А. В. Жирмунского ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация

²ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
Севастополь, Российская Федерация
E-mail: anna.o.zolotova@gmail.com

Поступила в редакцию 19.03.2025; после доработки 20.06.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

Исследована внутри- и межвидовая изменчивость гена субъединицы I цитохромоксидазы с митохондриальной ДНК (*Co-1*) и гена гистона *H3* ядерной ДНК представителей рода *Litorogammarus*. Показано, что молекулярный маркер гена гистона *H3* не подходит для видовой идентификации *Litorogammarus* ввиду своей недостаточной изменчивости. Таксономия изученных видов рода уточнена на основании анализа молекулярного маркера гена *Co-1*. Результаты комплексного анализа генетических расстояний (*p*-расстояний), выполненного с помощью ABGD и ASAP, подтверждают значимость участка гена *Co-1* как маркера для идентификации видов рода *Litorogammarus*. На основе информации для четырех филогенетических реконструкций и анализа топологии соответствующих генных деревьев для *Co-1* выясняется генетическая близость видов *L. karadagensis* и *L. glareophilus*. Для этих двух видов выявлены общие морфологические признаки — перистые щетинки на мандибулах, максиллах первой пары, максиллипедах и члениках гнатопод первой и второй пар. Использование молекулярных и морфологических данных в интегративном подходе представляется перспективным для идентификации видов и для решения таксономических вопросов в пределах анализируемой группы амфипод.

Ключевые слова: mtДНК, яДНК, *Co-1*, гистон *H3*, *p*-расстояния, *Litorogammarus karadagensis*, *Litorogammarus*, Gammaridae, Amphipoda

Litorogammarus karadagensis (Grintsov, 2009) обитает в зоне заплеска галечно-песчаных пляжей. Впервые этот вид был описан на пляжах в районах Карадага (Восточный Крым), Батилимана и бухты Ласпи (Южный берег Крыма, Чёрное море) [Grintsov, 2009]. *L. karadagensis* относится к гаммаридной жизненной форме и к экологической форме кривофилов (от греческого *kruvo* — «прятаться», *phileo* — «любить») [Гринцов, 2023]. Животные образуют плотные скопления, достигающие примерно тысячи особей на 1 м² на некоторых участках пляжа, где размер элементов грунта составляет не менее 5–6 мм. Особи этого вида встречаются во все сезоны года вместе с представителями родов *Chaetogammarus* Martynov, 1924

и *Pectenogammarus* Reid, 1940. В статье В. А. Гринцова [Grintsov, 2009] представители вышеуказанных родов отмечены как *Echinogammarus ischnus behningi* (Stebbing, 1899), *Echinogammarus foxi* (Schellenberg, 1928) и *Echinogammarus olivii* (H. Milne Edwards, 1830). В настоящее время *E. ischnus behningi* отнесён к роду *Chaetogammarus*, а *E. foxi* и *E. olivii* — к *Pectenogammarus* (<https://www.marinespecies.org/>). *Litorogammarus karadagiensis* является близким родственником нескольких видов — *Litorogammarus mazestiensis* (Marin & Palatov, 2021), *Litorogammarus dursi* Marin, Palatov & Copilaş-Ciocianu, 2023, *Litorogammarus samuricus* Palatov, Copilaş-Ciocianu & Marin, 2025 и *Litorogammarus glareophilus* Marin, Palatov & Copilaş-Ciocianu, 2025 — по данным молекулярно-генетических анализов [Copilaş-Ciocianu et al., 2025; Marin & Palatov, 2021; Marin et al., 2023]. Ареал *L. karadagiensis* охватывает весь Понто-Каспийский регион с характерной адаптивной радиацией гаммарид этой группы [Гринцов, 2023]. Эволюционная радиация гаммарид характеризуется примечательным разнообразием с точки зрения морфологии и экологии, наравне с уникальными радиациями амфипод озера Байкал [Copilaş-Ciocianu, Sidorov, 2022].

В настоящее время *L. karadagiensis* (вид, описанный ранее как *Echinogammarus karadagiensis* [Grintsov, 2009]), относится к роду *Litorogammarus* [Marin et al., 2023], семейству Gammaridae Latreille, 1802, суперсемейству Gammaroidea Latreille, 1802. Молекулярно-генетические маркеры позволили по-новому взглянуть на систематическое положение семейства Gammaridae [Copilaş-Ciocianu, Sidorov, 2022]. Филогенетический анализ четырёх молекулярных маркеров (генов *Co-1*, 28S рРНК и 18S рРНК, а также гистона *H3*) выявил новую позицию монофилетического суперсемейства Gammaroidea *Echinogammarus* s. l., включающего в себя понто-каспийских гаммарид [Copilaş-Ciocianu et al., 2020], в отличие от ранее представленного филогенетического анализа на основе морфологии [Lowry, Myers, 2013]. Именно на базе молекулярно-генетических маркеров было выдвинуто достаточно доводов в пользу выделения рода *Litorogammarus* [Marin et al., 2023].

Цель работы — на основании данных об изменчивости нуклеотидных последовательностей маркеров гена субъединицы I цитохромоксидазы с митохондриальной ДНК (мтДНК) (*Co-1*) и гена гистона *H3* ядерной ДНК (яДНК) проверить гипотезу о видовой принадлежности выборки экземпляров гаммарид к ранее описанному виду *Litorogammarus karadagiensis*. Маркеры для гистона *H3*, информативного для видов *L. mazestiensis* и *L. karadagiensis* [Copilaş-Ciocianu et al., 2023], и для *Co-1*, диагностически значимого для идентификации амфипод [Copilaş-Ciocianu et al., 2022], были выбраны для достижения цели настоящего исследования.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Изучена выборка из шести экземпляров *L. karadagiensis* [Grintsov, 2009], собранных в Батилимане (Южный берег Крыма, 44°25'12" с. ш., 33°41'48" в. д.) 05 июня 2022 г. Материал отбирали вручную в зоне заплеска галечно-песчаного пляжа. Для сравнительного анализа дополнительно использовали последовательности из GenBank NCBI (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/>).

Для всех проб при помощи набора «ДНК-Экстрон» («ДНК-Экстрап-2», «Синтол», Москва, РФ) согласно протоколу производителя выделили ДНК, которую хранили при -20 °C. Амплификацию для маркера мтДНК *Co-1* и маркера яДНК гистона *H3* проводили с использованием универсальных праймеров (табл. 1) по протоколу: предварительная денатурация при +94 °C (5 мин); 35 циклов, включающих денатурацию при +94 °C (30 с), отжиг праймеров при +45 °C (30 с) и элонгацию при +72 °C (60 с); финальная элонгация при +72 °C (10 мин). Секвенирование проводили с набором BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit (Applied Biosystems, США) в соответствии с протоколом производителя. Определение нуклеотидных последовательностей осуществляли на автоматическом секвенаторе ABI 3500 Genetic Analyzer (Applied Biosystems).

Таблица 1. Праймеры, используемые для амплификации и секвенирования изученных маркеров
Table 1. Primers used for amplification and sequencing of the genetic markers studied

Название праймера	Фрагмент ДНК	Последовательность	Авторы праймера
LCO1490-JJ	<i>Co-1</i>	CHACWAAYCATAAAGATATYGG	Astrin, Stüben, 2008
HCO2198-JJ	<i>Co-1</i>	AWACTTCVGGRTGVCAAARAATCA	Astrin, Stüben, 2008
H3F	Гистон <i>H3</i>	ATGGCTCGTACCAAGCAGACVGC	Colgan et al., 2000
H3R	Гистон <i>H3</i>	ATATCCTTRGGCATRATRG TGAC	Colgan et al., 2000

Полученные последовательности были помещены в базу данных BOLD Systems (<https://boldsystems.org/>), а затем — в GenBank NCBI (табл. 2). В анализ включены все известные последовательности представителей рода *Litorogammarus* [Copilaş-Ciocianu et al., 2025] из GenBank NCBI; в качестве внешней группы выбран вид *Chaetogammarus ischnus* [Marin et al., 2023]. После выравнивания длина последовательностей составила 638 пар оснований (п. о.) для *Co-1* и 354 п. о. для гистона *H3*.

Таблица 2. Список образцов и номера последовательностей ДНК *Litorogammarus karadagiensis*, депонированных в базы данных BOLD Systems и GenBank NCBI

Table 2. List of *Litorogammarus karadagiensis* samples and accession numbers of DNA sequences deposited in BOLD Systems and GenBank NCBI databases

<i>Litorogammarus karadagiensis</i>	Номер BIN в базе BOLD Systems	Номер последовательности гена <i>Co-1</i> в GenBank NCBI	Номер последовательности гена гистона <i>H3</i> в GenBank NCBI
01	BOLD:AGE7470	PV053540	PV053546
02	BOLD:AGE7470	PV053541	PV053547
03	BOLD:AGE7470	PV053542	PV053548
04	BOLD:AGE7470	PV053543	PV053549
05	BOLD:AGE7470	PV053544	PV053550
06	BOLD:AGE7470	PV053545	PV053551

Примечание: BIN — аббревиатура для идентификатора Barcoding Index Number, номера ДНК-штрихкода в базе данных BOLD Systems.

Note: BIN stands for Barcoding Index Number, a unique identifier of a DNA barcode in BOLD Systems.

Анализ последовательностей проводили для каждого маркера гена отдельно. Для реконструкции филогенетических деревьев использовали методы ближайшего соседства (neighbor joining, NJ), максимального правдоподобия (maximum likelihood, ML) и максимальной парсимонии (maximum parsimony, MP), а также байесовский анализ (Bayesian analysis, BA), реализованные в программах MEGA11 [Tamura et al., 2021] и MrBayes 3.2 [Ronquist, Huelsenbeck, 2003]. Построение филогенетических (генных) деревьев проводили для каждого гена по отдельности. При реконструкции деревьев были рассчитаны наиболее подходящие эволюционные модели (jModelTest) [Posada, 2008]. С учётом информационного критерия Акаике лучшими моделями эволюции оказались модели Тамуры — Нея [Tamura, Nei, 1993] TrN + G для *Co-1* и TrN для гистона *H3*. При BA-реконструкции как состоятельные принимали значения стандартного отклонения в разрыве частот (standard deviation of split frequencies) меньше 0,01 [Ronquist, Huelsenbeck, 2003]. Число модельных повторов (генераций) составляло 2 000 000, первые 25 % генераций исключали из анализа как burn in, выборки выполняли для каждой 100-й генерации.

Для идентификации видов по молекулярным последовательностям использовали метод автоматического обнаружения разрывов ДНК-штрихкодов (баркодинг-гэпов, barcoding gaps) в программных пакетах ABGD (Automatic Barcode Gap Discovery, <https://bioinfo.mnhn.fr/abi/public/abgd/abgdweb.html>) [Puillandre et al., 2012] и ASAP (Assemble Species by Automatic Partitioning, <https://bioinfo.mnhn.fr/abi/public/asap/asapweb.html>) [Puillandre et al., 2021].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Анализ генетических расстояний (*p*-расстояний) ([Nei, Kumar, 2000], с. 33) подтвердил наличие в исследуемой выборке образцов, которые представляют пять видов: *L. dursi*, *L. glareophilus*, *L. mazestiensis*, *L. samuricus* и *L. karadagiensis*. Межвидовые *p*-расстояния составили 13–19,5 % (*Co-1*) (исключение — *L. mazestiensis* и *L. samuricus*, $p = 4,3\%$). Различия по *p*-расстояниям между нашими образцами и *L. karadagiensis* из GenBank NCBI — 1,5 % (*Co-1*) (табл. 3), что соответствует внутривидовым *p*-расстояниям. Различий по гену гистона *H3* не выявлено.

Таблица 3. Меж- и внутривидовые величины *p*-расстояний для исследованных маркеров гена *Co-1*

Table 3. Inter- and intraspecies *p*-distances for *COI* gene markers studied

	<i>LD</i>	<i>LG</i>	<i>LK</i>	<i>LK</i> (наши особи)	<i>LM</i>	<i>LS</i>	<i>CI</i>
<i>LD</i>	0,0063	0,0153	0,0153	0,0153	0,0148	0,0147	0,0160
<i>LG</i>	0,1951	0,0026	0,0135	0,0134	0,0147	0,0146	0,0165
<i>LK</i>	0,1803	0,1348	0,0000	0,0046	0,0143	0,0144	0,0159
<i>LK</i> (наши особи)	0,1787	0,1301	0,0141	0,0000	0,0144	0,0144	0,0159
<i>LM</i>	0,1839	0,1708	0,1765	0,1718	0,0147	0,0070	0,0158
<i>LS</i>	0,1740	0,1661	0,1689	0,1665	0,0428	0,0104	0,0162
<i>CI</i>	0,2241	0,2124	0,2038	0,2053	0,2044	0,2038	n/c

Примечание: ниже диагонали, выделенной полужирным шрифтом, — значения межвидовых *p*-расстояний для *Co-1*; по диагонали — значения внутривидовых *p*-расстояний; выше диагонали — значения стандартных ошибок для *Co-1*. *LD* — *Litorogammarus dursi*; *LG* — *Litorogammarus glareophilus*; *LK* — *Litorogammarus karadagiensis*; *LM* — *Litorogammarus mazestiensis*; *LS* — *Litorogammarus samuricus*; *CI* — *Chaetogammarus ischnus*. N/c — не вычислимого.

Note: below the bold-highlighted diagonal, there are the values of interspecific *p*-distances for *COI*; along the diagonal, there are the values of intraspecific *p*-distances; above the diagonal, there are the values of standard errors for *COI*. *LD*, *Litorogammarus dursi*; *LG*, *Litorogammarus glareophilus*; *LK*, *Litorogammarus karadagiensis*; *LM*, *Litorogammarus mazestiensis*; *LS*, *Litorogammarus samuricus*; *CI*, *Chaetogammarus ischnus*. N/c, not computable.

По последовательностям *Co-1* оба программных пакета, ABGD и ASAP, выявили четыре видовые группировки для всех использованных вариантов анализа: 1) *L. dursi*; 2) *L. glareophilus*; 3) *L. karadagiensis*; 4) *L. mazestiensis* + *L. samuricus*. Последовательности гена гистона *H3* двух доступных для анализа видов, *L. karadagiensis* и *L. mazestiensis*, были объединены в одну видовую группировку.

Филогенетические реконструкции (BA, ML, NJ и MP) продемонстрировали одинаковые топологии для гена *Co-1*. На полученных дендрограммах исследуемые особи сформировали пять ветвей с высокими поддержками узлов генетических деревьев. Для четырёх видов поддержки составили 100 %. Исключением была ветвь *L. samuricus* (BA = 63 %; ML = 66 %; NJ = 97 %; MP = 70 %). Сестринские ветви сформировали *L. mazestiensis* + *L. samuricus* и *L. glareophilus* + *L. karadagiensis* с внешней ветвью *L. dursi* (рис. 1).

Ни одним филогенетическим методом не удалось разделить виды *L. karadagiensis* и *L. mazestiensis*, используя последовательности гена гистона *H3*. На дендрограммах отмечено хаотичное распределение исследованных особей; клад они не образовывали.

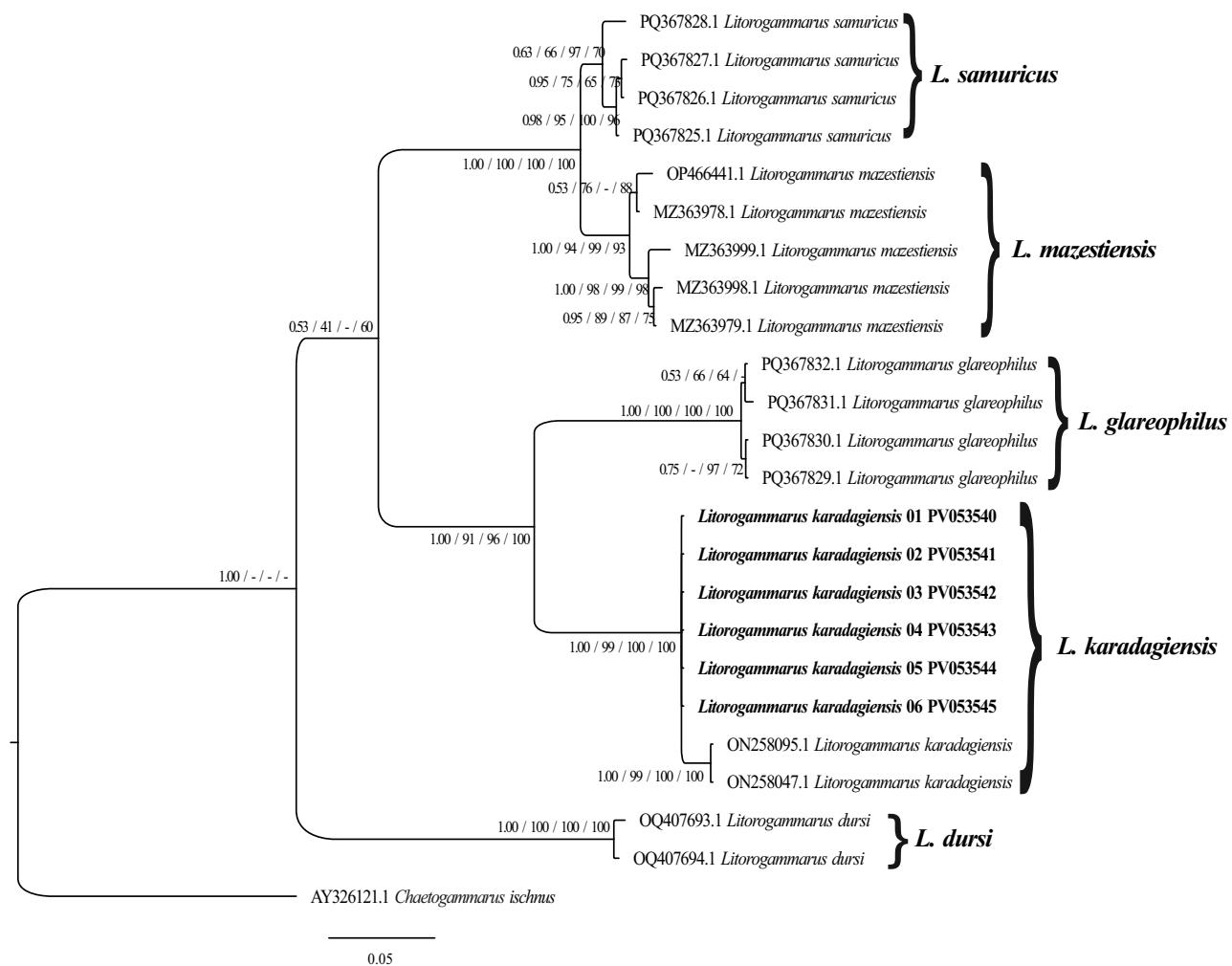


Рис. 1. Филогенетические взаимосвязи представителей рода *Litorogammarus*, реконструированные по последовательностям гена *Co-1*. Вероятностные поддержки (байесовский анализ, ВА) и бутстреп-поддержки (метод максимального правдоподобия, МЛ; метод ближайшего соседства, NJ; метод максимальной парсимонии, MP) узлов генного дерева указаны в следующей последовательности: ВА / МЛ / NJ / MP. Жирным шрифтом выделены шесть наших последовательностей

Fig. 1. Phylogenetic relationships among representatives of the genus *Litorogammarus* reconstructed based on *COI* gene sequences. Nodal support values (BA, Bayesian posterior probabilities; ML, maximum likelihood bootstrap; NJ, neighbor-joining bootstrap; MP, maximum parsimony bootstrap) are indicated in the following order: BA / ML / NJ / MP. Our six sequences are highlighted in bold

ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам анализа филограмм, *p*-расстояний, анализов посредством программных пакетов ABGD и ASAP не зафиксировано различий между последовательностями гена гистона *H3* изученной выборки. Следовательно, этот участок яДНК не обладает достаточной разрешающей способностью для видовой идентификации представителей рода *Litorogammarus*.

Результаты филогенетического анализа на основании нуклеотидных последовательностей гена *Co-1* мтДНК подтвердили дифференциацию видов рода *Litorogammarus* на несколько клад, выявленных ранее [Copilaş-Ciocianu et al., 2025]. Кроме того, на генных деревьях выделяются отдельные кластеры представителей *L. mazestiensis* и *L. samuricus*, которые имеют поддержанную топологическую дифференциацию. Топологии филогенетических деревьев указывают на эволюционную молодость этих видов, поскольку их ветви разошлись позже, чем ветви *L. glareophilus*.

и *L. karadagiensis*; возможно, *L. mazestiensis* и *L. samuricus* являются молодыми видами. Однако, несмотря на высокие значения поддержек топологии деревьев как в этой работе (см. рис. 1), так и в публикации [Copilaş-Ciocianu et al., 2025], данные анализа *p*-расстояний, а также ABGD- и ASAP-анализов ставят под сомнение выделение *L. samuricus* в качестве самостоятельного вида. Это заключение следует из малых значений межвидовой изменчивости между *L. mazestiensis* и *L. samuricus* — 4,3 %; межвидовые значения для других видов рода *Litorogammarus* на 10 % больше. Возможно, более уместно выделить *L. samuricus* в качестве подвида *L. mazestiensis*. Для этого необходим тщательный морфологический анализ достаточно большой выборки (с учётом требований статистики) с указанием вариабельности признаков для уточнения таксономического статуса, однако к настоящему времени имеется только дифференциальный диагноз [Copilaş-Ciocianu et al., 2025] между *L. samuricus* и *L. mazestiensis*. Все отличия касаются вооружения придатков или тела и некоторых пропорций. Исследования на близком роде *Pectenogammarus* Reid, 1940 [Grintsov, 2009] показали, что вооружение придатков и тела (шипы, щетинки и зубцы) подвержено индивидуальной изменчивости. Это может касаться и пропорций тела, которые, как известно, также подвержены изменениям [Гурьянова, 1951].

Особи *L. karadagiensis*, собранные нами из места описания этого вида, образуют самые тесные ветви на филограммах (рис. 1); они имеют минимальные *p*-расстояния (табл. 3), а также одну группу по кластеризации посредством программных пакетов ABGD и ASAP. Последовательности этих особей близки к последовательностям Co-I *L. karadagiensis* из GenBank NCBI ON258095 и ON258047. Всё это доказывает их принадлежность к одному таксону видового ранга, что подтверждается сравнительными рядами для иерархии различных таксонов (см. ниже заключительный абзац). Полученные нами результаты подтверждают, что *L. karadagiensis* является сестринским видом *L. glareophilus*.

Морфология двух видов *Litorogammarus* — *L. karadagiensis* и *L. glareophilus* — весьма сходна. Полное описание морфологии *L. karadagiensis* дано в публикациях [Гринцов, 2022; Grintsov, 2009], а *L. glareophilus* — в [Copilaş-Ciocianu et al., 2025]. В отличие от других представителей этого рода (*L. dursi*, *L. mazestiensis* и *L. samuricus*), *L. karadagiensis* и *L. glareophilus* имеют длинные перистые щетинки на следующих элементах ротовых органов и конечностях: на мандибулах, максиллах первой пары, максиллипедах и члениках гнатопод первой и второй пар. Молекулярно-генетический анализ подтвердил морфологическое сходство *L. karadagiensis* и *L. glareophilus* за счёт объединения их в сестринскую группу (рис. 1).

Отличия между вышеуказанными видами сводятся к нескольким элементам (по данным [Copilaş-Ciocianu et al., 2025]). У *L. karadagiensis* на первой эпимеральной пластинке имеется маленький шипик в субмаргинальной части, у *L. glareophilus* шипика нет. На второй эпимеральной пластинке для *L. karadagiensis* указан один шип в субмаргинальной части, для *L. glareophilus* — два. Однако, как показывают исследования [Гринцов, 2024], вооружение эпимеральных пластинок шипами и щетинками подвержено значительной индивидуальной изменчивости; использовать эти элементы как отличительные для двух видов неправомерно. Как указано в работе [Copilaş-Ciocianu et al., 2025], *L. karadagiensis* имеет почти круглый базиподит на переоподе пятой пары, тогда как у *L. glareophilus* базиподит более узкий и вытянутый. Это различие подтверждается при анализе *L. karadagiensis*. Упоминается также различие вооружения уросомита 2 [Copilaş-Ciocianu et al., 2025]. Указано, что у вида *L. karadagiensis* два маргинальных шипа и один латеральный, а у *L. glareophilus* два маргинальных шипа и два латеральных. Однако исследования вооружения двух представителей рода *Pectenogammarus* [Гринцов, 2024] показали, что вооружение всех уросомальных сегментов тоже подвержено индивидуальной изменчивости и не может быть надёжным маркером вида. Таким образом, твёрдо диагностическим остаётся один признак — форма базиподита пятой пары переопод.

В сводке по генетическим расстояниям для более чем 20 000 видов позвоночных и беспозвоночных *p*-расстояния для генов *Co-1* и *Cyt-b* мтДНК были определены для пяти иерархических групп: популяций одного вида (1); таксонов различного ранга, включая подвиды и полувида (2); видов одного рода (3); видов различных родов одного семейства (4); видов различных семейств одного отряда (5). Средние невзвешенные значения *p*-расстояний для пяти представленных групп равны:

- *Cyt-b* для (1) — $1,46 \pm 0,34$, (2) — $5,35 \pm 0,95$, (3) — $10,46 \pm 0,96$, (4) — $17,99 \pm 1,33$, (5) — $26,36 \pm 3,88$;
- *Co-1* для (1) — $0,72 \pm 0,16$, (2) — $3,78 \pm 1,18$, (3) — $10,87 \pm 0,66$, (4) — $15,00 \pm 0,90$, (5) — $19,97 \pm 0,80$.

Обратим внимание, что подвиды и полувида имеют величины $5,35 \pm 0,95$ (*Cyt-b*) и $3,78 \pm 1,18$ (*Co-1*), а виды — $10,46 \pm 0,96$ (*Cyt-b*) и $10,87 \pm 0,66$ (*Co-1*) [Kartavtsev, 2009a]; это соответствует нашим выводам относительно таксономического статуса *L. saturicus*. Результаты проведённого анализа нуклеотидной дивергенции хорошо согласуются с другими данными о генетической дивергенции в иерархии таксонов, включая небелковые маркеры генов и полные митохондриальные геномы [Kartavtsev, 2021; Kartavtsev, Masalkova, 2024; Redin, Kartavtsev, 2022], подтверждая приведённые в этой статье таксономические выводы. Кроме того, эти данные подтверждают обобщение о том, что в животном мире на молекулярном уровне преобладает филетическая эволюция, а видообразование идёт в основном на основе географической модели [Kartavtsev, 2009a, b, 2011a, b, 2013, 2021].

Работа выполнена в рамках государственного задания ННЦМБ ДВО РАН «Биоразнообразие Мирового океана: таксономия и эволюция, репродуктивная биология, биогеография и биоинвазии» (№ 24021900011-9) и ФИЦ ИнБЮМ «Комплексное исследование механизмов функционирования морских биотехнологических комплексов с целью получения биологически активных веществ из гидробионтов» (№ 124022400152-1).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Гринцов В. А. Амфиподы Чёрного моря : иллюстрированный атлас-определитель / ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН». Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2022. 476 с. [Grintsov V. A. Amphipods of the Black Sea : an illustrated guide atlas / A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS. Sevastopol : IBSS, 2022, 476 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/12021>
2. Гринцов В. А. Экологические группы, экоморфы и жизненные формы амфипод (Crustacea, Amphipoda) Чёрного и Азовского морей // Экосистемы. 2023. № 33. С. 38–63. [Grintsov V. A. Ecological groups, ecomorphs and life forms of amphipods (Crustacea, Amphipoda) of the Black Sea and the Sea of Azov. *Ekosistemy*, 2023, no. 33, pp. 38–63. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/lwrmaa>
3. Гринцов В. А. Уточнение морфологии и экологии двух видов рода *Pectenogammarus* Reid, 1940 (Gammaridae, Amphipoda) из Чёрного и Азовского морей (Крым) // Экосистемы. 2024. № 38. С. 124–139. [Grintsov V. A. Clarification of morphology and ecology of two species of the genus *Pectenogammarus* Reid, 1940 (Gammaridae, Amphipoda) from the Black and Azov seas (Crimea). *Ekosistemy*, 2024, no. 38, pp. 124–139. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.29039/2413-1733-2024-38-124-139>
4. Гурьянова Е. Ф. Бокоплавы морей СССР и сопредельных вод (Amphipoda – Gammaridea). Москва ; Ленинград : Изд-во АН СССР, 1951. 1029 с. (Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим институтом Академии наук ; вып. 41). [Guryanova E. F. Bokoplavy morei SSSR i sopredel'nykh vod (Amphipoda – Gammaridea). Moscow ; Leningrad: Izd-vo AN SSSR, 1951, 1029 p. (Opredeliteli po faune SSSR, izdavaemye Zoologicheskim institutom Akademii nauk ; iss. 41). (in Russ.)]
5. Astrin J. J., Stüben P. E. Phylogeny in cryptic weevils: Molecules, morphology and new genera of western Palaearctic Cryptorhynchinae

- (Coleoptera: Curculionidae). *Invertebrate Systematics*, 2008, vol. 22, no. 5, pp. 503–522. <https://doi.org/10.1071/is07057>
6. Colgan D. J., Ponder W. F., Eggler P. E. Gastropod evolutionary rates and phylogenetic relationships assessed using partial 28S rDNA and histone H3 sequences. *Zoologica Scripta*, 2000, vol. 29, iss. 1, pp. 29–63. <https://doi.org/10.1046/j.1463-6409.2000.00021.x>
 7. Copilaş-Ciocianu D., Borko Š., Fišer C. The late blooming amphipods: Global change promoted post-Jurassic ecological radiation despite Palaeozoic origin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 2020, vol. 143, art. no. 106664 (12 p.). <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2019.106664>
 8. Copilaş-Ciocianu D., Marin I., Palatov D. Evolution and biogeography of *Litorogammarus* Marin, Palatov & Copilaş-Ciocianu, 2023 (Amphipoda: Gammaridae) with description of two new Caspian endemic species. *Systematics and Biodiversity*, 2025, vol. 23, iss. 1, art. no. 2454025 (27 p.). <https://doi.org/10.1080/14772000.2025.2454025>
 9. Copilaş-Ciocianu D., Palatov D., Rewicz T., Sands A. F., Arbačiauskas K., van Haaren T., Hebert P. D. N., Grabowski M., Marin I. A widespread Ponto-Caspian invader with a mistaken identity: Integrative taxonomy elucidates the confusing taxonomy of *Trichogammarus trichiatus* (= *Echinogammarus*) (Crustacea: Amphipoda). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 2023, vol. 198, no. 3, pp. 821–846. <https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlad010>
 10. Copilaş-Ciocianu D., Rewicz T., Sands A. F., Palatov D., Marin I., Arbačiauskas K., Hebert P. D. N., Grabowski M., Audzijonyte A. A DNA barcode reference library for endemic Ponto-Caspian amphipods. *Scientific Reports*, 2022, vol. 12, art. no. 11332 (14 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-022-15442-w>
 11. Copilaş-Ciocianu D., Sidorov D. Taxonomic, ecological and morphological diversity of Ponto-Caspian gammaroidean amphipods: A review. *Organisms Diversity & Evolution*, 2022, vol. 22, iss. 2, pp. 285–315. <https://doi.org/10.1007/s13127-021-00536-6>
 12. Grintsov V. A new amphipod species *Echinogammarus karadagiensis* sp. n. (Amphipoda, Gammaridae) from Crimean coasts (Black Sea, Ukraine). *Vestnik zoologii*, 2009, vol. 43, no. 2, pp. 23–26. <https://elibrary.ru/xkirk1>
 13. Kartavtsev Y. P. Sequence diversity at *Cyt-b* and *Co-1* mtDNA genes in animal taxa proved Neo-Darwinism. *Journal of Phylogenetics and Evolutionary Biology*, 2013, vol. 1, iss. 4, art. no. 1000120 (5 p.). <https://doi.org/10.4172/2329-9002.1000120>
 14. Kartavtsev Y. P., Masalkova N. A. Structure, evolution, and mitochondrial genome analysis of mussel species (Bivalvia, Mytilidae). *International Journal of Molecular Sciences*, 2024, vol. 25, iss. 13, art. no. 6902 (31 p.). <https://doi.org/10.3390/ijms25136902>
 15. Kartavtsev Y. Ph. Analysis of sequence diversity at mitochondrial genes on different taxonomic levels. Applicability of DNA based distance data in genetics of speciation and phylogenetics. In: *Genetic Diversity* / C. L. Mahoney, D. A. Springer (Eds). New York : Nova Science Publishers, 2009a, chap. 1, pp. 1–50.
 16. Kartavtsev Y. Ph. Divergence at *Cyt-b* and *Co-1* mtDNA genes on different taxonomic levels and genetics of speciation in animals. *Mitochondrial DNA*, 2011a, vol. 22, iss. 3, pp. 55–65. <https://doi.org/10.3109/19401736.2011.588215>
 17. Kartavtsev Y. Ph. *Molecular Evolution and Population Genetics*. Vladivostok : Far Eastern State University, 2009b, 280 p. (in Russ.; content, table and figure captions are in Eng.)
 18. Kartavtsev Y. Ph. Sequence divergence at mitochondrial genes in animals: Applicability of DNA data in genetics of speciation and molecular phylogenetics. *Marine Genomics*, 2011b, vol. 4, iss. 2, pp. 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.margen.2011.02.002>
 19. Kartavtsev Yu. Ph. Some examples of the use of molecular markers for needs of basic biology and modern society. *Animals*, 2021, vol. 11, iss. 5, art. no. 1473 (24 p.). <https://doi.org/10.3390/ani11051473>
 20. Lowry J. K., Myers A. A. A phylogeny and classification of the Senticaudata subord. nov. (Crustacea: Amphipoda). *Zootaxa*, 2013, vol. 3610, no. 1, pp. 1–80. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3610.1.1>
 21. Marin I., Palatov D. New and non-alien: *Echinogammarus mazestiensis* sp. n. from the southwestern Caucasus (Amphipoda: Gammaridae). *Zoology in the Middle East*, 2021, vol. 67, iss. 4, pp. 309–320. <https://doi.org/10.1080/09397140.2021.1949139>

22. Marin I., Palatov D., Copilaş-Ciocianu D. The remarkable Ponto-Caspian amphipod diversity of the lower Durso River (SW Caucasus) with the description of *Litorogammarus dursi* gen. et sp. nov. *Zootaxa*, 2023, vol. 5297, no. 4, pp. 483–517. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5297.4.2>
23. Nei M., Kumar S. *Molecular Evolution and Phylogenetics*. New York : Oxford University Press, 2000, 333 p.
24. Posada D. jModelTest: Phylogenetic model averaging. *Molecular Biology and Evolution*, 2008, vol. 25, iss. 7, pp. 1253–1256. <https://doi.org/10.1093/molbev/msn083>
25. Puillandre N., Brouillet S., Achaz G. ASAP: Assemble species by automatic partitioning. *Molecular Ecology Resources*, 2021, vol. 21, iss. 2, pp. 609–620. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13281>
26. Puillandre N., Lambert A., Brouillet S., Achaz G. ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology*, 2012, vol. 21, iss. 8, pp. 1864–1877. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05239.x>
27. Redin A. D., Kartavtsev Y. P. The mitogenome structure of righteye flounders (Pleuronectidae): Molecular phylogeny and systematics of the family in East Asia. *Diversity*, 2022, vol. 14, iss. 10, art. no. 805 (27 p.). <https://doi.org/10.3390/d14100805>
28. Ronquist F., Huelsenbeck J. P. MrBayes 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics*, 2003, vol. 19, iss. 12, pp. 1572–1574. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg180>
29. Tamura K., Nei M. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution*, 1993, vol. 10, iss. 3, pp. 512–526. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023>
30. Tamura K., Stecher G., Kumar S. MEGA11: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 11. *Molecular Biology and Evolution*, 2021, vol. 38, iss. 7, pp. 3022–3027. <https://doi.org/10.1093/molbev/msab120>

**VARIABILITY OF NUCLEOTIDE SEQUENCES
IN TWO GENE MARKERS (*COI* AND *H3*)
OF *LITOROGAMMARUS KARADAGIENSIS* (GRINTSOV, 2009)
(AMPHIPODA, GAMMARIDAE)
AND THE SYSTEMATICS OF THE GENUS *LITOROGAMMARUS***

A. Zolotova¹, V. Grintsov², V. Ryabushko², and Yu. Kartavtsev¹

¹A. V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

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

E-mail: anna.o.zolotova@gmail.com

We investigated intra- and interspecific variability of mitochondrial DNA cytochrome *c* oxidase subunit I gene (*COI*) and nuclear DNA histone *H3* gene in *Litorogammarus* representatives. Our results indicate that histone *H3* molecular marker is not suitable for species identification in this genus due to its insufficient sequence variability. The taxonomy of the studied species was refined based on the analysis of *COI* gene marker. Comprehensive analysis of genetic distances (*p*-distances) performed involving ABGD and ASAP algorithms suggested that *COI* gene fragment is a diagnostic marker for species identification in *Litorogammarus*. Phylogenetic reconstruction based on four methods and analysis of the resulting gene trees for *COI* revealed close genetic relationship between *L. karadagiensis* and *L. glareophilus*. For these two species, we found several common morphological features: the presence of plumose setae on the mandibles, first maxillae, maxillipeds, and on the articles of the first and second gnathopods. The combined use of molecular and morphological data proved to be highly valuable for species identification and for resolving taxonomic issues within this group of amphipods.

Keywords: mtDNA, nDNA, *COI*, histone *H3*, *p*-distances, *Litorogammarus karadagiensis*, *Litorogammarus*, Gammaridae, Amphipoda

УДК 582.261.1:577.1.044

**ВЛИЯНИЕ АЗОТА И ФОСФОРА
НА НАКОПЛЕНИЕ ВНЕКЛЕТОЧНОГО МАРЕННИН-ПОДОБНОГО ПИГМЕНТА
В КУЛЬТУРЕ *HASLEA KARADAGENSIS* (BACILLARIOPHYTA)**

© 2025 г. Е. С. Кириенко, Н. А. Давидович

Карадагская научная станция имени Т. И. Вяземского — природный заповедник РАН —

филиал ФИЦ ИнБЮМ, Феодосия, Российская Федерация

E-mail: esk-00@bk.ru

Поступила в редакцию 15.01.2025; после доработки 15.01.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

В настоящее время известно пять видов диатомовых водорослей из рода *Haslea*, которые способны продуцировать пигменты маренники, слегка различающиеся по своим физико-химическим характеристикам. Имеющиеся сведения относятся главным образом к мареннику *H. ostrearia*. Это делает актуальным изучение маренник-подобных пигментов у других представителей рода, в частности у *H. karadagensis* — эндемика Чёрного моря. Цель исследования заключалась в анализе влияния азота и фосфора на накопление внеклеточного маренник-подобного пигмента в клоновых культурах *H. karadagensis*. Следует отметить противоречивость литературных данных о влиянии этих основных биогенных элементов на накопление мареннина в культурах. Для изученных клонов *H. karadagensis* установлено отсутствие значимой корреляции между удельной продуктивностью клеток в отношении выделения внеклеточного маренник-подобного пигмента и уровнями азота и фосфора в среде. Определены темпы роста численности клеток и динамика накопления внеклеточного пигмента в культурах *H. karadagensis*.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, *Haslea karadagensis*, маренник, биогенные элементы, накопление пигмента, удельная продуктивность, численность клеток

Маренник — водорастворимый пигмент, продуцируемый некоторыми диатомовыми водорослями рода *Haslea*. Пигменты группы маренников имеют голубой, сине-зелёный или серо-зелёный цвет в зависимости от видовой принадлежности производителя, обладают антибактериальной, противовирусной, антиплиферативной [Bergé et al., 1999; Carbonnelle et al., 1999; Gastineau et al., 2012b, c] и антиоксидантной активностью [Pouvreau et al., 2008] и проявляют аллелопатию в отношении бактерий, некоторых микроводорослей и беспозвоночных [Pouvreau et al., 2007; Prasetya et al., 2016, 2020].

Несмотря на практический интерес к использованию маренников в аквакультуре устриц на Атлантическом побережье Франции [Gastineau et al., 2012c, 2018] и на более чем 100-летнюю историю их изучения, функциональное назначение, структура молекулы и разнообразие этой группы пигментов остаются нераскрытыми. Считается, что пигмент способен экранировать излишки фотосинтетически активной радиации, выступая таким образом в роли фотопротектора [Schubert et al., 1995]. Известно, что маренник имеет 2 формы, отличные между собой по химическому составу и спектральным характеристикам [Pouvreau et al., 2006]. Внутриклеточная форма пигмента накапливается в апикальных областях клеток. Высвободившаяся из клетки в окружающую среду внеклеточная форма мареннина имеет несколько иные физико-химические свойства

и меньшую молекулярную массу. Долгое время считалось, что единственным видом, способным продуцировать мареннин, является *Haslea ostrearia* (Gaillon) Simonsen. Описание в 2012 г. второго мареннинопродуцирующего вида — *H. karadagensis* Davidovich, Gastineau & Mouget [Gastineau et al., 2012a], обнаруженного в прибрежной части Чёрного моря, — положило начало изучению разнообразия мареннинов [Gastineau et al., 2014].

По мнению D. Neuville и P. Daste [1972; 1978], высвобождение мареннина *H. ostrearia* вызвано неблагоприятными условиями окружающей среды, в особенности нитратным голоданием при наличии света. Аналогичного мнения придерживается T. Lebeau [Lebeau et al., 2000], утверждая, что при недостаточном количестве азота происходит стрессирование клеток, вызывающее усиленный синтез пигмента. R. Nghiem Xuan [Nghiem Xuan et al., 2021] подтверждает, что именно ограничение, а не дефицит кремния и азота является причиной высокой концентрации внеклеточного мареннина, зарегистрированной в культурах *H. ostrearia*. Некоторые авторы объясняют увеличение содержания внеклеточного мареннина в культуре лизисом клеток при достижении ими значительной численности и при дефиците питательных веществ [Nghiem Xuan et al., 2020], не придавая внимания существованию двух различных форм пигмента. Иного мнения придерживаются авторы, которые утверждают, что основным фактором, влияющим на высвобождение мареннина, является количество и спектральный состав света [Mouget et al., 1999, 2004, 2005; Prasetya et al., 2016]. Было зафиксировано увеличение продукции мареннина при уменьшении размеров клеток *H. ostrearia* на протяжении жизненного цикла [Pedron et al., 2023]. На данный момент известно пять видов, способных продуцировать маренниноподобные пигменты. Помимо вышеназванных, к ним относятся *H. provincialis* Gastineau, Hansen & Mouget [Gastineau et al., 2016], *H. nusantara* Mouget, Gastineau & Syakti [Prasetya et al., 2019] и *H. silbo* Gastineau, Hansen & Mouget [Gastineau et al., 2021]. Маренниноподобные пигменты (далее — мареннины) демонстрируют некоторое различие физико-химических характеристик [Gastineau et al., 2014; Pouvreau et al., 2006]. Разнообразие пигментов обусловило цель настоящей работы, которая заключалась в определении влияния концентраций азота и фосфора на эффективность продукции мареннина и на изменение численности клеток в культуре диатомовой водоросли *Haslea karadagensis*, ранее в этом отношении не изучавшейся.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В эксперименте с добавлением биогенных элементов было использовано три клона морской диатомовой водоросли *H. karadagensis*, 23.1113-KS, 23.1129-КЕ и 23.1227-КС, которые являются потомками родительских пар 22.1128-КС + 23.1129-КУ, 22.1129-КА + 22.1129-КВ и 22.1228-КЕ + 22.1128-КН соответственно, взятых из Коллекции диатомовых водорослей Мирового океана (Карадагская научная станция, ФИЦ ИнБЮМ, <https://ibss-ras.ru/about-ibss/structure-ibss/tsentry-kollektivnogo-polzovaniya/collection-of-diatoms-of-world-ocean/>). Клоны 23.1129-КЕ и 23.1113-KS демонстрировали большую концентрацию внеклеточного мареннина и численность клеток, а клон 23.1227-КС был менее продуктивным. В среднем размеры клеток для клонов 23.1129-КС, 23.1113-KS и 23.1227-КС составляли ($15,3 \pm 0,28$), ($48,5 \pm 0,32$) и ($56,1 \pm 0,28$) мкм соответственно.

Альгологически чистые культуры содержали в неаксеничных условиях в стеклянных колбах Эрленмейера объёмом 50 мл. В качестве среды использовали модифицированную искусственную среду ESAW (Enriched Seawater, Artificial Water) [Полякова и др., 2018] с уровнем солёности 20 %, которая была принята за стандартные условия культивирования. Культуры выращивали при температуре +20 °C при двух уровнях освещённости, 3,3 и 7,2 клк, с применением светодиодных ламп LLED-05-T5-FITO-14W-W [ATL Business (Shenzhen) Co., Ltd., Китай]. Фотопериод свет : темнота — 14 ч : 10 ч. Освещённость измеряли с помощью люксметра Ю-116 (СССР). В колбы добавляли 0,5 мл инокулята с плотностью клеток 100 кл.·мл⁻¹.

У шести клонов *H. karadagensis* в течение 20 дней с интервалом в 2 дня измеряли концентрацию пигмента, выделившегося в среду. Концентрацию клеток определяли при помощи камеры Фукса — Розенталя. По изменению численности установлен темп деления клеток для первых 5 дней согласно экспоненциальной модели роста [Wood et al., 2005]. Аналогичным образом рассчитана скорость накопления мареннина в культурах для этих же клонов.

В ходе исследования испытано 24 различных варианта концентрации азота и 29 вариантов концентрации фосфора в 154 сочетаниях. Для двух клонов при более высокой освещённости (7,2 клк) испытано 12 комбинаций с использованием азота и фосфора.

Предварительно из состава полностью искусственной среды ESAW исключали основные биогенные элементы (азот и фосфор); затем вносили их необходимое количество в виде соединений NaNO_3 и NaH_2PO_4 . Концентрацию элементов в составе среды задавали в диапазоне от 0,136 до 43,2 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для азота и от 0,014 до 4,481 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для фосфора. В качестве контроля выступала модифицированная среда ESAW.

Длительность нарастания культур в экспериментах составляла 10 дней, в течение которых они находились в экспоненциальной фазе роста, не достигая стационарной. При этом высвобождение клетками внеклеточного мареннина в культуральную среду было прижизненным, о чём свидетельствовало отсутствие мёртвых клеток (пустых панцирей). В 10-дневный срок в культурах накапливался внеклеточный мареннин в концентрации, достаточной для спектрофотометрического анализа.

Неспецифическое поглощение оказалось крайне низким, что позволяло использовать для спектрального анализа непрофильтрованную среду, содержащую растворённый внеклеточный мареннин. Оптическую плотность измеряли в кювете с длиной оптического пути 2 см. Спектры поглощения регистрировали с использованием спектрофотометра ПромЭкоЛаб ПЭ-5400УФ (Shanghai Mapada Instruments Co., Ltd., Китай) и прилагаемого программного обеспечения Scan54.

Для расчёта по закону Бугера — Ламберта — Бера концентрации внеклеточного мареннина *H. karadagensis* мы применяли единственные известные на данный момент значения молярного коэффициента экстинкции [$\epsilon_{677} = 120\,000 \text{ л}\cdot\text{моль}^{-1}\cdot\text{см}^{-1}$ для длины волны 677 нм] и молярной массы [$M = (9893 \pm 1) \text{ Да}$], полученные для внеклеточного мареннина *H. ostrearia* [Pouvreau et al., 2006]. Длина волны 677 нм соответствует максимальной оптической плотности в красной области спектра для внеклеточных форм мареннина обоих видов. Концентрацию клеток в культурах подсчитывали на 10-й день эксперимента.

Средние значения концентрации внеклеточного мареннина, численности клеток и удельной продуктивности клеток в отношении внеклеточного мареннина (далее — удельная продуктивность) в тексте и на рисунках приведены с учётом ошибки среднего.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В принятых нами стандартных условиях культивирования наблюдался экспоненциальный рост численности клеток *H. karadagensis* в течение как минимум 5–6 дней (рис. 1А). Это согласуется с данными авторов, у которых при различных концентрациях биогенов поздняя экспоненциальная фаза наступала на 8-й день культивирования [Pedron et al., 2023]. В дальнейшем происходило затухание роста, клетки образовывали скопления, в связи с чем их точный подсчёт в последующие дни был невозможен.

Концентрация мареннина в культуре на протяжении первой недели также возрастила экспоненциально, а в последующем в течение месяца — линейно (рис. 1В). График скорости накопления внеклеточного мареннина демонстрирует: для получения концентрации пигмента, достаточной для спектрофотометрического анализа, необходимо 5–8 дней, на протяжении

которых культура *H. karadagensis* находится в экспоненциальной фазе роста, клетки не погибают и в среде накапливается исключительно внеклеточная форма пигмента. К концу месяца стала заметной вариабельность клонов по численности клеток и содержанию внеклеточного мареннина.

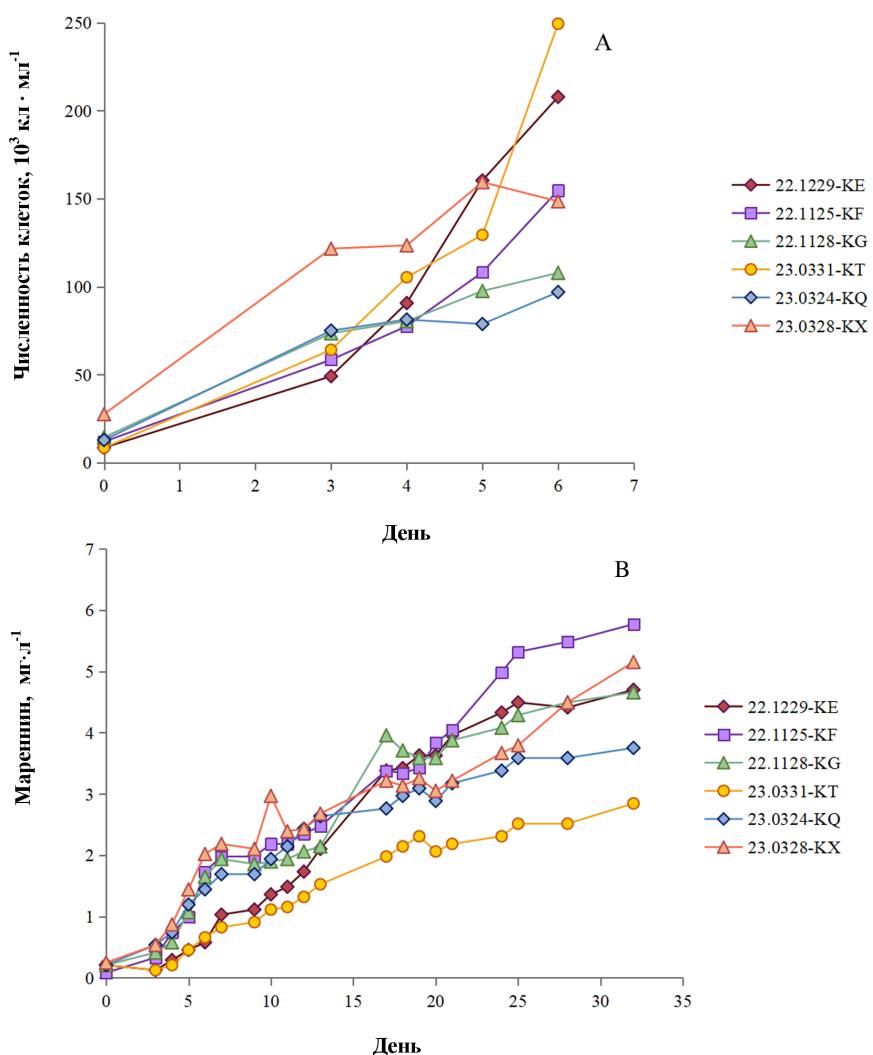


Рис. 1. Рост численности клеток (А) и накопление внеклеточного мареннина (В) в культурах *Haslea karadagensis* при стандартных условиях культивирования. В легенде указаны названия использованных клонов

Fig. 1. The cell density growth (A) and extracellular marennine accumulation (B) in *Haslea karadagensis* cultures under standard cultivation conditions. The legend indicates the names of the clones used

При повышении концентрации азота и фосфора отмечено уменьшение содержания внеклеточного мареннина, накапливающегося в среде. Эта зависимость с высокой корреляцией аппроксимируется экспоненциальной функцией (рис. 2А, В). При этом при увеличении концентрации азота численность клеток, достигаемая в культурах, заметно снижалась (рис. 2С), в то время как повышение содержания фосфора в среде в изученном диапазоне не приводило к падению численности клеток (рис. 2Д). Наши данные вполне согласуются с наблюдениями других авторов, проведёнными с использованием культур *H. ostrearia* [Lebeau et al., 2000; Neuville, Daste, 1972, 1978; Nghiem Xuan et al., 2021].

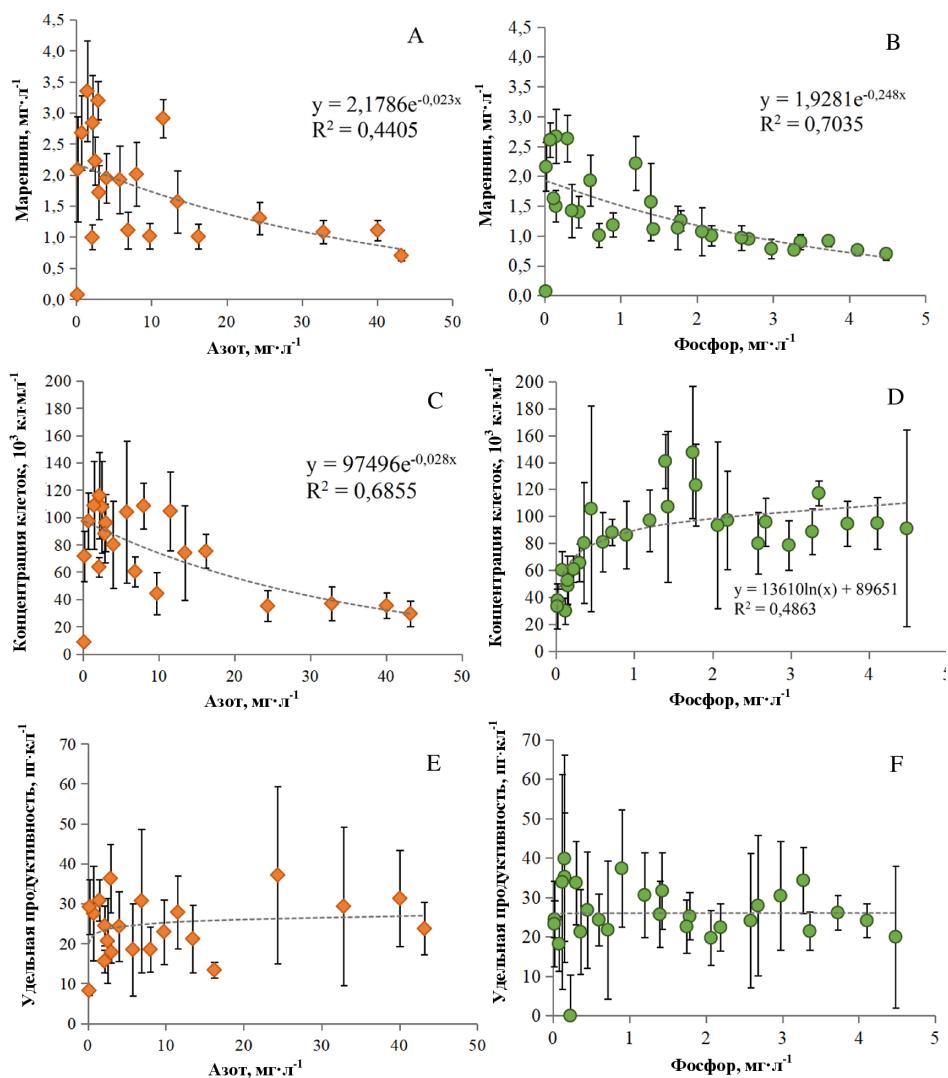


Рис. 2. Средние значения содержания внеклеточного мареннина (A, B), численности клеток (C, D) и удельной продуктивности клеток в отношении внеклеточного мареннина (E, F) в культуре *Haslea karadagensis* для разных значений азота и фосфора в среде при уровне освещённости 3,3 клюк. При аппроксимации данных исключены значения концентрации биогенов, близкие к нулю ($0,136 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для азота и $0,014 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для фосфора)

Fig. 2. The mean values of extracellular marennine content (A, B), cell density (C, D), and specific extracellular marennine productivity (E, F) in *Haslea karadagensis* culture for different concentration of nitrogen and phosphorus in the medium at the illuminance level of 3.3 klx. When approximating the data, concentrations of biogenic elements close to zero were excluded ($0.136 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ for nitrogen and $0.014 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ for phosphorus)

В культурах клонов 23.1129-КЕ и 23.1113-KS, которые демонстрировали наибольшую продуктивность, накапливалось в среднем $1,8 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ мареннина при концентрации азота $0,177\text{--}43,200 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ и фосфора $0,018\text{--}4,784 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ и при освещённости 3,3 клюк. Средняя численность клеток и удельная продуктивность — $77\,197 \text{ кл}\cdot\text{мл}^{-1}$ и $30 \text{ пг}\cdot\text{кл}^{-1}$ соответственно.

Клон 23.1227-КС оказался менее продуктивным: средняя концентрация мареннина составила $1,25 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. В экспериментах с этим клоном была испытана максимальная концентрация азота ($128,5 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$), что, впрочем, не привело к заметному изменению концентрации мареннина. Гибель клеток вследствие отравления азотом не наблюдали.

Для освещённости 7,2 клк среднее значение содержания внеклеточного мареннина было равно $3,14 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Численность клеток составляла $58\,177 \text{ кл}\cdot\text{мл}^{-1}$, а удельная продуктивность — $60 \text{ пг}\cdot\text{кл}^{-1}$, что вдвое выше, чем при меньшей освещённости.

При близких к нулю концентрациях биогенных элементов — $0,136 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для азота и $0,014 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ для фосфора — продукция мареннина была минимальной и составляла в среднем $0,51 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Однако даже незначительное увеличение их содержания — азота до $0,177 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ и фосфора до $0,018 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ — приводило к достижению такой же концентрации клеток и мареннина в среде, что и при большей обеспеченности биогенными элементами (рис. 3).

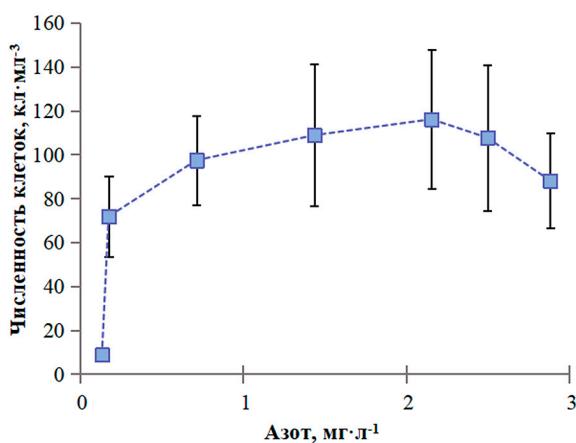


Рис. 3. Численность клеток, достигаемая в культуре *Haslea karadagensis* на 10-й день культивирования при низких значениях концентрации азота

Fig. 3. The cell density in the *Haslea karadagensis* culture after 10 days of cultivation under low nitrogen concentration

По полученным данным, удельная продуктивность клеток культур *H. karadagensis* по мареннину (внеклеточная форма) не зависела от концентрации основных биогенных элементов в довольно широком диапазоне, за исключением минимальных значений, и составляла в среднем около $30 \text{ пг}\cdot\text{кл}^{-1}$ (рис. 2Е, F).

Предполагается, что основным фактором, лимитирующим продукцию пигмента, является освещённость, поскольку мареннин, как считают, выполняет фотопротекторную функцию, защищая хлоропласти от ультрафиолетового излучения [Schubert et al., 1995]. Как ранее упоминалось, спектральный состав света оказывает некоторое воздействие на накопление пигмента: продукция мареннина заметно возрастала при освещении культур *H. ostrearia* синим светом по сравнению с таковой при освещении контрольным белым [Mouget et al., 2005].

Численность клеток диатомовых водорослей, по мнению некоторых авторов, определяется главным образом доступностью кремния [Nghiem Xuan et al., 2021]. Вторым важным элементом, оказывающим влияние на рост численности клеток, является фосфор [Turpin et al., 1999]. В используемой нами среде ESAW концентрация кремния составляет $3 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$, чего вполне достаточно для потребления клетками в течение 10 дней культивирования.

Показано [Nghiem Xuan et al., 2020], что накопление мареннина в среде в значительной мере зависит от её состава. Также отмечено: если в состав среды одновременно входят органические и неорганические источники азота и фосфора, то продукция мареннина оказывается низкой. При этом, как и в наших экспериментах, увеличение концентрации азота до определённых значений сначала благоприятствовало синтезу мареннина, а в последующем тормозило рост численности клеток и накопление пигмента в среде. Наиболее приближенной по составу к ESAW является

среда ASW (Artificial Seawater). Согласно приведённым данным [Nghiem Xuan et al., 2020], оптимальной для накопления мареннина оказалась среда, разработанная на основе среды ES1/3. При этом не только состав играл существенную роль в синтезе мареннина, но и концентрация биогенных элементов.

Помимо общетеоретической ценности, полученные результаты имеют практическое значение для области биотехнологии, в частности для аквакультуры моллюсков-фильтраторов, таких как устрицы. Мареннин не только улучшает их органолептические свойства и повышает коммерческую стоимость, но и, являясь биологически активным веществом, оказывает профилактическое действие — предохраняет от болезней [Gastineau et al., 2012c, 2018]. В настоящее время биотехнология производства мареннина с использованием культур представителей рода *Haslea* не применяется; фермеры, выращивающие устриц, довольствуются естественными и слабо предсказуемыми вспышками развития водорослей в прудах, в которых осуществляется передержка этих моллюсков. Отметим, что в природных условиях не достигается такая же высокая концентрация мареннина, как в лабораторных культурах. Так, в одном из натурных экспериментов с обогащением азотом, фосфором и кремнием воды, подаваемой в устричные пруды, максимальное зарегистрированное содержание внеклеточного мареннина составляло $2,7 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ [Turpin et al., 1999]; во внелабораторном эксперименте концентрация мареннина достигала $3,4 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ [Turpin et al., 2001]. В культуре *H. ostrearria*, содержащейся в фотобиореакторе, содержание мареннина было на порядок большим — $20\text{--}30 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ [Rossignol et al., 2000].

Ещё один фактор, на который следует обратить внимание, — клоновая вариабельность. В нашем исследовании использованы три клона *H. karadagensis*; два из них демонстрировали более высокую продуктивность в отношении синтеза внеклеточного мареннина. Аналогичную картину варирований наблюдали в экспериментах с *H. ostrearria* [Mouget et al., 2005; Pedron et al., 2023]. При этом клоны различались размерами клеток, что указывает на их нахождение на разных стадиях жизненного цикла. Наибольшей продуктивностью в отношении накопления пигмента характеризовались клетки средних размеров. Точные причины вариабельности неизвестны, и это может стать темой новых исследований.

Заключение. Для мареннинопroduцирующей диатомовой водоросли *Haslea karadagensis* не наблюдали значимой корреляции между содержанием азота и фосфора в среде и удельной продуктивностью в отношении синтеза внеклеточного мареннина. Для оптимального роста культур *H. karadagensis* и накопления в среде внеклеточного пигмента достаточно относительно небольших концентраций основных биогенных элементов — $0,177 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ азота и $0,018 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ фосфора. Увеличение их содержания оказывает отрицательное воздействие на рост численности клеток и на накопление внеклеточного мареннина в культуре.

Ключевыми факторами, определяющими продуктивность накопления мареннина, выступили интенсивность освещения и, вероятно, клоновая вариабельность. Повышение освещённости с 3,3 до 7,2 клк стимулировало почти двукратный рост как концентрации внеклеточного пигмента, так и удельной продуктивности. Влияние внутриклоновых различий требует дальнейшего изучения.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 24-24-00054).

В работе использованы материалы научно-образовательного центра коллективного пользования ФИЦ ИнБЮМ «Коллекция диатомовых водорослей Мирового океана».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Полякова С. Л., Давидович О. И., Подунай Ю. А., Давидович Н. А. Модификация среды ESAW, используемой для культивирования морских диатомовых водорослей // *Морской биологический журнал*. 2018. Т. 3, № 2. С. 73–80. [Polyakova S. L., Davidovich O. I., Podunay Yu. A., Davidovich N. A. Modification of the ESAW culture medium used for cultivation of marine diatoms. *Marine Biological Journal*, 2018, vol. 3, no. 2, pp. 73–80. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2018.03.2.06>
2. Bergé J.-P., Bourgougnon N., Alban S., Poyer F., Billaudel S., Chermann J.-C., Robert J.-M., Franz G. Antiviral and anticoagulant activities of a water-soluble fraction of the marine diatom *Haslea ostrearia*. *Planta Medica*, 1999, vol. 65, iss. 7, pp. 604–609. <https://doi.org/10.1055/s-1999-14032>
3. Carbonnelle D., Pondaven P., Morançais M., Massé G., Bosch S., Jacquot C., Briand G., Robert J.-M., Roussakis C. Antitumor and anti-proliferative effects of an aqueous extract from the marine diatom *Haslea ostrearia* (Gaillon) Simonsen against solid tumors: Lung carcinoma (NSCLC-N6), kidney carcinoma (E39) and melanoma (M96) cell lines. *Anticancer Research*, 1999, vol. 19, iss. 1A, pp. 621–624.
4. Gastineau R., Davidovich N. A., Bardeau J.-F., Caruso A., Leignel V., Hardivillier Y., Jacquette B., Davidovich O. I., Rincé Y., Gaudin P., Cox E. J., Mouget J.-L. *Haslea karadagensis* (Bacillariophyta): A second blue diatom, recorded from the Black Sea and producing a novel blue pigment. *European Journal of Phycology*, 2012a, vol. 47, iss. 4, pp. 469–479. <https://doi.org/10.1080/09670262.2012.741713>
5. Gastineau R., Davidovich N., Hansen G., Rines J., Wulff A., Kaczmarcka I., Ehrman J., Hermann D., Maumus F., Hardivillier Y., Leignel V., Jacquette B., Méléder V., Hallegraaff G., Yallop M., Perkins R., Cadoret J.-P., Saint-Jean B., Carrier G., Mouget J.-L. *Haslea ostrearia*-like diatoms: Biodiversity out of the blue. In: *Advances in Botanical Research*. Vol. 71. *Sea Plants* / N. Bourgougnon (Ed.). UK : Academic Press, 2014, pp. 441–465. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-408062-1.00015-9>
6. Gastineau R., Hansen G., Davidovich N. A., Davidovich O. I., Bardeau J.-F., Kaczmarcka I., Ehrman J. M., Leignel V., Hardivillier Y., Jacquette B., Poulin M., Morançais M., Fleurence J., Mouget J.-L. A new blue-pigmented hasleoid diatom, *Haslea provincialis*, from the Mediterranean Sea. *European Journal of Phycology*, 2016, vol. 51, iss. 2, pp. 156–170. <https://doi.org/10.1080/09670262.2015.1110861>
7. Gastineau R., Hansen G., Poulin M., Lemieux C., Turmel M., Bardeau J.-F., Leignel V., Hardivillier Y., Morançais M., Fleurence J., Gaudin P., Méléder V., Cox E. J., Davidovich N. A., Davidovich O. I., Witkowski A., Kaczmarcka I., Ehrman J. M., Onís E. S., Quintana A. M., Mućko M., Mordret S., Sarno D., Jacquette B., Falaise C., Séveno J., Lindquist N. L., Kemp P. S. Jr., Eker-Develi E., Konucu M., Mouget J.-L. *Haslea silbo*, a novel cosmopolitan species of blue diatoms. *Biology*, 2021, vol. 10, iss. 4, art. no. 328 (27 p.). <https://doi.org/10.3390/biology10040328>
8. Gastineau R., Hardivillier Y., Leignel V., Tekaya N., Morançais M., Fleurence J., Davidovich N. A., Jacquette B., Gaudin P., Hellio C., Bourgougnon N., Mouget J.-L. Greening effect on oysters and biological activities of the blue pigments produced by the diatom *Haslea karadagensis* (Naviculaceae). *Aquaculture*, 2012b, vol. 368–369, pp. 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.09.016>
9. Gastineau R., Pouvreau J.-B., Hellio C., Morançais M., Fleurence J., Gaudin P., Bourgougnon N., Mouget J.-L. Biological activities of purified marenneine, the blue pigment produced by the diatom *Haslea ostrearia* and responsible for the greening of oysters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2012c, vol. 60, iss. 14, pp. 3599–3605. <https://doi.org/10.1021/jf205004x>
10. Gastineau R., Prasetya F. S., Falaise C., Cognie B., Decottignies P., Morançais M., Méléder V., Davidovich N. A., Turcotte F., Tremblay R., Pasetto P., Dittmer J., Bardeau J.-F., Pouvreau J.-B., Mouget J.-L. Marenneine-like pigments: Blue diatom or green oyster cult? In: *Blue Biotechnology: Production and Use of Marine Molecules* : in 2 vols / S. La Barre, S. S. Bates (Eds). Weinheim : Wiley-VCH Verlag

- GmbH & Co. KGaA, 2018, vol. 2, pp. 529–551.
<https://doi.org/10.1002/9783527801718.ch16>
11. Lebeau T., Gaudin P., Junter G.-A., Mignot L., Robert J.-M. Continuous marenin production by agar-entrapped *Haslea ostrearia* using a tubular photobioreactor with internal illumination. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2000, vol. 54, iss. 5, pp. 634–640.
<https://doi.org/10.1007/s002530000380>
 12. Mouget J.-L., Rosa P., Tremblin G. Acclimation of *Haslea ostrearia* to light of different spectral qualities – confirmation of ‘chromatic adaptation’ in diatoms. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 2004, vol. 75, iss. 1–2, pp. 1–11.
<https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2004.04.002>
 13. Mouget J.-L., Rosa P., Vachoux C., Tremblin G. Enhancement of marenine production by blue light in the diatom *Haslea ostrearia*. *Journal of Applied Phycology*, 2005, vol. 17, iss. 5, pp. 437–445.
<https://doi.org/10.1007/s10811-005-0561-7>
 14. Mouget J.-L., Tremblin G., Morant-Marceau A., Morançais M., Robert J.-M. Long-term photoacclimation of *Haslea ostrearia* (Bacillariophyta): Effect of irradiance on growth rates, pigment content and photosynthesis. *European Journal of Phycology*, 1999, vol. 34, iss. 2, pp. 109–115.
<https://doi.org/10.1080/09670269910001736162>
 15. Neuville D., Daste P. H. Production du pigment bleu par la diatomée *Navicula ostrearia* (Gaiillon) Bory, maintenue en culture uni-algue sur milieu synthétique carencé en azote. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences. Sér. D Sciences Naturelles*, 1972, vol. 274, pp. 2030–2033.
 16. Neuville D., Daste P. H. Recherches sur le déterminisme de la production de marenne par la diatomée marine *Navicula ostrearia* (Gaiillon) Bory en culture *in vitro*. *Revue générale de botanique*, 1978, vol. 85, pp. 255–303.
 17. Nghiêm Xuan R., Mouget J.-L., Turpin V., Jaouen P., Pruvost J. Optimization of the growth and marenine production by the diatom *Haslea ostrearia* in photobioreactor. *Algal Research*, 2021, vol. 55, art. no. 102251 (17 p.).
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102251>
 18. Nghiêm Xuan R., Safitri I., Mouget J.-L., Pruvost J., Turpin V., Jaouen P. Design of an artificial culture medium to optimize *Haslea ostrearia* biomass and marenine production. *Algal Research*, 2020, vol. 45, art. no. 101653 (11 p.).
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101653>
 19. Pedron E., Gargouch N., Mouget J.-L., Tremblay R., Deschênes J.-S., Massé A., Gonçalves O. Hybrid photobioreactor operation for the intensified production of *Haslea ostrearia* and marenine in function of strain variability. *Algal Research*, 2023, vol. 75, art. no. 103285 (9 p.).
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2023.103285>
 20. Pouvreau J.-B., Housson E., Le Tallec L., Morançais M., Rincé Y., Fleurence J., Pondaven P. Growth inhibition of several marine diatom species induced by the shading effect and allelopathic activity of marenine, a blue-green polyphenolic pigment of the diatom *Haslea ostrearia* (Gaiillon/Bory) Simonsen. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2007, vol. 352, iss. 1, pp. 212–225.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.07.011>
 21. Pouvreau J.-B., Morançais M., Fleury F., Rosa F., Thion L., Cahingt B., Zal F., Fleurence J., Pondaven P. Preliminary characterization of the blue-green pigment “marenine” from the marine tychopeLAGIC diatom *Haslea ostrearia* (Gaiillon/Bory) Simonsen. *Journal of Applied Phycology*, 2006, vol. 18, iss. 6, pp. 757–767.
<https://doi.org/10.1007/s10811-006-9087-x>
 22. Pouvreau J.-B., Morançais M., Taran F., Rosa P., Dufossé L., Guérard F., Pin S., Fleurence J., Pondaven P. Antioxidant and free radical scavenging properties of marenine, a blue-green polyphenolic pigment from the diatom *Haslea ostrearia* (Gaiillon/Bory) Simonsen responsible for the natural greening of cultured oysters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2008, vol. 56, iss. 15, pp. 6278–6286.
<https://doi.org/10.1021/jf073187n>
 23. Prasetya F. S., Decottignies P., Tremblay R., Mouget J.-L., Sunarto S., Iskandar I., Dhahiyat Y., Cognie B. Not only greening: The effects of marenine produced by *Haslea ostrearia* on physiological traits of three bivalve species. *Aquaculture Reports*, 2020, vol. 18, art. no. 100546 (8 p.).
<https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100546>
 24. Prasetya F. S., Gastineau R., Poulin M., Lemieux C., Turmel M., Syakti A. D., Hardivillier Y., Widowati I., Risjani Y., Iskandar I., Subroto T., Falaise C., Arsal S., Safitri I., Mouget J.-L., Leignel V. *Haslea nusantara* (Bacillariophyceae), a new blue diatom from the Java Sea, Indonesia: Morphology, biometry and molecular characterization. *Plant Ecology*

- and Evolution*, 2019, iss. 152, no. 2, pp. 188–202.
<https://doi.org/10.5091/plecevo.2019.1623>
25. Prasetya F. S., Safitri I., Widowati I., Cognie B., Decottignies P., Gastineau R., Morançais M., Windarto E., Tremblay R., Mouget J.-L. Does allelopathy affect co-culturing *Haslea ostrearia* with other microalgae relevant to aquaculture? *Journal of Applied Phycology*, 2016, vol. 28, iss. 4, pp. 2241–2254. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0779-y>
26. Rossignol N., Jaouen P., Robert J.-M., Quéméneur F. Production of exocellular pigment by the marine diatom *Haslea ostrearia* Simonsen in a photobioreactor equipped with immersed ultrafiltration membranes. *Bioresource Technology*, 2000, vol. 73, iss. 2, pp. 197–200. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00171-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00171-6)
27. Schubert H., Tremblin G., Robert J.-M., Sagert S., Rincé Y. In-vivo fluorescence measurement of photosynthesis of *Haslea ostrearia* Simonsen in relation to marenmine content. *Diatom Research*, 1995, vol. 10, iss. 2, pp. 341–349. <https://doi.org/10.1080/0269249X.1995.9705354>
28. Turpin V., Robert J.-M., Goulletquer P. Limiting nutrients of oyster pond seawaters in the Marennes-Oléron region for *Haslea ostrearia*: Applications to the mass production of the diatom in mesocosm experiments. *Aquatic Living Resources*, 1999, vol. 12, iss. 5, pp. 335–342. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(99\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(99)00114-X)
29. Turpin V., Robert J.-M., Goulletquer P., Massé G., Rosa P. Oyster greening by outdoor mass culture of the diatom *Haslea ostrearia* Simonsen in enriched seawater. *Aquaculture Research*, 2001, vol. 32, iss. 10, pp. 801–809. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2001.00615.x>
30. Wood A. M., Everroad R. C., Wingard L. M. Measuring growth rates in microalgal cultures. In: *Algal Culturing Techniques* / R. A. Andersen (Ed.). New York : Elsevier Academic Press, 2005, pp. 269–286. <https://doi.org/10.1016/B978-012088426-1/50019-6>

THE EFFECT OF NITROGEN AND PHOSPHORUS ON THE ACCUMULATION OF EXTRACELLULAR MARENNE-LIKE PIGMENT IN THE CULTURE OF *HASLEA KARADAGENSIS* (BACILLARIOPHYTA)

E. Kirienko and N. Davidovich

T. I. Vyazemsky Karadag Scientific Station – Nature Reserve of RAS – Branch of IBSS,
 Feodosiya, Russian Federation
 E-mail: esk-00@bk.ru

Currently, five diatom species from the genus *Haslea* are known to produce marennine pigments which slightly differ in their physicochemical characteristics. The available data on these pigments primarily relate to *H. ostrearia*, but given the biodiversity noted, it is important to analyze the pigments in other representatives of the genus, specifically *H. karadagensis*, endemic to the Black Sea. The aim of this study was to investigate the effect of nitrogen and phosphorus on the accumulation of marennine-like pigments in *H. karadagensis* cultures. Literature data on the effects of these essential biogenic elements on pigment accumulation in the cultures are conflicting. For the clones analyzed, the absence of a significant correlation was established between the specific productivity in relation to the release of extracellular marennine and levels of nitrogen and phosphorus in a medium. Growth rates and dynamics of extracellular marennine accumulation in *H. karadagensis* cultures are determined.

Keywords: diatoms, *Haslea karadagensis*, marennine, biogenic elements, pigment accumulation, specific productivity, cell abundance

УДК [502.175:551.35](265.54.04)

**ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ
ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ
МЕЛКОВОДНЫХ БУХТ АМУРСКОГО ЗАЛИВА (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)**

© 2025 г. А. А. Рюмина¹, М. А. Мазур², П. Я. Тищенко¹, Е. М. Шкирникова¹

¹Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильинчёва ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация

²Национальный научный центр морской биологии имени А. В. Жирмунского ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация
E-mail: ryumina_aa@poi.dvo.ru

Поступила в редакцию 07.05.2024; после доработки 11.09.2024;
принята к публикации 12.08.2025.

В августе 2023 г. были отобраны образцы поверхностных донных осадков (верхние 5 см грунта) в трёх бухтах Амурского залива — в бухтах Мелководной (V1) и Круглой (V2), которые располагаются в бухте Воевода, а также в заливе Угловой (U1). V1 и V2, являясь соседними бухтами, имеют большие отличия в гранулометрическом составе и в распределении содержания тяжёлых металлов и органического углерода. Выявлено повышенное содержание тяжёлых металлов и органического углерода в бухте Круглой (на станции V2). В донных осадках на ст. V2 значения коэффициента обогащения (EF) для каждого из проанализированных металлов, за исключением Со, превышали уровень естественного выветривания тяжёлых металлов. Сильный уровень обогащения отмечен для Cd (EF = 24,08), умеренно сильный — для Cu (EF = 6,15) и Pb (EF = 5,51), умеренный — для Ni, Zn и Cr (значения EF составили 4,5, 4,3 и 3,21 соответственно). Расчёт модифицированного индекса степени загрязнения (mCd) показал, что на ст. V2 она является умеренной ($mCd = 4,38$). В донных осадках со ст. V1 большинство металлов характеризовались незначительным уровнем обогащения; исключение — Cd с умеренным уровнем (EF = 4,07). Величины EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5; это свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания. В исследуемых бухтах впервые проведено биотестирование с использованием личинок морского ежа *Scaphechinus mirabilis* в качестве тест-объекта. В ходе этого анализа максимальное число аномально развитых личинок выявлено на ст. V2. В водных вытяжках осадков со ст. V2 до стадии гаструлы не развилась ни одна из личинок, а значение интегрального индекса токсичности (ITI) составило 9,84 балла. В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гаструлы. В экстрактах осадков из бухты Мелководной (ст. V1) подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Личинки на стадиях призмы и раннего плuteуса характеризовались наличием слаборазвитых скелетных стержней или их отсутствием. Кроме того, отмечены экзоформы личинок без кишечника в полости тела (он выпачен наружу). Выявленное значение ITI для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось вдвое выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла). Полученные данные указывают на то, что к концентрированию тяжёлых металлов в бухте Круглой приводит совокупность факторов. В свою очередь, высокое содержание тяжёлых металлов и органического углерода может обуславливать формирование неблагоприятных условий жизни для бентосных организмов.

Ключевые слова: Амурский залив, биотестирование, донные осадки, органический углерод, тяжёлые металлы, *Scaphechinus mirabilis*

Роль донных осадков в функционировании морских экосистем велика. Они являются местом обитания бентоса. Кроме того, в донных отложениях происходит накопление и трансформация биогенных элементов, а также широкого спектра загрязняющих веществ, попадающих в морские системы за счёт терригенного стока и атмосферного переноса [Roberts, 2012]. В работах, посвящённых проблемам загрязнения окружающей природной среды и экологического мониторинга, чаще всего анализируют тяжёлые металлы, к которым на сегодняшний день относят металлы с атомной массой более 50 атомных единиц: V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb, Bi и др. [Налета и др., 2015]. Эти поллютанты имеют выраженный токсичный и кумулятивный эффект [Rouchon, Phillips, 2017]. Именно поэтому контроль содержания тяжёлых металлов в морских экосистемах является неотъемлемой частью мониторинговых исследований [Качество морских вод, 2022; Wilbers et al., 2014].

Токсичность донных осадков можно оценить, сравнив концентрации отдельных тяжёлых металлов с международными стандартными показателями (рекомендации по качеству осадка, sediment quality guidelines, SQGs [MacDonald et al., 2004]), а также рассчитав разнообразные индивидуальные и комплексные индексы. Результаты этих подходов предоставляют информацию лишь о потенциальном токсическом риске для гидробионтов. Чтобы более полно оценить возможные риски, связанные с воздействием поллютантов, дополнительно используют биологические методы анализа. Один из них — биотестирование вытяжек морских донных отложений с применением различных тест-организмов. В качестве объектов экотоксикологических исследований специалисты широко используют представителей типа иглокожих: их ответные реакции на внешнее негативное воздействие могут проявляться на различных уровнях организации живых систем — от молекулярно-генетического до биогеоценотического [Canty, 2009]. Применение личинок морских ежей как тест-объектов позволяет дать оценку тератогенного эффекта тяжёлых металлов [Мазур и др., 2020; Chiarelli et al., 2019; Rouchon, Phillips, 2017]. Кроме того, эти тест-объекты включены в многочисленные нормативные документы в качестве рекомендуемых для определения токсичности морских донных отложений [ABNT-NBR 15350 DE 03/2023, 2025; ASTM, 2012].

Бухты Круглая и Мелководная, расположенные с западной стороны острова Русский, являются соседними и при этом имеют значительные отличия в гранулометрическом составе грунтов и в распределении тяжёлых металлов и органического углерода [Рюмина и др., 2023]. В бухте Круглой расположены обширные луга морской травы *Zostera marina* Linnaeus, 1753 и марикультурное хозяйство, где культивируют приморского гребешка *Mizuhorecten yessoensis* (Jay, 1857) и тихоокеанскую мидию *Milus trossulus* A. Gould, 1850 [Гавrilова, Кучерявенко, 2011]. На берегу бухты Мелководной находится санаторий «Белый лебедь», который знаменит своими лечебными грязями. Гидролого-гидрохимические исследования в бухте Воевода показали: её мористую и среднюю части (за исключением бухты Круглой) можно рассматривать как район, свободно обменивающийся водами с Амурским заливом [Барабанников и др., 2015]. Направленность биогеохимических процессов в бухте Воевода определяется интенсивностью продукции/деструкции органического вещества, образованного тремя источниками — фитопланктоном, донными макрофитами и перифитоном. В бухте Мелководной из-за специфической орографии береговой линии и действия речного стока, максимального в летний сезон, формируется замкнутая циркуляция циклонического типа. Из-за этого обмен вод между бухтой Мелководной и Амурским заливом ослаблен. Гидрохимические параметры в бухте имеют локальные особенности. Здесь в летний сезон может возникать цветение фитопланктона, и основная причина этого — увеличение поставки биогенных элементов со стоком реки Русской [Барабанников и др., 2015]. Избыточная масса фитопланктона, не съеденного зоопланкtonом, подвергается деструкции с потреблением кислорода и выделением углекислого газа. Наряду с этим происходит деструкция отмерших частей *Z. marina*.

К бухте Круглой подобный механизм не применим, поскольку её воды не испытывают влияния речного стока. Здесь причиной дефицита кислорода и повышения парциального давления углекислого газа является деструкция органического вещества, образованного главным образом морской травой *Z. marina*.

Гидрохимические исследования залива Углового показали деградацию его экосистемы [Тищенко и др., 2021]. Видимые проявления этого процесса — исчезновение лугов *Z. marina*, возникновение гипоксийных явлений, а также то, что воды залива стали источником углекислого газа для атмосферы. Загрязнение донных осадков залива Углового тяжёлыми металлами происходит постоянно в результате хозяйственной деятельности на его побережье. В основном поллютанты поступают в акваторию в составе речного стока, а также вследствие плоскостного смыва с урбанизированного ландшафта и эксплуатации низководного моста [Petukhov et al., 2023]. Строительство этого моста (Де-Фриз — Седанка) в 2009–2012 гг. тоже сильно повлияло на донные осадки в заливе (теперь полуостров Де-Фриз и полуостров Муравьёва-Амурского соединяет новая, четырёхполосная автодорога). Гидротехническое строительство в прибрежной зоне обычно сопровождается значительным увеличением мутности воды и концентрации загрязняющих веществ. Объём взвешенных веществ, попадающих в море, можно сравнить со сбросом и годовым стоком крупных рек [Мишуков и др., 2009].

Вопрос о поступлении тяжёлых металлов в донные осадки бухты Воевода изучен мало. Исследование загрязнения прибрежно-морских вод острова Русский методом биоиндикации выявило, что на станциях, обращённых к Амурскому заливу, повышены концентрации тяжёлых металлов в бурых водорослях рода *Sargassum* — в *S. miyabei* Yendo, 1907 и *S. pallidum* (Turner) C. Agardh, 1820 [Chiarelli et al., 2019]. В водную среду тяжёлые металлы попадают с атмосферными осадками, химическим выветриванием горных пород, вымыванием сорбционных форм из почв, поверхностным стоком и сточными водами (промышленными, сельскохозяйственными и хозяйственно-бытовыми). Кроме того, источниками загрязнения могут стать танкеры, перевозящие нефть и нефтепродукты, а также другие суда [Христофорова и др., 2015]. Предыдущие геохимические исследования показали наибольшее содержание цинка и меди в пробах донных осадков из бухты Круглой, а хрома, никеля и кобальта — из залива Углового [Рюмина и др., 2023].

Цель данной работы — провести предварительное комплексное исследование уровня загрязнения и токсического воздействия на гидробионты тяжёлых металлов в поверхностном (5-сантиметровом) слое донных осадков отдельных бухт Амурского залива на основе данных химического анализа и биотестирования с использованием эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864). Биотестирование с применением этого тест-объекта в изучаемых районах проводится впервые.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Залив Угловой и бухта Воевода — мелководные бассейны второго порядка Амурского залива (залив Петра Великого, Японское море) (рис. 1). Площадь залива Углового составляет 42 км². На восточном и северо-восточном берегах в него впадает много мелких ручьёв и речек; наибольшие из них — Чёрная, Богатая, Весенняя, Пятый Ключ, Песчанка, Сапёрка, Грязнуха и Аэродромная [Лосев, 2019]. Бухта Воевода состоит из двух мелководных бассейнов — бухт Круглой и Мелководной. Площадь акватории бухты Воевода составляет около 4,0 км² (Мелководной — около 2,4 км², Круглой — около 1,6 км²). С востока в бухту впадает единственная на острове река — Русская (небольшая). Более подробное гидрологическое описание этих бассейнов можно найти в работах [Барабанников и др., 2015; Раков, 2008]. Бухта Воевода частично покрыта лугами морской травы *Z. marina*. В заливе Углового *Z. marina* образовывала луга в 1980-е гг. [Раков, 2008]; к настоящему времени они исчезли [Тищенко и др., 2021].

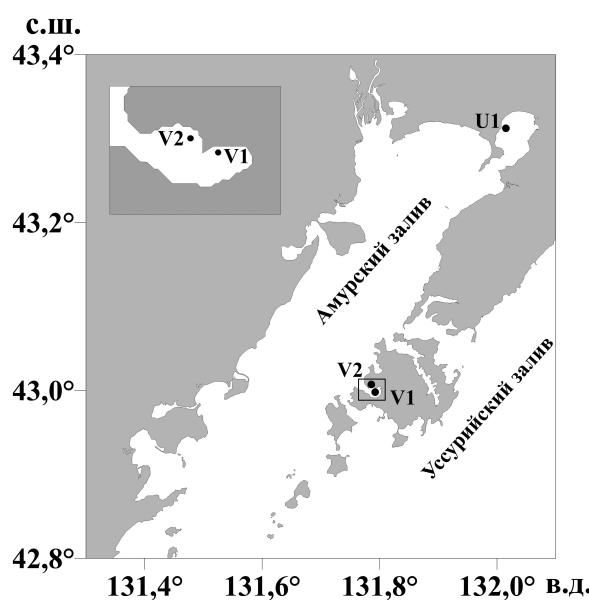


Рис. 1. Географическое положение изучаемого района и станций отбора проб (здесь и далее V1 — бухта Мелководная; V2 — бухта Круглая; U1 — залив Угловой)

Fig. 1. Geographical location of the study area and sampling stations (hereinafter, V1, Melkovodnaya Bight; V2, Kruglaya Bight; U1, Uglovoy Bight)

В августе 2023 г. отобрано по три образца поверхностных донных осадков (верхние 5 см грунта) на площади 1 м² легководолазным методом при помощи пластиковой ёмкости с глубины 1,5–3,5 м в трёх бухтах Амурского залива — в бухте Мелководной (V1), бухте Круглой (V2) и заливе Угловой (U1). Схема расположения станций представлена на рис. 1. На ст. V2 донные осадки были покрыты лугами *Z. marina*. Отобранный материал доставили в лабораторию для последующего изучения. Часть донных осадков, которую использовали для биотестирования, после разбора и сортировки заморозили и хранили при температуре –18 °С.

Содержание тяжёлых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Co и Cd) в пробах определяли методом пламенной атомно-абсорбционной спектрометрии на аппарате Shimadzu AA-3600 (Япония). Подготовку проб к атомно-абсорбционному определению элементов проводили в соответствии с методикой количественного химического анализа почв, донных отложений, осадков сточных вод и отходов (ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.36-2002) методом кислотного разложения. С учётом погрешностей на всех стадиях пробоподготовки и собственно ошибки измерения пламенным атомно-абсорбционным методом суммарная погрешность достигает 5 %.

Концентрация органического углерода (C_{opr}) в твёрдой фазе осадков измерена на анализаторе TOC-VCPR с приставкой для сжигания твёрдых проб Shimadzu SSM-5000A (Япония). Калибровку прибора проводили с помощью стандартов СДО-3 «Известковый ил» (ГСО 1758-80); точность оценивали из параллельных измерений, она составляла ±3 % от измеряемой величины. Результат дан как процентное содержание органического углерода в сухом осадке.

Гранулометрический анализ выполняли на лазерном анализаторе частиц ANALYSETTE 22 NanoTec (Fritsch, Германия). Пробы естественной влажности гомогенизовали. Для создания дисперсионной среды применяли поверхностно-активное вещество ПАВ-901 (Fritsch). Калибровку анализатора осуществляли с использованием сертифицированного стандарта F-500 (Fritsch).

Индексы загрязнения и экологического риска. Полученные концентрации анализируемых тяжёлых металлов сравнивали с фоновыми для залива Петра Великого [Ковековдова, Симоконь, 2004], с допустимыми [Качество морских вод, 2022] и пороговыми [MacDonald et al., 2004] значениями в морских донных осадках. Также рассчитывали индивидуальные [коэффициент обогащения (EF) и модифицированный коэффициент опасности (mHQ)] и комплексные [модифицированный индекс степени загрязнения (mCd) и индекс токсического риска (TRI)] индексы загрязнения и экологического риска.

Индивидуальные индексы. Коэффициент обогащения (enrichment factor, EF) — эффективный инструмент оценки вклада каждого из анализируемых токсикантов в общий уровень загрязнения донных осадков. При его расчёте сравнивают полученные концентрации тяжёлых металлов с содержанием консервативных элементов (Al или Fe), которые в меньшей степени подвержены влиянию антропогенных источников [Li et al., 2015]. В качестве элемента для сравнения в нашем исследовании был выбран Fe. Значение EF выше 1,5 свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате антропогенной деятельности, а ниже 1,5 — в процессе естественного выветривания [Li et al., 2015]. Полученные величины ранжируют в соответствии с семью уровнями обогащения, представленными в табл. 1. Расчёт коэффициента произведён по следующей формуле:

$$EF = \frac{(C_n/C_{Fe})_{sample}}{(B_n/B_{Fe})_{background}},$$

где $(C_n/C_{Fe})_{sample}$ — отношение концентрации тяжёлых металлов и Fe в анализируемом образце осадка;

$(B_n/B_{Fe})_{background}$ — отношение концентрации тяжёлых металлов и Fe в образцах донных осадков из фонового участка (табл. 2).

Модифицированный коэффициент опасности (modified hazard quotient, mHQ) характеризует степень риска токсического воздействия каждого из исследуемых тяжёлых металлов на морские гидробионты [MacDonald et al., 2004]. Расчёт основан на отношении концентрации поллютанта в осадке и значений SQGs для данного токсиканта — уровней TEL (threshold effect level, пороговый уровень воздействия), PEL (probable effect level, вероятностный уровень воздействия) и SEL (severe effect level, уровень тяжёлого воздействия) (табл. 2). Расчёт mHQ производят в соответствии с представленным математическим выражением:

$$mHQ = \sqrt{\frac{C_i}{TEL_i} + \frac{C_i}{PEL_i} + \frac{C_i}{SEL_i}},$$

где C_i — концентрация токсиканта i ;

TEL_i , PEL_i и SEL_i — значения TEL, PEL и SEL для токсиканта i .

Полученные значения ранжированы по восьми уровням опасности (табл. 1).

Комплексные индексы. Модифицированный индекс степени загрязнения (modified contamination degree, mCd) характеризует уровень загрязнения донных осадков и определяется как сумма всех факторов загрязнения (contamination factor, Cf) [Brady et al., 2014]. Вычисляется mCd следующим образом:

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n Cf^i}{n},$$

где Cf^i — коэффициент загрязнения;

n — общее количество анализируемых тяжёлых металлов.

Классификация уровней загрязнения представлена в табл. 1.

Таблица 1. Классификация индексов**Table 1.** Classification of indices

Класс	Коэффициент обогащения, EF		Модифицированный коэффициент опасности, mHQ		Модифицированный индекс степени загрязнения, mCd		Индекс токсического риска, TRI	
	Значение	Уровень обогащения	Значение	Степень опасности	Значение	Уровень загрязнения	Значение	Степень риска
1	EF ≤ 1	отсутствует	mHQ ≤ 0,5	нулевая	mCd ≤ 1,5	очень низкий	TRI ≤ 5	нулевая
2	1 < EF ≤ 3	незначительный	0,5 < mHQ ≤ 1,0	очень низкая	1,5 < mCd ≤ 2	низкий	5 < TRI ≤ 10	низкая
3	3 < EF ≤ 5	умеренный	1,0 < mHQ ≤ 1,5	низкая	2 < mCd ≤ 4	умеренный	10 < TRI ≤ 15	умеренная
4	5 < EF ≤ 10	умеренно сильный	1,5 < mHQ ≤ 2,0	умеренная	4 < mCd ≤ 8	высокий	15 < TRI ≤ 20	значительная
5	10 < EF ≤ 25	сильный	2,0 < mHQ ≤ 2,5	значительная	8 < mCd ≤ 16	очень высокий	TRI > 20	очень высокая
6	25 < EF ≤ 50	очень сильный	2,5 < mHQ ≤ 3,0	высокая	16 < mCd ≤ 32	экстремально высокий		
7	EF > 50	экстремальный	3,0 < mHQ ≤ 3,5	очень высокая	mCd > 32	сверхвысокий		
8			mHQ > 3,5	крайняя				

Таблица 2. Содержание тяжёлых металлов ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и органического углерода (%) в поверхностном слое донных осадках бухты Мелководной (V1), бухты Круглой (V2) и залива Угловой (U1); значения фоновых (фон) и допустимых (ДК) концентраций, а также пороговых уровней воздействия (TEL), вероятностных уровней воздействия (PEL) и уровней тяжёлого воздействия (SEL) для анализируемых тяжёлых металлов**Table 2.** Content of heavy metals ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) and organic carbon (%) in the surface layer of bottom sediments of Melkovodnaya Bight (V1), Kruglaya Bight (V2), and Uglovoy Bight (U1); values of background (фон) and permissible (ДК) concentrations; and values of threshold exposure levels (TEL), probabilistic exposure levels (PEL), and severe exposure levels (SEL) for heavy metals analyzed

Химический элемент	Исследуемый бассейн ($n = 3$)			Фон ¹	ДК ²	TEL ³	PEL ³	SEL ³
	V1	V2	U3					
Fe	14 800	34 500	15 500	—	—	—	—	—
Mn	147	207	170	—	—	—	—	—
Zn	44,4	134	43,3	50	140	124	271	820
Cu	13,3	38,8	5,9	10	35	18,7	108	110
Pb	13	34,3	13,3	10	85	30	112	250
Cr	17	40	24	20	100	52,3	160	110
Ni	9	28	18	10	35	15,9	42,8	75
Co	4,3	7,3	7,5	8	20	—	—	—
Cd	0,3	1,5	0,3	0,1	0,8	0,68	4,21	10
C _{opr}	0,83	4,83	1,03					

Примечание: n — количество проб в выборке; ¹ — [Ковековдова, Симоконь, 2004]; ² — [Warmer, van Dokkum, 2002]; ³ — [MacDonald et al., 2004].

Note: n , number of samples; ¹, [Kovekovdova, Simokon, 2004]; ², [Warmer, van Dokkum, 2002]; ³, [MacDonald et al., 2004].

Индекс токсического риска (toxic risk index, TRI) — комплексный метод оценки токсичности исследуемых осадков с учётом уровней TEL и PEL. Критерий используют для нормализации токсичности различных поллютантов. Применяют его и при дальнейшем сравнении эффектов на биологические системы [Li et al., 2015]. TRI рассчитывают в соответствии со следующими формулами:

$$TRI_i = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{TEL_i}\right)^2 + \left(\frac{C_i}{PEL_i}\right)^2}{2}}; \quad TRI = \sum_{i=1}^n TRI_i,$$

где C_i — концентрация анализируемого поллютанта i ;

n — общее количество поллютантов;

TEL_i и PEL_i — значения TEL и PEL для токсиканта i (табл. 2).

Результаты расчёта TRI ранжируются в соответствии с пятью уровнями токсичности (см. табл. 1).

Экотоксикологическая оценка. Биотесты с морским ежом *S. mirabilis* проводили на морской биологической станции «Восток» ННЦМБ ДВО РАН. Для эксперимента использовали морскую воду из залива Восток, отобранные с глубины 6 м с применением аквариальной системы. Вода была подготовлена и очищена с помощью трёхфракционного гравийного фильтра, а затем обработана ультрафиолетом.

Водные вытяжки из донных отложений готовили по стандартной методике [Beiras et al., 2003]. Предварительно размороженные осадки весом 100 г помещали в конические колбы и заливали 400 мл стерильной морской воды. Производили интенсивное перемешивание проб с помощью орбитального шейкера Biosan PSU-20i (Латвия) в течение 2 ч. Затем пробы отстаивали и фильтровали через мембранный фильтр (2–3 мкм).

Половозрелых особей плоского морского ежа *S. mirabilis* отбирали вдоль западного побережья залива Восток (залив Петра Великого, Японское море) на глубине 4–4,5 м. Для успешной транспортировки до лаборатории животных помещали в резервуары с охладителями. До начала эксперимента морские ежи проходили акклиматацию в аквариумах с проточной морской водой в течение 2 сут. Температурный режим поддерживали на уровне +18...+19 °C.

Нерест взятых в опыт животных стимулировали введением в перивисцеральную полость 0,2 мл 0,5 М раствора хлорида калия. Получение и дальнейшую подготовку половых продуктов к эксперименту проводили по стандартной методике [Beiras et al., 2003]. Для серии контрольных оплодотворений в стаканы, содержащие 50 мл стерильной морской воды, помещали 1 мл суспензии яйцеклеток. После их осаждения на дно стаканов добавляли 200 мкл разбавленной суспензии сперматозоидов. По истечении 20 мин проводили визуальную оценку под микроскопом Axio Imager A1 (Carl Zeiss, Германия). Яйцеклетки с процентом оплодотворения ниже 95 в экспериментах не использовали.

Температурный режим на протяжении всего опыта также поддерживали на уровне +18...+19 °C. Биотестирование проводили в четырёх повторностях с использованием половых продуктов от трёх родительских пар ($N = 3$). Оплодотворение производили в профильтрованной и стерильной морской воде. Затем зиготы переносили в тестируемые экстракты, в которых протекало дальнейшее развитие эмбрионов и личинок [Beiras et al., 2003].

Токсичность исследуемых образцов определяли путём расчёта процента нормально и аномально развитых личинок на стадии гаструлы (18 ч) и плuteуса (48 ч) в соответствии с критериями интегрально индекса токсичности (integrative toxicity index, ITI) [Morroni et al., 2016]. Для каждой родительской пары проводили визуальную оценку 400 личинок на каждой из контролируемых стадий развития. Для расчёта ITI уровень токсичности оценивали путём анализа частоты задержек и/или морфологических аномалий, которые ранжируют в зависимости

от тяжести последствий для будущего личиночного развития от 0 до 10 баллов. Низкие баллы присваивают личинкам с задержками в развитии без наличия пороков, а высокие — личинкам с задержкой, сопряжённой с неспецифическими морфологическими изменениями.

ITI определяют по следующей формуле:

$$ITI = \sum_{i=10}^n \frac{S_i \times F_I}{100},$$

где S_i — количество баллов, присвоенных каждой категории аномалий;

F_I — количество аномалий;

100 — количество просчитанных личинок.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гранулометрический анализ. Согласно результатам гранулометрического анализа (рис. 2), донные отложения ст. V1 (бухта Мелководная) представлены мелкодисперсным материалом: доля псаммитовой фракции составила 70 %, а доли алевритовой и пелитовой фракций — 20 и 7,5 % соответственно. Содержание гравийной фракции не превышало 2,5 %. В донных отложениях ст. V2 (бухта Круглая) также преобладал мелкодисперсный материал: доля псаммитовой фракции — 43 %, алевритовой — 44,1 %, пелитовой — 12,5 %. Доля гравийной фракции была незначительной — 0,4 %. Донные отложения ст. U1 (залив Угловой) характеризовались преобладанием псаммитовой фракции: её доля составила 49,9 %. Доли алевритовой и пелитовой фракций — 37 и 13 % соответственно. Гравийная фракция была выражена слабо, её доля — 0,1 %.

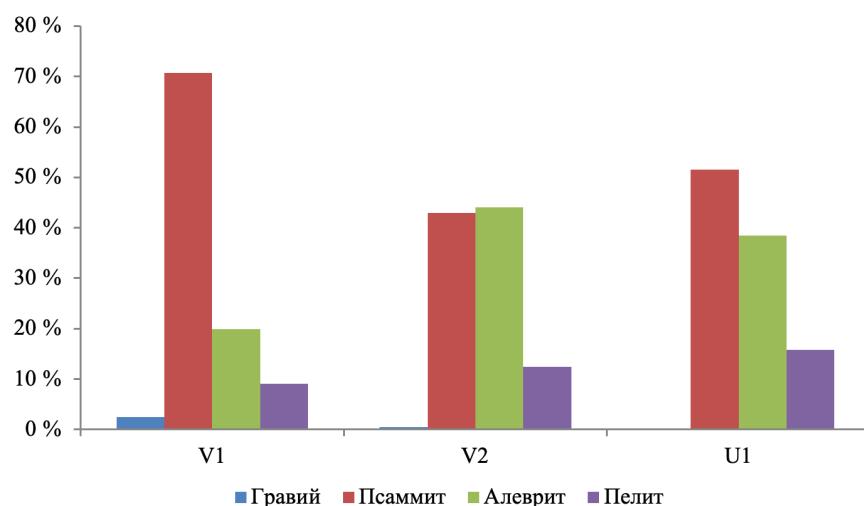


Рис. 2. Гранулометрический состав поверхностного слоя донных осадков из бухты Мелководной, бухты Круглой и залива Угловой

Fig. 2. Grain size distribution of the surface layer of bottom sediments from Melkovodnaya Bight, Kruglaya Bight, and Uglovoy Bight

Содержание тяжёлых металлов и органического углерода в донных осадках. Согласно данным, представленным в табл. 2, в поверхностном слое донных осадков на ст. V2 повышено содержание всех измеренных элементов, включая органический углерод, по сравнению с таковыми на других исследованных станциях. Для этого района отмечено превышение фоновых концентраций для всех анализируемых элементов, за исключением Со. Содержание Cu, Pb и Cd на ст. V1, а также Pb, Cr, Ni и Cd на ст. U1 тоже было выше фонового.

Уровень загрязнения тяжёлыми металлами в донных отложениях анализируемых акваторий сравнивали с зарубежными нормативными уровнями содержания этих металлов, описанными в так называемых голландских листах [Warmer, van Dokkum, 2002]. Важно отметить, что эти концентрации не включены в нормативные правовые акты ни одной зарубежной страны, а также не имеют юридической силы на территории Российской Федерации. Несмотря на это, уровни содержания, представленные в голландский листах, использованы в работах по оценке экологического состояния донных отложений [Petukhov et al., 2023]. Использованы они и при составлении обобщённых сборников и ежегодников качества морских вод РФ [2022]. В донных осадках бухты Круглой (ст. V2) отмечено превышение допустимых концентраций для Cu и Cd.

Анализ потенциального токсического эффекта концентраций тяжёлых металлов проводили путём их сравнения с критериями качества осадков SQGs, рекомендованными канадским руководством по оценке качества донных отложений с целью защиты бентосных экосистем [MacDonald et al., 2004]. Использованы два критерия — пороговый и вероятностный уровни воздействия (TEL и PEL). Значения были получены в рамках экотоксикологических исследований, проведённых на организмах представителей пресноводной, морской и эстуарной фауны. TEL характеризует предельный уровень концентрации токсиканта, который при хроническом воздействии на гидробионы считается статистически безопасным. PEL — это порог, при превышении которого организмы могут испытывать токсикологические эффекты [MacDonald et al., 2004]. Превышение TEL зарегистрировано для Zn, Cu, Pb, Ni и Cd в осадках со ст. V2 и для Ni на ст. U1.

Расчёт коэффициента обогащения, EF, показал схожую картину накопления токсичных элементов в донных осадка бухт Мелководной (V1) и Круглой (V2) со следующими закономерностями: Cd > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn > Co для ст. V1 и Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr > Co для ст. V2. В заливе Угловый (U1) выявлена последовательность Cd > Ni > Pb > Cr > Co > Zn > Cu. Значение EF более 1,5 свидетельствует об антропогенной природе поступления токсичных элементов. На ст. V2 величины EF для каждого из проанализированных металлов, за исключением Co, превышали этот уровень (рис. 3). Сильный уровень обогащения отмечен для Cd (EF = 24,08), умеренно сильный — для Cu (EF = 6,15) и Pb (EF = 5,51), умеренный — для Ni, Zn и Cr (значения EF составили 4,5, 4,3 и 3,21 соответственно). В донных осадках со ст. V1 большинство металлов характеризовалось незначительным уровнем обогащения; исключение — Cd с умеренным уровнем (EF = 4,07). Величины EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5; это свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания.

значение EF								значение mHQ								
	0	1	3	5	10	25	30		0	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5
V1	1.20	1.80	1.76	1.15	1.22	0.73	4.07	V1	0.76	0.98	0.78	0.77	0.95	0.74		
V2	4.30	6.15	5.51	3.21	4.50	1.47	24.08	V2	1.32	1.66	1.26	1.17	1.67	1.65		
U1	0.36	0.25	0.56	0.51	0.76	0.39	1.26	U1	0.75	0.65	0.78	0.91	1.34	0.74	Zn	Cu
	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Co	Cd		Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd		

Рис. 3. Значения коэффициента обогащения (EF) и модифицированного коэффициента опасности (mHQ) для исследуемых донных осадков

Fig. 3. Values of enrichment factor (EF) and modified hazard quotient (mHQ) for analyzed bottom sediments

Расчёт mCd показал: донные осадки со ст. V1 и U1 характеризуются очень низкой степенью загрязнения ($mCd \leq 1,5$), а отложения со ст. V2 (бухта Круглая) — умеренной ($mCd = 4,38$) (рис. 4).

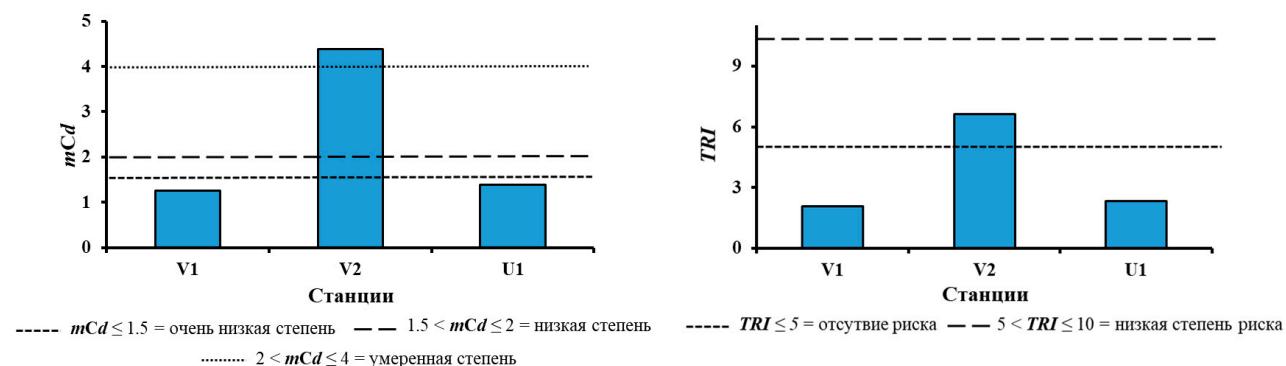


Рис. 4. Значения модифицированного индекса степени загрязнения (mCd) и индекса токсического риска (TRI) для исследуемых донных осадков

Fig. 4. Values of modified contamination degree (mCd) and toxic risk index (TRI) for analyzed bottom sediments

Расчёт mHQ позволил оценить вклад каждого из анализируемых тяжёлых металлов в суммарное потенциальное токсическое воздействие на гидробионты (см. рис. 3). В донных отложениях со ст. V2 значения mHQ для Ni, Cu и Cd (1,67, 1,66 и 1,65 соответственно) свидетельствовали об умеренной степени опасности, а для Zn, Pb и Cr (1,32, 1,26 и 1,17) — о низкой. Величины mHQ для токсичных элементов в осадках ст. V1 и U1 указывали на очень низкий уровень токсического воздействия; исключение — Ni на ст. U1 ($mHQ = 1,34$).

Для установления уровня комплексного воздействия тяжёлых металлов на бентосные формы гидробионтов был рассчитан TRI (рис. 4). Донные осадки ст. V1 и U1 характеризовались отсутствием потенциального токсического риска. Максимальное значение ($TRI = 6,62$) получено для осадков на ст. V2; оно соответствует низкому уровню токсического воздействия. Важно отметить: хотя mHQ, рассчитанный для Ni, Cu и Cd на этой станции, указал на индивидуальный умеренный уровень опасности, значение комплексного показателя токсического воздействия оказалось невысоким.

Экотоксикологическая оценка. Биотестирование водных вытяжек донных осадков с дальнейшим расчётом ITI для личинок плоского морского ежа *S. mirabilis* дало следующие результаты. Спустя 18 ч после оплодотворения максимальное число аномально развитых личинок было выявлено на ст. V2 (рис. 5). Так, в вытяжках из осадков этой станции подавляющее большинство эмбрионов остановили своё развитие на стадии аномальной морулы с неравномерной поверхностью и с наличием клеток большего размера, чем у нормально развитых эмбрионов. Незначительное количество личинок представляли собой аномальные бластулы, бластоцель которых характеризовалась неравномерным клеточным заполнением. Таким образом, в водных вытяжках осадков со ст. V2 до стадии гаструлы не развилась ни одна из личинок, а значение ITI составило 9,84 балла.

В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гаструлы. При этом в экстрактах со ст. U1 отмечены нормально сформированные, но отстающие в развитии личинки на стадиях ранней гаструлы и мезенхимной бластулы, а также аномально развитые бластулы. В результате значения ITI на этом этапе эксперимента оказались выше для донных отложений со ст. U1 (2,2 балла), а величина для ст. V1 была минимальной (0,64 балла).

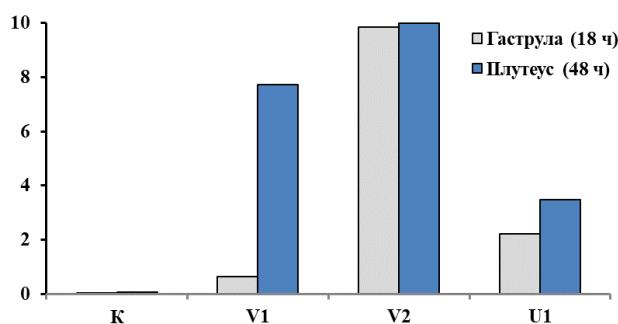


Рис. 5. Значения интегрального индекса токсичности (ITI) для исследуемых донных осадков спустя 18 и 48 ч с начала эксперимента

Fig. 5. Values of the integral toxicity index (ITI) for analyzed bottom sediments 18 and 48 h after the start of the experiment

Спустя 48 ч после оплодотворения максимальное значение ITI (10 баллов) было также получено для экстрактов из донных отложений со ст. V2 (рис. 5). Морфологические аномалии, которые были отмечены у бластул, развивающихся в этих вытяжках, не позволили личинкам достичь стадии среднего плuteуса. Важно, что значения ITI на этом этапе эксперимента для ст. V1 были существенно выше, чем для ст. U1. В экстрактах осадков из бухты Мелководной (V1) подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Личинки на стадиях призмы и раннего плuteуса характеризовались наличием слаборазвитых скелетных стержней или их отсутствием. Кроме того, выявлены экзоформы личинок без кишечника в полости тела (он выпячен наружу). Несмотря на то, что подобный кишечник имеет все три анатомические перетяжки, которые соответствуют подразделениям кишки у нормально развитых личинок, он не является функционирующим [Мазур и др., 2020]. Полученное значение ITI для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось вдвое выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла).

ОБСУЖДЕНИЕ

На ст. V1 и V2 зафиксировано превышение фоновых концентраций для меди, свинца, и кадмия. Также на ст. V2 выявлено превышение фоновой концентрации для цинка, хрома и никеля. Поступление Zn и Cu в водоёмы связано либо с добычей и переработкой руд, выплавкой металлов или работой гальванических цехов, либо с коммунально-бытовыми воздействиями (оба элемента входят в число тривиальных компонентов хозяйствственно-бытовых стоков). Cd, Ni и Pb являются трассерами техногенного воздействия на окружающую среду [Христофорова и др., 2018].

Поступление тяжёлых металлов в донные осадки — сложный и многофакторный процесс. Их концентрирование в осадках может быть обусловлено сорбцией минеральным и органическим веществом, комплексообразованием, коагуляцией, образованием и осаждением труднорастворимых соединений и т. д. Интенсивность этих процессов зависит от морфометрических и гидрологических характеристик, а также от гидрохимического режима водоёма. Постседиментационные реакции приводят к увеличению содержания микроэлементов в поровых водах и к созданию градиента концентраций между поровыми и придонными водами. При изменении физико-химических условий (pH, Eh, минерализация и другие характеристики) вероятен переход тяжёлых металлов из донных отложений и их диффузия из поровых вод в придонные слои, то есть может возникнуть угроза вторичного загрязнения акватории этими химическими элементами [Даувальтер, 2012].

Распределение тяжёлых металлов в донных осадках также определяется формами их соединений с органической и неорганической матрицей. Первая группа химических элементов, связанных с органической матрицей (Zn, Cu, Pb и Cd), представлена металлами с высокими значениями

коэффициента биологического накопления в гидробионтах, что обуславливает их поступление в донные отложения с детритом. Вторая группа состоит из рассеянных тяжёлых металлов, попадающих в водные экосистемы с аллохтонным поверхностным стоком в составе высокодисперсных частиц взвесей (Cr, Ni и Co). Также к этой группе относятся такие типоморфные элементы, как железо и марганец [Иванов и др., 2020]. Fe и Mn присутствуют в донных осадках ещё и в виде гидроокислов и окислов. Как и органическое вещество, они способны аккумулировать и концентрировать тяжёлые металлы [Базилевская, Сколотнев, 2019].

В нашем случае общий фон загрязнения как минимум для бухт Круглой и Мелководной одинаков, а вот интенсивность концентрирования тяжёлых металлов в осадках разная. В бухте Круглой при исследовании вертикального распределения органического углерода и тяжёлых металлов в керне донных осадков была обнаружена линейная зависимость между концентрацией $C_{\text{орг}}$ и содержанием цинка, свинца, меди и никеля [Рюмина и др., 2023]. Также в обсуждаемой работе были рассмотрены керны донных осадков из бухты Мелководной и залива Угловой. В них корреляции между содержанием органического углерода и тяжёлых металлов не выявлено. Эти факты указывают на то, что концентрирование тяжёлых металлов в донных осадках более эффективно в местах зарослей *Z. marina*.

Согласно результатам гранулометрического анализа, следует ожидать, что концентрация органического углерода в донных осадках будет наибольшей на тех станциях, где преобладает пелитовая фракция [Романкевич, Ветров, 2021]. Снижение содержания $C_{\text{орг}}$ характерно для донных осадков, в которых преобладает псаммитовая фракция. Эта закономерность связана с механической сортировкой частиц разной размерности. В нашем случае на ст. V2 концентрация органического углерода составила 4,83 % (см. табл. 2), что примерно в 5 раз выше, чем значение на ст. U1 — 1,03 %. На ст. V1, где выражено преобладает псаммитовая фракция, содержание $C_{\text{орг}}$ составило 0,83 %; это значение близко к таковому на ст. U1. Доли пелитовой фракции для ст. V2 и U1 — 12,5 и 13 % соответственно, доли алевритовой — 44,1 и 37 %. Из этого можно заключить, что распределение органического углерода в данном случае не связано с механической сортировкой частиц разной размерности.

При отсутствии аллохтонных поступлений главным источником органического вещества донных отложений в бухте Круглой является взвешенное вещество, которое продуцирует морская трава *Z. marina*. Таким источником могут быть зостераты — соли полисахарида зостерина, который также является природным лигандом по отношению к тяжёлым металлам [Khozhaenko et al., 2015]. При отмирании травы органокомплексы обогащают донные осадки тяжёлыми металлами и органическим углеродом [Hart, 1982]. Общее количество углеводов, продуцируемое *Z. marina*, может превышать 35 % от сухой массы травы, причём около 20 % из них составляет зостерин [Тищенко и др., 2020].

На ст. V2 в месте отбора проб донных осадков расположены луга *Z. marina*. На этой станции сильный уровень обогащения зарегистрирован для кадмия ($EF = 24,08$), умеренно сильный — для меди ($EF = 6,15$) и свинца ($EF = 5,51$), умеренный — для никеля ($EF = 4,5$), цинка ($EF = 4,3$) и хрома ($EF = 3,21$).

На ст. V2 содержание Fe ($34\,500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) в два раза выше, чем на ст. V1 ($14\,800 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и U1 ($15\,500 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), что также указывает на возможное концентрирование тяжёлых металлов гидроокислами железа, а не только органическим веществом.

Расчёт mCd показал, что степень загрязнения на ст. V2 можно охарактеризовать как умеренную ($mCd = 4,38$). Определение mHQ позволило оценить вклад каждого из анализируемых тяжёлых металлов в суммарное потенциальное токсическое воздействие на гидробионты. Так, в донных отложениях со ст. V2 значения mHQ для никеля, меди и кадмия (1,67, 1,66 и 1,65 соответственно) свидетельствовали об умеренной степени опасности, а для цинка, свинца

и хрома (1,32, 1,26 и 1,17) — о низкой. Максимальное значение TRI (6,62) было установлено для осадков со ст. V2; это соответствует низкому уровню токсического воздействия (см. табл. 1). Интересно следующее: хотя mHQ, рассчитанный для никеля, меди и кадмия на этой станции, указал на индивидуальный умеренный уровень опасности, значение комплексного показателя токсического воздействия оказалось невысоким.

Судя по величинам коэффициента обогащения, в донных осадках ст. V1 большинство металлов характеризовались незначительным уровнем; исключение — Cd с умеренным уровнем ($EF = 4,07$). Значения EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5, что указывает на поступление тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания.

Расчёт модифицированного индекса степени загрязнения продемонстрировал, что донные осадки со ст. V1 и U1 характеризуются очень низкой степенью загрязнения ($mCd \leq 1,5$). Значения модифицированного коэффициента опасности для токсичных элементов в осадках ст. V1 и U1 указывали на очень низкое токсическое действие, за исключением никеля на ст. U1 ($mHQ = 1,34$). Донные осадки этих двух станций, V1 и U1, характеризовались отсутствием потенциального токсического риска.

Токсический эффект от воздействия вытяжек из донных отложений исследуемых акваторий может объясняться как высоким содержанием отдельных загрязняющих веществ или соединений, так и совокупным действием нескольких поллютантов [Горбачёва, 2018]. Максимальное количество аномально развитых личинок в нашем исследовании отмечено в экстрактах со ст. V2, и именно в осадках из этой акватории выявлены наибольшие (превышающие допустимые) концентрации Cu и Cd. По данным [Rouchon, Phillips, 2017], в растворах ионной формы меди с содержанием 5 и 10 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ были зарегистрированы задержки роста и развития личинок морского ежа *Echinus chloroticus* (Valenciennes, 1846), а последовательное повышение концентрации до 20 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ приводило к полной остановке личиночного развития на стадии гаструлы. Эффективная концентрация ($\mathcal{E}K_{50}$) ионов кадмия в эксперименте с личинками *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) составила 1,003 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Дефекты развития были представлены в основном аномалиями в развитии скелета и в дифференциации кишечника [Manzo et al., 2010]. Важно отметить высокий процент аномально развитых личинок в экстрактах из донных осадков бухты Мелководной (ст. V1). При низком уровне загрязнения тяжёлыми металлами и при отсутствии потенциального токсического риска для гидробионтов вытяжки оказали существенное воздействие на развитие личинок морского ежа. Известно: донные отложения аккумулируют не только поллютанты, проанализированные нами, но и широкий спектр загрязняющих веществ, которые могут оказывать потенциальное ингибирующее, аддитивное и синергетическое воздействие друг на друга, тем самым увеличивая или уменьшая токсический эффект на личинок.

Органическое вещество, аккумулируемое донными осадками, является одним из основных источников пищи для большинства бентосных организмов. Несмотря на это, его избыточные концентрации могут приводить к деградации сообществ, что проявляется как в качественном аспекте (снижение видового богатства), так и в количественном (сокращение численности и биомассы). При $C_{\text{опт}} > 2,5\%$ наблюдается значительное уменьшение численности и биомассы бентосного сообщества, а также перестройка его видовой структуры [Орехова и др., 2019]. В классификации, предложенной А. Н. Петровым [2000] при исследовании реакции макробентоса на обогащение донных отложений органическим веществом, представлено пять пороговых диапазонов значений $C_{\text{опт}}$. Согласно этим градациям, донные осадки на ст. V1 и U1 характеризуются средним уровнем эвтрофирования (II класс), а на ст. V2 — очень высоким (V класс). В бухте Круглой зафиксировано значение концентрации органического вещества 4,83 %; при такой величине, в соответствии с классификацией, предложенной А. Н. Петровым, может происходить полное разрушение

бентосных сообществ с преобладанием толерантных видов-оппортунистов. Такой уровень эвтрофирования осадка несовместим с благоприятным обитанием большинства форм макробентоса; кроме того, он способствует более активному накоплению различных поллютандов — как органической, так и неорганической природы [Петров, 2000].

Полученные нами результаты, а также стремительные темпы индустриального развития акваторий указывают на необходимость дальнейших регулярных исследований, предполагающих комплексную оценку загрязнения донных отложений тяжёлыми металлами и анализ их потенциальной токсичности для гидробионтов.

Заключение. Анализ содержания тяжёлых металлов в поверхностном слое донных отложений бухты Мелководной (V1), бухты Круглой (V2) и залива Угловой (U1) продемонстрировал, что наиболее высокие их концентрации наблюдаются на станции V2, дно которой покрыто протяжёнными лугами *Zostera marina*. Наши результаты указывают на то, что эта морская трава играет важную роль в обогащении донных осадков органическим веществом (4,83 %) и тяжёлыми металлами.

Обогащение бухты Круглой органическим веществом и тяжёлыми металлами обусловило её общий более низкий экологический статус, чем у других исследованных мелководных бассейнов. Рассчитанные значения как индивидуальных, так и комплексных индексов загрязнения и экологического риска были максимальными для образцов осадков со ст. V2.

В ходе биотестирования наибольшее число аномально развитых личинок морского ежа *Scaphechinus mirabilis* выявлено на ст. V2. В водных вытяжках осадков с этой станции до стадии гаструл не развились ни одна из личинок, а значение интегрального индекса токсичности (ITI) составило 9,84 балла. В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гаструлы. В экстрактах осадков со ст. V1 спустя 48 ч после оплодотворения подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Полученное значение ITI для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось в два раза выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла).

Результаты биологической оценки образцов донных осадков из района бухты Круглой соотносятся с данными расчёта индексов загрязнения и потенциального токсического риска для этой акватории. Иная ситуация складывается для осадков из бухты Мелководной. При низком уровне загрязнения тяжёлыми металлами и при отсутствии потенциального токсического риска для гидробионтов вытяжки оказали значительное воздействие на развитие личинок морского ежа. Этот факт, вероятно, обусловлен загрязнением донных осадков другими поллютантами, усиливающими общий токсический эффект.

Работа выполнена при финансовой поддержке государственных программ ТОИ ДВО РАН (№ регистрации 124022100077-0).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Базилевская Е. С., Сколотнев С. Г. Новые данные о железо-марганцевых образованиях поднятия Менделеева (Северный Ледовитый океан) // *Доклады Академии наук*. 2019. Т. 486, № 5. С. 562–566. [Bazilevskaya E. S., Skolotnev S. G. New data concerning the ferromanganese crusts of the Mendeleev Rise (Arctic Ocean). *Doklady Akademii nauk*, 2019, vol. 486, no. 5, pp. 562–566. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524865562-566>
- Барабанчиков Ю. А., Тищенко П. Я., Семкин П. Ю., Волкова Т. И., Звалинский В. И., Михайлук Т. А., Сагалаев С. Г., Сергеев А. Ф., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М. Сезонные гидролого-гидрохимические исследования бухты Воевода (Амурский залив, Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2015. Т. 180. С. 161–178. [Barabanshchikov Yu. A., Tishchenko P. Ya., Semkin P. Yu., Volkova T. I., Zvalinsky V. I., Mikhailik T. A., Sagalaev S. G.,

- Sergeev A. F., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirnikova E. M. Seasonal hydrological and hydrochemical surveys in the Voevoda Bay (Amur Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 161–178. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/tuesbh>
3. Гаврилова Г. С., Кучерявенко А. В. *Продуктивность плантаций двустворчатых моллюсков в Приморье*. Владивосток : ТИНРО-центр, 2011. 112 с. [Gavrilova G. S., Kucheryavenko A. V. *Proektivnost' plantatsii dvustvorchatykh mollyuskov v Primor'e*. Vladivostok : TINRO-tsentr, 2011, 112 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qldhvb>
4. Горбачёва Е. А. Использование биотестирования для оценки загрязнения донных отложений южных районов Баренцева моря // Учёные записки Петрозаводского государственного университета. 2018. № 8 (177). С. 67–73. [Gorbacheva E. A. Bioassay for sediment pollution estimation in the southern areas of the Barents Sea. *Uchenye zapiski Petrozavodskogo gosudarstvennogo universiteta*, 2018, no. 8 (177), pp. 67–73. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.15393/uchz.art.2018.253>
5. Даувальтер В. А. *Геоэкология донных отложений озёр*. Мурманск : Изд-во МГТУ, 2012. 242 с. [Dauvalter V. A. *Geoekologiya donnykh otlozhennykh ozер*. Murmansk : Izd-vo MGTU, 2012, 242 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qklcnr>
6. Иванов Д. В., Валиев В. С., Зиганшин И. И., Шамаев Д. Е., Паймикина Э. Е., Марасов А. А., Маланин В. В., Хасанов Р. Р., Унковская М. А. Структурная взаимосвязь гранулометрического состава, содержания органического вещества и тяжёлых металлов в донных отложениях // *Гидроэкология*. 2020. № 2 (22). С. 23–30. [Ivanov D. V., Valiev V. S., Ziganshin I. I., Shamaev D. E., Paimikina E. E., Marasov A. A., Malanin V. V., Khasanov R. R., Unkovskaya M. A. Structural relationship of granulometric composition, content of organic matter and heavy metals in sediments. *Gidroekologiya*, 2020, no. 2 (22), pp. 23–30. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ycqnwh>
7. Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2022 / под ред. А. Н. Коршенко. Москва : Наука, 2024. 283 с. [Marine Water Pollution. Annual Report 2022 / A. Korshenko (Ed). Moscow : Nauka, 2024, 283 p. (in Russ.)]
8. Ковековдова Л. Т., Симоконь М. В. Тенденции изменения химико-экологической ситуа- ции в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // *Известия ТИНРО*. 2004. Т. 137. С. 310–320. [Kovekovdova L. T., Simokon M. V. Tendencies in change of chemoecological situation in the coastal area of Primorye. Toxic elements in bottom sediments and aquatic organisms. *Izvestiya TINRO*, 2004, vol. 137, pp. 310–320. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hpmicn>
9. Лосев О. В. Анализ источников загрязнения залива Угловой (залив Петра Великого) и факторов его загрязнённости // *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2019. № 2 (204). С. 95–103. [Losev O. V. Analysis of pollution sources of the Uglovsky Bay (Peter the Great Bay) and its pollution factors. *Vestnik Dal'nnevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk*, 2019, no. 2 (204), pp. 95–103. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/coogca>
10. Мазур А. А., Журавель Е. В., Слободская В. В., Мазур М. А. Оценка токсического воздействия ионов цинка и наночастиц оксида цинка на раннее развитие морского ежа *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864) (Echinodermata: Echinoidea) // *Биология моря*. 2020. Т. 46, № 1. С. 53–59. [Mazur A. A., Zhuravel E. V., Slobodskova V. V., Mazur M. A. Assessment of the toxic effect of zinc ions and nano-sized zinc oxide on the early development of the sand dollar *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864) (Echinodermata: Echinoidea). *Biologiya morya*, 2020, vol. 46, no. 1, pp. 53–59. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0134347520010064>
11. Мишуков В. Ф., Калинчук В. В., Плотников В. В., Войтыцкий А. В. Влияние дампинга загрязнённых грунтов на экологическое состояние прибрежных вод г. Владивосток // *Известия ТИНРО*. 2009. Т. 159. С. 243–256. [Mishukov V. F., Kalinchuk V. V., Plotnikov V. V., Voytsitskiy A. V. Effects of polluted grounds dumping on ecological conditions in coastal waters near Vladivostok. *Izvestiya TINRO*, 2009, vol. 159, pp. 243–256. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/mnjqxl>
12. Налета Е. В., Колесников С. И., Казеев К. III. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на биологические свойства почв городов Ростовской области. Ростов-на-Дону : Изд-во Южного федерального университета, 2015. 108 с. [Naleta E. V., Kolesnikov S. I.,

- Kazeev K. Sh. *Vliyanie zagryazneniya tyazhelyimi metallami na biologicheskie svoistva pochv gorodov Rostovskoi oblasti*. Rostov-on-Don : Izd-vo Yuzhnogo federal'nogo universiteta, 2015, 108 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vwlsah>
13. Орехова Н. А., Овсяный Е. И., Тихонова Е. А. Органическое вещество и окислительно-восстановительные условия в донных отложениях Балаклавской бухты // Учёные записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. Биология. Химия. 2019. Т. 5 (71), № 3. С. 49–64. [Orehova N. A., Ovsyany E. I., Tikhonova E. A. Organic carbon and redox conditions in bottom sediments of the Balaklava Bay. *Uchenye zapiski Krymskogo federal'nogo universiteta imeni V. I. Vernadskogo. Biologiya. Khimiya*, 2019, vol. 5 (71), no. 3, pp. 49–64. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hvtrpq>
14. Петров А. Н. Реакция прибрежных макробентосных сообществ Чёрного моря на органическое обогащение донных отложений // Экология моря. 2000. Вып. 51. С. 45–51. [Petrov A. N. Responses of the Black Sea macrobenthic communities upon organic enrichment impact of bottom sediments. *Ekologiya morya*, 2000, iss. 51, pp. 45–51. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4297>
15. Раков В. А. Распространение и экология устричных рифов северной части Амурского залива // Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря / отв. ред. А. С. Астахов, В. Б. Лобанов. Москва : ГЕОС, 2008. С. 278–291. [Rakov V. A. Distribution and ecology of oyster reefs in the northern part of the Amur Bay. In: *Current Environmental Condition and Tendencies of Its Change in the Peter the Great Bay, Sea of Japan* / A. S. Astakhov, V. B. Lobanov (Eds). Moscow : GEOS, 2008, pp. 278–291. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/twleb>
16. Романкевич Е. А., Ветров А. А. Углерод в Мировом океане. Москва : ГЕОС, 2021. 352 с. [Romankevich E. A., Vetrov A. A. *Carbon in the World Ocean*. Moscow : GEOS, 2021, 352 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2021.16.37857>
17. Рюмина А. А., Тищенко П. Я., Шкирникова Е. М. Тяжёлые металлы и органический углерод в донных осадках мелководных бухт залива Петра Великого // Геохимия. 2023. Т. 68, № 7. С. 709–719. [Ryumina A. A., Tishchenko P. Y., Shkirnikova E. M. Heavy metals and organic carbon in the bottom sediments of shallow bights of the Peter the Great Bay. *Geokhimiya*, 2023, vol. 68, no. 7, pp. 709–719. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0016752523060080>
18. Тищенко П. Я., Барабанщикова Ю. А., Павлова Г. Ю., Рюмина А. А., Сагалаев С. Г., Семкин П. Ю., Тищенко П. П., Уланова О. А., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М., Тибенко Е. Ю. Гидрохимическое состояние залива Углового (Амурский залив) в разные сезоны // Известия ТИНРО. 2021. Т. 201, № 1. С. 138–157. [Tishchenko P. Ya., Barabanshchikov Yu. A., Pavlova G. Yu., Ryuminina A. A., Sagalaev S. G., Semkin P. Yu., Tishchenko P. P., Ulanova O. A., Shvetsova M. G., Shkirnikova E. M., Tibenko E. Yu. Hydrochemical state of the Uglovoy Bight (Amur Bay) in different seasons. *Izvestiya TINRO*, 2021, vol. 201, no. 1, pp. 138–157. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2021-201-138-157>
19. Тищенко П. Я., Медведев Е. В., Барабанщикова Ю. А., Павлова Г. Ю., Сагалаев С. Г., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М., Уланова О. А., Тибенко Е. Ю., Орехова Н. А. Органический углерод и карбонатная система в донных отложениях мелководных бухт залива Петра Великого (Японское море) // Геохимия. 2020. Т. 65, № 6. С. 583–598. [Tishchenko P. Y., Medvedev E. V., Barabanshchikov Yu. A., Pavlova G. Y., Sagalaev S. G., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirnikova E. M., Ulanova O. A., Tibenko E. Y., Orehova N. A. Organic carbon and carbonate system in the bottom sediments of shallow bights of the Peter the Great Bay (Sea of Japan). *Geokhimiya*, 2020, vol. 65, no. 6, pp. 583–598. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S001675252005012X>
20. Христофорова Н. К., Гамаюнова О. А., Афанасьев А. П. Состояние бухт Козьмина и Врангеля (залив Петра Великого, Японское море): динамика загрязнения тяжёлыми металлами // Известия ТИНРО. 2015. Т. 180. С. 179–186. [Khristoforova N. K., Gamayunova O. A., Afanasyev A. P. State of the Kozmin and Wrangel bays (Peter the Great Bay, Japan Sea): Dynamics of pollution with heavy metals. *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 179–186. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/tuescb>

21. Христофорова Н. К., Емельянов А. А., Ефимов А. В. Биоиндикация загрязнения прибрежно-морских вод о. Русского (залив Петра Великого, Японское море) тяжёлыми металлами // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 192. С. 157–166. [Khristoforova N. K., Emelyanov A. A., Efimoff A. V. Bioindication of pollution in the coastal marine waters at Russky Island (Peter the Great Bay, Japan Sea) by heavy metals. *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 192, pp. 157–166. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-192-157-166>
22. ABNT-NBR 15350 DE 03/2023. *Ecotoxicologia aquática – Toxicida decorrônica de curta-duração – Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)* : [Standard] ; Quanta edição. ABNT, Brasil, 2025, 31 p. (Norma Brasileira). URL: <https://www.normas.com.br/autorizar/visualizacao-nbr/25082/identificar/visitante> [accessed: 05.01.2025].
23. ASTM. *Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests with Echinoid Embryos*. West Conshohocken (PA) : ASTM International, 2012, 22 p. <https://doi.org/10.1520/E1563-98R12>
24. Beiras R., Fernández N., Bellas J., Besada V., González-Quijano A., Nunes T. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation, and embryo-larval toxicity bioassays. *Chemosphere*, 2003, vol. 52, iss. 7, pp. 1209–1224. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00364-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00364-3)
25. Brady J. P., Ayoko G. A., Martens W. N., Goonetilleke A. Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 81, iss. 1, pp. 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.031>
26. Canty M. N. *Marine Pollution and Echinoderms: A Biomarker Study Integrating Different Levels of Biological Organization*. PhD thesis. Plymouth, United Kingdom : University of Plymouth, 2009, 237 p. <https://doi.org/10.24382/3680>
27. Chiarelli R., Martino C., Roccheri M. C. Cadmium stress effects indicating marine pollution in different species of sea urchin employed as environmental bioindicators. *Cell Stress and Chaperones*, 2019, vol. 24, iss. 4, pp. 675–687. <https://doi.org/10.1007/s12192-019-01010-1>
28. Hart B. T. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: A review. *Hydrobiologia*, 1982, vol. 91, iss. 1, pp. 299–313. <https://doi.org/10.1007/bf00940121>
29. Khozhaenko E. V., Khotimchenko R. Y., Kovalev V. V., Khotimchenko M. Y., Podkorytova E. A. Metal binding activity of pectin isolated from seagrass *Zostera marina* and its derivatives. *Russian Journal of Marine Biology*, 2015, vol. 41, iss. 6, pp. 485–489. <https://doi.org/10.1134/S1063074015060073>
30. Li Y., Duan Z., Liu G., Kalla P., Scheidt D., Cai Y. Evaluation of the possible sources and controlling factors of toxic metals/metalloids in the Florida Everglades and their potential risk of exposure. *Environmental Science & Technology*, 2015, vol. 49, iss. 16, pp. 9714–9723. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01638>
31. MacDonald D. D., Carr R. S., Eckenrod D., Greening H., Grabe S., Ingersoll C. G., Janicki S., Janicki T., Lindskoog R. A., Long E. R., Pribble R., Sloane G., Smorong D. E. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, vol. 46, iss. 2, pp. 147–161. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2270-z>
32. Manzo S., Buono S., Cremisini C. Cadmium, lead and their mixtures with copper: *Paracentrotus lividus* embryotoxicity assessment, prediction, and offspring quality evaluation. *Ecotoxicology*, 2010, vol. 19, iss. 7, pp. 1209–1223. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0506-z>
33. Morroni L., Pinsino A., Pellegrini D., Regoli F., Matranga V. Development of a new integrative toxicity index based on an improvement of the sea urchin embryo toxicity test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 123, pp. 2–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.026>
34. Petukhov V., Petrova E., Kiryanov A., Zheldak E., Kholodov A. Assessment of contamination of marine sediments and their potential toxicity in the Uglovoy Bay, Peter the Great Gulf, Sea of Japan/East Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, vol. 30, iss. 31, pp. 77798–77806. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28021-x>
35. Roberts D. A. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment*

- International*, 2012, vol. 40, pp. 230–243.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.11.013>
36. Rouchon A. M., Phillips N. E. Acute toxicity of copper, lead, zinc and their mixtures on the sea urchin *Evechinus chloroticus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 2017, vol. 51, no. 3, pp. 333–355.
<https://doi.org/10.1080/00288330.2016.1239643>
37. Warmer H., van Dokkum R. *Water Pollution Control in the Netherlands: Policy and Practice 2021 / [Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. RIZA]*. The Netherlands : RIZA, 2002, 76 p. (RIZA report 2002.009).
38. Wilbers G.-J., Becker M., Thi Nga L., Sebesvari Z., Renaud F. G. Spatial and temporal variability of surface water pollution in the Mekong Delta, Vietnam. *Science of The Total Environment*, 2014, vol. 485–486, pp. 653–665.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.049>

PRELIMINARY RESULTS OF THE COMPREHENSIVE ASSESSMENT OF CONTAMINATION AND TOXIC EFFECTS OF BOTTOM SEDIMENTS IN SHALLOW BIGHTS OF AMUR BAY (SEA OF JAPAN)

A. Ryumina¹, M. Mazur², P. Tishchenko¹, and E. Shkirnikova¹

¹V. I. Il'ichev Pacific Oceanological Institute FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

²A. V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

E-mail: ryumina_aa@poi.dvo.ru

In August 2023, surface bottom sediments (top 5-cm layer) were sampled in three bights of Amur Bay: Melkovodnaya Bight (V1), Kruglaya Bight (V2) (both within Voevoda Bight), and Uglovoy Bight (U1). Despite being neighboring bays, V1 and V2 differ significantly in granulometric composition and distribution of both heavy metal concentration and organic carbon content. Elevated levels of heavy metals and organic carbon were revealed in Kruglaya Bight (at station V2). In its bottom sediments, values of the enrichment factor (EF) for each analyzed metal, except for Co, exceeded levels attributable to natural weathering processes. A high level of enrichment was registered for Cd (EF = 24.08); a moderately high one, for Cu (EF = 6.15) and Pb (EF = 5.51); and a moderate one, for Ni, Zn, and Cr (EF accounted for 4.5, 4.3, and 3.21, respectively). The calculation of the modified degree of contamination index (mCd) showed a moderate degree of contamination at sta. V2 (mCd = 4.38). In bottom sediments from sta. V1, most metals were characterized by a low level of enrichment, except for Cd, with its moderate level (EF = 4.07). EF values for bottom sediments from sta. U1 were significantly below 1.5 providing evidence for the natural-origin input of heavy metals from weathering processes. In the studied bays, biotesting was carried out for the first time, with larvae of the sea urchin *Scaphechinus mirabilis* serving as a test object. During bioassays, the highest abundance of abnormally developed larvae was found at sta. V2. In aqueous extracts of bottom sediments from sta. V2, none of larvae reached the gastrula stage, and the value of the integral toxicity index (ITI) was 9.84 points. In aqueous extracts from sta. V1 and U1, normally developed larvae at the late gastrula stage predominated 18 h after the start of the experiment. In extracts of bottom sediments from Melkovodnaya Bight (sta. V1), the overwhelming majority of larvae developed with severe morphological abnormalities. Larvae at the prism and early pluteus stages were characterized by poorly developed skeletal rods or their lack. Moreover, we found exoforms of larvae with no intestine in their body cavity (it was protruded outward). ITI for bottom sediments from sta. V1 (7.72 points) was twice as high as for samples from sta. U1 (3.5 points). The obtained data indicate that the accumulation of heavy metals in Kruglaya Bight is driven by a combination of factors. In their turn, high concentrations of heavy metals and organic carbon may mediate the formation of unfavorable conditions for benthic organisms.

Keywords: Amur Bay, biotesting, bottom sediments, organic carbon, heavy metals, *Scaphechinus mirabilis*

УДК 579.24/.26

РОЛЬ ЧУВСТВА КВОРУМА И ИНФОХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ ВО ВЗАИМОДЕЙСТВИИ ПРО- И МИКРОЭУКАРИОТ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

© 2025 г. Э. М. Судакова

Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, Российская Федерация
E-mail: bairamovaelvira@gmail.com

Поступила в редакцию 29.07.2024; после доработки 08.10.2024;
принята к публикации 12.08.2025.

В обзоре представлены ключевые знания о молекулярных взаимодействиях одноклеточных организмов. Для бактерий характерно чувство кворума (quorum sensing, QS) — способность к регулированию экспрессии генов микроорганизмами в зависимости от плотности клеточной популяции. Это, в частности, может приводить к изменению поведения и к активации факторов вирулентности. У фитопланктона есть аналогичная система: клетки продуцируют инфохимические вещества, которые могут либо повышать устойчивость реципиентов к стрессовым воздействиям, либо запускать в них программируемую гибель. В то время как бактериальные молекулы чувства кворума (quorum sensing molecules, QSM) могут активировать/ингибиовать рост клеток фитопланктона, продуцируемые последними инфохимические вещества могут влиять на состав микробного сообщества и подавлять развитие консументов. Кроме того, клетки фитопланктона могут воздействовать на QS бактерий, нарушая активность сигнальных молекул либо имитируя их.

Ключевые слова: чувство кворума, аутоиндуktörы, фитопланктон, бактерии, инфохимические вещества

В многоклеточном организме между клетками происходят тесные физические и химические контакты. Эти взаимодействия определяют их дифференцировку, метаболизм и функционирование [Brodkii, 2009]. В жизнедеятельности одноклеточных организмов межклеточные взаимодействия также важны, что впервые было показано при изучении автолюминесценции *Vibrio fischeri* [Kempner, Hanson, 1968]. Исследования продемонстрировали, что люминесценция этих бактерий активируется в ответ на появление внеклеточных секрецируемых веществ, синтез которых индуцируется при высокой плотности клеток в середине логарифмической фазы [Nealson et al., 1970]. Более десяти лет потребовалось, чтобы убедиться в том, что это транскрипционно-регулируемый процесс. Так, были открыты гены, участвующие в люминесценции (*lux*-оперон) [Engebrecht, Silverman, 1984]. Исследователи выяснили, что гены *luxCDABEG* необходимы для излучения видимого света, а гены *luxI* и *luxR* участвуют в регуляции оперона, контролируя активацию/ингибирование генов люминесценции. Оказалось, что внеклеточное секрецируемое вещество, активирующее люминесценцию при высокой плотности клеток, — это N-3-оксогексаной-L-гомосерин-лактон (3OC6-HSL) [Eberhard et al., 1981]; для его производства необходим ген *luxI*, кодирующий аутоиндуktörную синтазу. В свою очередь, *luxR* распознаёт 3OC6-HSL и, являясь транскрипционным фактором, активирует *lux*-оперон [Engebrecht, Silverman, 1984].

Постепенно сходные системы генов стали находить и у других видов бактерий, что позволило расширить представления об их жизнедеятельности. Стало ясно: бактерии производят сигнальные молекулы, которые узнаются рецепторами на поверхности клетки, проникают внутрь и влияют на транскрипцию ряда генов; это явление называется чувством кворума (*quorum sensing, QS*) [Fuqua et al., 1994]. Изучение межклеточных взаимодействий показало, что общение между клетками фитопланктона осуществляется инфохимическими веществами [Pohnert et al., 2007]. Поскольку водоросли и бактерии тесно сосуществуют в водной среде и совместно эволюционировали, между ними также сформировалась система взаимодействий.

В настоящее время QS бактерий является предметом активного изучения, так как это позволяет открывать новые способы борьбы с болезнетворными бактериями. При этом исследований, касающихся межклеточных взаимодействий фитопланктона, гораздо меньше. Между тем это направление важно: оно позволяет понять природу регуляции цветения одноклеточных водорослей, которые являются важным звеном трофических цепей водоёмов и биогеохимических циклов, участвуют в изменении климата, а также продуцируют половину производимого кислорода на Земле [Field et al., 1998]. Бактерии, сосуществующие с фитопланктоном в водной среде, способны повлиять на их численность — повысить устойчивость к стрессовым факторам и активизировать деление клеток. С другой стороны, такие бактерии могут вызвать гибель данных водорослей, и это особенно важно учитывать при разработке методов борьбы с их токсическим цветением, представляющим опасность для животных и человека. В связи с разрозненностью и малочисленностью исследований целью данного обзора было обобщить ключевые представления о QS бактерий, инфохимических веществах фитопланктона и способах взаимодействия организмов разных доменов с помощью этих систем, а также обозначить существующие пробелы в знаниях и возможные перспективы в исследованиях.

Система чувства кворума бактерий. Чувство кворума позволяет, в зависимости от плотности популяции бактерий, дифференцированно регулировать экспрессию генов, что приводит к активации образования биоплёнок и биосинтеза необходимых ферментов и антибиотиков, а также к изменению подвижности и прикрепления. Образование биоплёнок, контролируемое QS, регулирует вирулентность бактерий, поскольку усложняет доступ антибиотиков к клеткам [Preda, Săndulescu, 2019]. В связи с этим актуальны поиск и идентификация молекул, ингибирующих QS.

Молекулы QS называют аутоиндукторами (autoinducers, AI). Их разделяют на пять основных групп (рис. 1).

1. **AI-1.** Характерные для грамотрицательных бактерий ацил-гомосерин-лактоны (acyl homoserine lactones, AHL) [Papenfort, Bassler, 2016]. Молекула AHL состоит из лактонного кольца и боковой ацильной цепи. Разное количество углерода в ацильной цепи (от C4 до C18) и замещающие группировки (окси- и гидрокси-) определяют большое разнообразие AHL и их специфичность. Молекулы AHL транспортируются в клетки и воспринимаются белками-рецепторами типа LuxR и CepR [Papenfort, Bassler, 2016; Slinger et al., 2019]. AHL производятся многими родами грамотрицательных бактерий, в связи с чем существуют разные AHL-синтазы, кодируемые генами *luxI* [Engebrecht, Silverman, 1984], *ainS* [Gilson et al., 1995], *hdtS* [Laue et al., 2000] и *CepI* [Slinger et al., 2019].
2. **PQS.** Характерный для грамотрицательных псевдомонад 2-гептил-3-гидрокси-4(1H)-хинолон (*Pseudomonas quinolone signal*). Белки, участвующие в его синтезе, составляют группу генов *PqsABCDEH* [Lin et al., 2018]. Проникая в клетку, PQS связывается с транскрипционным фактором PqsR, в результате чего активируются гены вирулентности, необходимые, в частности, для образования биоплёнок [Lin et al., 2018].
3. **DSF.** Характерное для грамотрицательных бактерий семейство диффузионных сигнальных факторов (diffusible signal factors), представляющих собой цис-2-ненасыщенные жирные кислоты [He et al., 2023]. Механизм их действия контролируется кластером

генов *rpf* (regulation of pathogenicity factor). В синтезе DSF участвуют белки *rpfF* и *rpfB*. DSF воспринимается *rpfC*, который затем активирует *rpfG* [Feng et al., 2023]. Сигналы семейства DSF стали важными факторами регуляции вирулентности и образования биоплёнок у широкого спектра бактериальных патогенов [Deng et al., 2010]. DSF показали не только внутри- и межвидовую коммуникацию, но и междоменную, в частности с грибами, растениями и насекомыми [He et al., 2023; Ryan et al., 2015], однако влияние на фитопланктон на данный момент не продемонстрировано.

4. **AI-2.** Сигнал QS, характерный как для грамотрицательных, так и для грамположительных бактерий, представляет собой группу взаимопревращающихся фуранонов, полученных из дигидрокси-2,3-пентандиона (dihydroxy-2,3-pentanedione, DPD), который подвергается ряду спонтанных перестроек. В синтезе DPD участвует консервативный для многих бактерий luxS-фермент [Surette et al., 1999]. Описано два типа AI-2, получаемых из DPD, — борсодержащий S-2-метил-2,3,3,4-тетрагидрокситетрагидрофуран-борат (S-THMF-борат) и неборированный R-2-метил-2,3,3,4-тетрагидрокситетрагидрофуран (R-THMF). Эти соединения свойственны разным бактериям, распознаются разными рецепторами, но являются взаимопревращающимися, что позволяет им обеспечивать межвидовое взаимодействие бактерий. S-THMF-борат распознается LuxP (*Vibrio* spp.), а R-THMF — LsrB (*Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, *Bacillus anthracis* str. *ames* и *Sinorhizobium meliloti*), RbsB (*Aggregatibacter actinomycetemcomitans*) и dCAGE-доменом хеморецепторов PctA и TlpQ (*Pseudomonas aeruginosa*) [Rodrigues et al., 2023].
5. **AIP.** Характерные для грамположительных бактерий аутоиндуktörные пептиды (autoinducing peptides). Схема действия AIP сходна для разных видов: пептиды синтезируются при участии разнообразных AIP-синтаз, а после подвергаются посттрансляционной модификации и секреции через ABC-рецепторы с затратой АТФ. На поверхности клетки-реципиента они распознаются гистидинкиназой, которая активируется и запускает каскад реакций, что приводит к изменению экспрессии генов, участвующих в выработке факторов вирулентности [Verbeke et al., 2017].

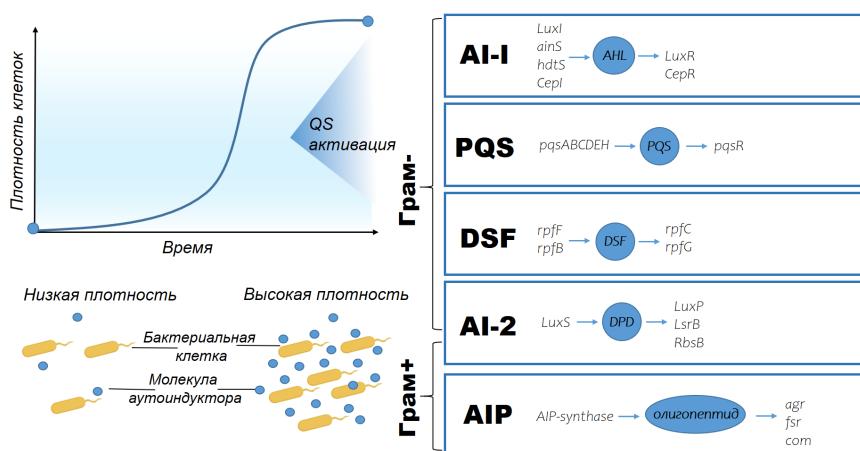


Рис. 1. Регуляция чувства кворума. Схематическое изображение активации чувства кворума (слева) и основные типы аутоиндуktörотов с ключевыми генами, участвующими в их синтезе и восприятии клетками (справа). Синим кружком обозначена молекула аутоиндуktörата. AI — аутоиндуktör; AHL — ацил-гомосерин-лактон; PQS — хинолоновый сигнал псевдомонад; DSF — диффузионные сигнальные факторы; DPD — дигидрокси-2,3-пентандион; AIP — аутоиндуktörный пептид

Fig. 1. Quorum sensing regulation. Schematic representation of quorum sensing activation (left) and the main types of autoinducers with key genes involved in their synthesis and perception by cells (right). The autoinducer molecule is represented by a blue circle. AI, autoinducer; AHL, acyl homoserine lactone; PQS, *Pseudomonas* quinolone signal; DSF, diffusible signal factors; DPD, dihydroxy-2,3-pentanedione; AIP, autoinducing peptide

Разнообразие молекул чувства кворума (quorum sensing molecules, QSM) обеспечивает не только внутривидовое взаимодействие, но и межвидовое. AI-2 участвуют в передаче сигнала между разными классами бактерий — между грамположительными и грамотрицательными. Более того, показано, что грамотрицательные бактерии могут регулировать метаболизм разными AI. Так, установлено, что эпифитоны *Trichodesmium* используют QS для усиления поглощения фосфатов с помощью щелочных фосфатаз, что регулируется AI-1; продукция AI-2 приводит к снижению поглощения фосфатов [Van Mooy et al., 2012].

Инфохимические вещества фитопланктона. Наиболее изученными сигнальными молекулами фитопланктона являются оксилипины — короткоцепочечные полиненасыщенные альдегиды (polyunsaturated aldehydes, PUA) и другие продукты распада оксигенированных жирных кислот (рис. 2). На данный момент среди PUA изучают декадиеналь, декатриеналь, октадиеналь, октатриеналь и гептадиеналь [Cutignano et al., 2006; Wighard et al., 2005]. Помимо диатомей, их способны производить гаптофитовые водоросли [Hansen et al., 2004] и хризофитовые [Rashash et al., 1995]. Продукция PUA возрастает при нарушении мембраны после поедания консументами, а также на стационарной фазе роста, при высокой плотности клеток. PUA являются защитой от консументов, регулируют состав бактериального сообщества в фикосфере микроводорослей и участвуют в их стрессовых реакциях — повышают адаптацию либо приводят к программируемой гибели клетки.

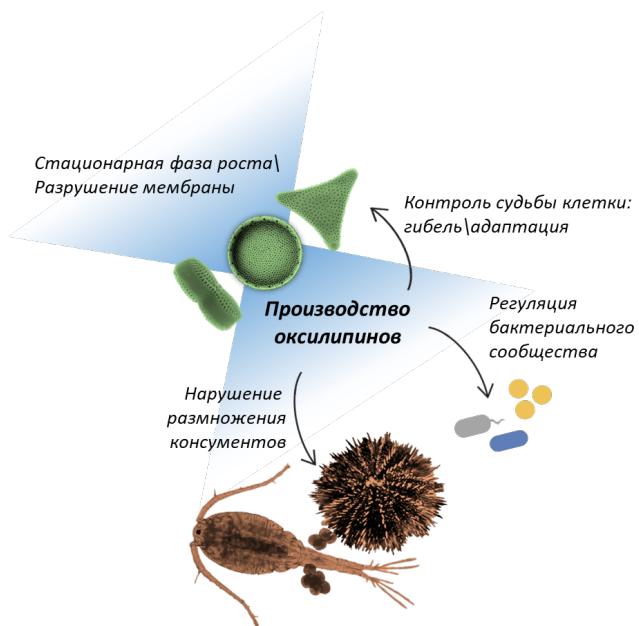


Рис. 2. Эффекты воздействия оксилипинов, производимых диатомовыми водорослями, на организмы, которые сосуществуют с ними в окружающей среде

Fig. 2. Effects of oxylipins produced by diatoms on co-existing organisms in the environment

Было выяснено, что при потреблении копеподами в пищу клеток диатомовых водорослей происходит повреждение клеточной и хлоропластной мембраны последних, в результате чего высвобождаются полиненасыщенные жирные кислоты. Окисление и расщепление жирных кислот (с помощью фосфолипаз и гликолипаз) обусловливало образование PUA [Cutignano et al., 2006; Pohnert, 2002], которое оказывало тератогенное действие на копепод [Caldwell et al., 2002; Ianora et al., 2004] и вызывало нарушение эмбрионального развития [Miralto et al., 1999]. Также было установлено, что PUA инициировали расщепление эмбрионов морского ежа, полихет и асцидий [Lettieri et al., 2015; Ruocco et al., 2019].

Оксилипины были открыты как защита фитопланктона от поедания консументами, но в ходе исследований выяснилось, что экологическая значимость этих веществ гораздо выше. Не только действуя как внутривидовой сигнал, но и оказывая влияние на разные виды фитопланктона, оксилипины участвуют в формировании структуры сообщества водоёмов.

Определено, что продуцирование PUA увеличивается с возрастом культуры и при дефиците нутриентов [Ribalet et al., 2007; Vidoquez, Pohnert, 2008]. Показано, что для продукции PUA обязательно не одно лишь механическое разрушение клеточной мембраны (как в случае поедания копеподами): на заключительных стадиях цветения *Skeletonema marinoi* продукция PUA коррелировала с численностью и скоростью лизиса клеток [Ribalet et al., 2014]. Выявлено, что PUA, продуцируемые клетками диатомей, могут влиять на деление других видов фитопланктона — гаптофитовых, хризофитовых и динофитовых водорослей [Pichierri et al., 2016; Ribalet et al., 2007]. Кроме того, PUA участвуют в контроле численности и метаболической активности окружающих клетку фитопланктона бактерий [Ribalet et al., 2008].

В стрессовых условиях зарегистрировано производство клетками фитопланктона альдегида (2E,4E/Z)-декадиенала (decadienal, DD) [Pohnert, 2002]. Воздействие высоких концентраций DD запускает внутриклеточный сигналинг с помощью оксида азота (NO), что приводит к программируемой гибели клеток [Vardi et al., 2006]. Но продемонстрирован и другой эффект: при низком содержании DD активируется каскад реакций, повышающих устойчивость диатомей к стрессовым условиям, в том числе к высоким концентрациям DD [Dolch et al., 2017; Vardi et al., 2006].

Взаимодействие между бактериями и фитопланктоном. Изучение механизмов взаимодействия между бактериями и фитопланктоном имеет практическую значимость: его результаты важны, например, для применения при очистке сточных вод и водоёмов от цветения [Wu et al., 2022]. Кроме того, исследователи ведут поиск веществ, ингибирующих QS, для эффективного лечения заболеваний, которые вызваны штаммами бактерий с множественной лекарственной устойчивостью [Pacheco et al., 2021; Ćirić et al., 2019].

Главным местом взаимодействия клеток микроводорослей и бактерий является фикосфера (рис. 3). Это пространство вокруг клетки фитопланктона, в котором концентрация питательных веществ и вторичных метаболитов выше, чем в окружающей среде [Seymour et al., 2017].

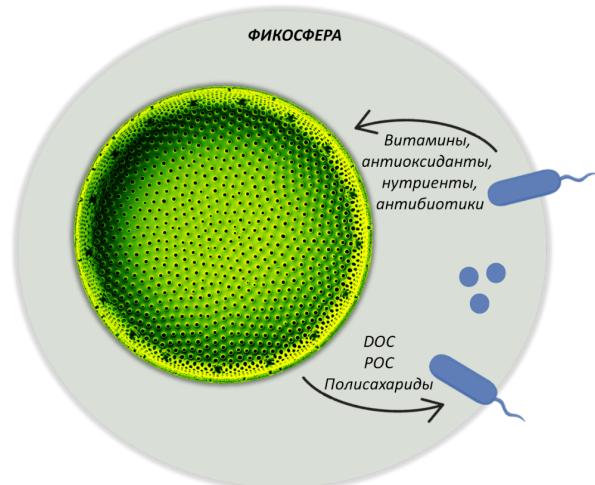


Рис. 3. Схема взаимодействия микроводорослей и бактерий в фикосфере (DOC — растворённый органический углерод; POC — твёрдый органический углерод)

Fig. 3. Scheme of interaction of microalgae and bacteria in the phycosphere (DOC, dissolved organic carbon; POC, particulate organic carbon)

Взаимодействия между бактериями и клетками водорослей могут быть самыми разными — от мутуализма до паразитизма [Amin et al., 2012]. В своём обзоре мы рассмотрим аспекты взаимодействий, связанных непосредственно с QS бактерий и с инфохимическими веществами фитопланктона.

Регуляция альгицидной активности бактерий. Идея о том, что взаимодействие бактерий и микроводорослей обусловлено QS, подтверждается тем, что при анализе метагеномных данных активно развивающейся популяции фитопланктона в водоёме были обнаружены бактериальные последовательности генов, которые участвуют в синтезе аутоиндукторов [Huang et al., 2018]. В таких условиях QS может быть направлено на защиту бактерии от антибактериальных соединений, продуцируемых активно делящимися клетками фитопланктона, а также на обеспечение поступления дополнительных питательных веществ, получаемых из мёртвых клеток водорослей. Кроме того, появление самих соединений, высвобождаемых при разложении клеток фитопланктона, может являться стимулом к запуску QS у бактерий. Известно, в частности, что клетки *Phaeobacter gallaeciensis* штамма BS107, сосуществующие с *Emiliania huxleyi*, в период экспоненциальной фазы роста кокколитофорид снабжают их фитогормоном ауксином (стимулятором роста), а также защищают от патогенов, вырабатывая антибиотики. В свою очередь, *E. huxleyi* вырабатывает диметилсульфониопропионат (dimethylsulfoniopropionate, DMSP), который бактерии используют как источник серы. В стационарной фазе роста, когда в среде оказываются продукты распада водорослей, например *n*-кумаровая кислота, метаболизм *P. gallaeciensis* изменяется в ответ на продукцию альгицидных веществ (в данном случае розеобактерицидов) [Seyedsayamdst et al., 2011]. Флавобактерия *Kordia algicida* также использует QS для контроля альгицидной активности. Так, клетки этого вида, достигая высокой численности, продуцировали альгицидную протеазу, влияющую на представителей родов *Skeletonema*, *Thalassiosira* и *Phaeodactylum* [Paul, Pohnert, 2011]. Однако в этой же работе было выявлено, что продуцируемый альгицид не влиял на *Chaetoceros didymus*. Дальнейшее исследование показало, что *C. didymus* высвобождает собственные протеазы, которые при обнаружении белков *K. algicida* могут служить средством химической защиты [Paul, Pohnert, 2013]. Механизм активации продукции альгицидного вещества с помощью QS описан на *Aeromonas* [Guo et al., 2016] и *Ponticoccus* [Chi et al., 2017], а также на *Bacillus subtilis* [Zhang et al., 2020].

Влияние молекул чувства кворума на клетки фитопланктона. Сами QSM бактерий могут быть стрессовым фактором для фитопланктона, поскольку они приводят к накоплению липидов и к незначительному снижению биомассы, как было показано у *Chlorophyta* sp. [Zhang et al., 2018]. Культивирование *Chlorella sorokiniana* с бактериальными QSM, в частности с AHL, обуславливает повышение биомассы водорослей, а также значительное увеличение содержания липидов и белков [Das et al., 2019]. Обнаружено, что морские изоляты *Roseobacter* производят AHL, а некоторые из них способны ингибировать деление диатомеи *Skeletonema costatum* [Ziesche et al., 2015]. Возможна спонтанная перегруппировка AHL с образованием тетрамоновых кислот (tetramic acids, TA) [Stock et al., 2019]. Показано высокое разнообразие образуемых TA, которые обладают антибактериальной, противогрибковой, противовирусной [Jiang et al., 2020] и альгицидной активностью. Отмечено, что продукт перегруппировки оксо-C12-AHL (TA12) подавляет деление и фотосинтез *Phaeodactylum tricornutum* [Stock et al., 2019]. Также на *Seminavis robusta* был установлен эффект TA14 (оксо-C14-HSL) [Stock et al., 2020]. Однако C14-HSL усиливает деление клеток *S. robusta*. Транскриптомный анализ продемонстрировал, что механизм влияния C14-HSL и оксо-C14-HSL заключается в активировании экспрессии генов, участвующих в передаче внутриклеточных сигналов, и в изменении экспрессии генов — регуляторов клеточного цикла у диатомей. Менялся также липидный обмен, в связи с чем исследователи предположили, что *S. robusta* может использовать AHL (C14-HSL) в качестве внешнего источника энергии [Stock et al., 2020].

Сильное токсичное воздействие на фитопланктон оказывают хинолоны. Показано, что пентилхинолон, выделенный из *Alteromonas* sp. KNS-16, подавлял развитие вызывающей токсичное цветение микроводоросли *Heterosigma akashiwo* [Cho, 2012]. Морские бактерии *Pseudoalteromonas piscicida* производят гептилхинолон, который токсичен для *E. huxleyi*.

в малой концентрации (1 мкМ) [Harvey et al., 2016]. Механизм его влияния на разные виды фитопланктона несколько различается. При воздействии на *E. huxleyi* гептилхинолон нарушил фотосинтез, ингибируя фотосистему II и цитохром b6f [Harvey et al., 2016]; также он ингибировал клеточный цикл и репарацию ДНК [Pollara et al., 2021]. У зелёной водоросли *Dunaliella tertiolecta* фотосинтез ингибировался за счёт инактивации фотосистемы II, а у диатомеи *P. tricornutum* соединение препятствовало транспорту электронов посредством блокирования комплекса цитохрома b6f [Dow et al., 2020]. Отмечен также положительный эффект гептилхинолона на *E. huxleyi* — выработка устойчивости к вирусной инфекции [Pollara et al., 2021].

Влияние фитопланктона на чувство кворума бактерий. Некоторые виды фитопланктона способны имитировать бактериальный сигнал, что приводит к подавлению QS (табл. 1). Этот механизм называется тушением чувства кворума (quorum quenching, QQ) [Sikdar, Elias, 2020].

Таблица 1. Система тушения чувства кворума у фитопланктона

Table 1. Quorum quenching system in phytoplankton

Продуцент	Соединение	Эффект на реципиента	Ссылка
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Не идентифицировано	Активация QS у <i>Sinorhizobium meliloti</i>	Teplitski et al., 2004
	Не идентифицировано, с лактонным кольцом	Действие на СерR-рецепторы QS у <i>Aeromonas veronii</i> — снижение биоплёнкообразования	Rajamani et al., 2011
	Люмихром	Активация QS у <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Rajamani et al., 2008
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	Розмариновая кислота	Ингибирование подвижности и образование биоплёнок у <i>Roseobacter</i>	Fei et al., 2020
<i>Anabaena</i> sp.	Ацилаза	Разрушение AHL	Romero et al., 2008
<i>Nitzschia cf. pellucida</i>	Галоксипероксидаза	Разрушение AHL	Syrpas et al., 2014

Клетки зелёной водоросли *Chlamydomonas reinhardtii* при длительном культивировании продуцируют ряд соединений, имитирующих AHL путём стимуляции рецепторов QS LasR или СерR. Воздействие такого имитатора (частично очищенного, с неидентифицированной химической природой) на клетки *S. meliloti* при их низкой численности изменяло протеом бактерии в сходной степени с изменением протеома под влиянием истинных AHL [Teplitski et al., 2004]. Использование фермента лактоназы ингибирует действие на СерR-рецепторы *Aeromonas veronii* миметика *C. reinhardtii*, что позволяет предположить, что имитирующее QS соединение, продуцируемое этим видом, имеет лактонное кольцо с амидной связью, как и бактериальные AHL [Rajamani et al., 2011]. В другом исследовании показано, что клетки *C. reinhardtii* продуцируют рибофлавин, который затем образует люмихром, способный стимулировать рецепторы LasR у *P. aeruginosa* [Rajamani et al., 2008].

Бактерии группы *Roseobacter* колонизируют фикосферу и являются симбионтами диатомеи *Asterionellopsis glacialis*. Последняя, в свою очередь, с помощью имитаторов QSM может запускать реакцию ингибирования подвижности бактерий и образования биоплёнок [Fei et al., 2020]. Розмариновая кислота, производимая *A. glacialis*, может способствовать колонизации бактериями фикосферы, нарушая их подвижность [Fei et al., 2020].

У нитчатых цианобактерий *Anabaena* sp. обнаружена AHL-ацилазная активность и гены, кодирующие ацилазу (гомологичные последовательности гена, кодирующего ацилазу, найдены также у *Nostoc punctiforme*, *Gloeobacter violaceus* и *Synechocystis* sp.). Вероятно, её продукция позволяет избегать вмешательства внешних сигналов в собственную сигнальную систему или даёт возможность влиять на другие организмы [Romero et al., 2008].

Диатомовая водоросль *Nitzschia* cf. *pellucida* способна разрушать AHL, производя галогенирование бромом оксо-AHL, которое приводит к гидролизу ацильной и лактонной части соединения [Sugras et al., 2014]. Предполагают, что данный механизм доступен многим диатомеям, но это требует дополнительного изучения. Биоинформационический поиск позволил выяснить, что в геноме у диатомеи *Fragilaropsis cylindrus* есть ген-кандидат, кодирующий галоксипероксидазу, которая может ингибировать QS бактерий посредством галогенирования ацильных цепей AHL [Amin et al., 2012]. Таким образом, диатомовые водоросли могут разрушать AHL, тем самым ингибируя не только альгицидные эффекты, но и изменения, обусловленные QS у бактерий.

Влияние оксилипинов фитопланктона на клетки бактерий. Показано, что состав бактериального сообщества в фикосфере зависит от стадии роста клеток водорослей и связан, возможно, с высвобождением вторичных метаболитов. Исследователи наблюдали различное воздействие оксилипинов на разные штаммы бактерий, изолированных во время активного развития популяции *S. marinoi*. Эти соединения могли как стимулировать, так и ингибировать деление [Ribalet et al., 2008]. Тем не менее в ряде работ зависимости между бактериальным разнообразием и производством PUA обнаружено не было [Eastabrook et al., 2020; Paul et al., 2012]. Вероятно, оксилипины являются не единственным, но всё же важным фактором во взаимодействии водорослей и бактерий. В недавней статье показано, что *Cyclotella cryptica* изменяет профиль PUA в зависимости от сокультивируемых бактерий [Hernanz-Torrijos et al., 2023].

Перспективы исследований. Химические взаимодействия между одноклеточными организмами изучают в основном *in vitro*, и это, несомненно, основа анализа природных явлений. Безусловно, такой подход позволяет обнаружить ряд веществ, ответственных за клеточный сигналинг, и ключевые принципы взаимодействия клеток. В лабораторных условиях мы можем моделировать определённые процессы для исследования клеточных реакций, изучать изменение экспрессии генов под влиянием различных инфохимических веществ, выделять новые соединения из клеток, анализировать генно-инженерными подходами влияние «включения» и «выключения» генов, участвующих в синтезе целевых соединений. Однако «в пробирке» невозможно смоделировать все экологические факторы, действующие на организм, и, соответственно, получить все возможные реакции клетки. Вопросов остаётся немало. Среди них, например, такие: как микробиом фикосферы водоросли влияет на её реакцию на изменения окружающей среды и какие концентрации инфохимических веществ достаточны, чтобы передавать сигналы в водной толще? Для понимания роли бактерий в механизмах развития популяции фитопланктона необходимо, чтобы наряду с междисциплинарными лабораторными исследованиями проводились комплексные исследования *in vivo* — метагеномные (для определения бактерий, ассоциированных с различными видами фитопланктона), метатранскриптомные (они позволяют понять клеточные реакции на изменение условий окружающей среды) и метаболомные (для обнаружения индуцированных сигнальных веществ).

Понимание процессов клеточных взаимодействий позволяет расширить фундаментальные знания о развитии популяции фитопланктона, которые при этом могут быть применены на практике. Во-первых, в биотехнологии важным является вопрос получения стабильно большой биомассы одноклеточных водорослей. Понимание механизмов регуляции численности откроет соответствующие возможности. Во-вторых, метаболиты фитопланктона — это источник биоактивных веществ, в частности для производства новых антибиотиков [Pradhan, Ki, 2022].

В свою очередь, вещества бактериального происхождения могут быть использованы для видоспецифического уничтожения водорослей при заастании водоёмов, что особенно актуально для избавления от токсического цветения водорослей [Sun et al., 2018].

Заключение. Молекулярное взаимодействие между одноклеточными организмами в водных экосистемах важно как для процессов конкуренции, так и для кооперации клеток внутри популяции. На сегодняшний день известно большое разнообразие продуцируемых клетками сигнальных молекул, которые обеспечивают не только внутри- и межвидовое взаимодействие, но и взаимодействие между про- и микроэукариотами. Quorum sensing (QS) бактерий позволяет им заселять фикосферу микроводорослей и влиять на их жизнедеятельность. Известно, что продуцирование альгицидных веществ является кворумависимым механизмом и может регулировать развитие популяции фитопланктона. Микроводоросли также способны регулировать развитие бактерий с помощью своих инфохимических веществ и вмешиваться в QS бактерий, разрушая или имитируя их аутоиндуекторы. До сих пор мало изучен вопрос о распространении тушения чувства кворума у разных видов фитопланктона. Также недостаточно проанализированы механизмы воздействия оксилипинов на микробное сообщество фикосферы. Множество открытых вопросов указывает на необходимость дальнейших исследований, ориентированных на определение принципов существования организмов в экосистеме и адаптации клеток к различным условиям, а также на поиск веществ для борьбы с патогенными бактериями и вредоносными цветениями фитопланктона.

Исследование выполнено в рамках государственного задания ЛИ СО РАН № 0279-2021-0008 (№ 121032300186-9).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Amin S. A., Parker M. S., Armbrust E. V. Interactions between diatoms and bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 2012, vol. 76, no. 3, pp. 667–684. <https://doi.org/10.1128/mmbr.00007-12>
2. Brodskii V. Y. The cell theory. Progress in studies on cell-cell communications. *Russian Journal of Developmental Biology*, 2009, vol. 40, iss. 5, pp. 255–263. <https://doi.org/10.1134/S1062360409050014>
3. Caldwell G. S., Olive P. J. W., Bentley M. G. Inhibition of embryonic development and fertilization in broadcast spawning marine invertebrates by water soluble diatom extracts and the diatom toxin 2-trans,4-trans decadienol. *Aquatic Toxicology*, 2002, vol. 60, iss. 1–2, pp. 123–137. [https://doi.org/10.1016/s0166-445x\(01\)00277-6](https://doi.org/10.1016/s0166-445x(01)00277-6)
4. Chi W., Zheng L., He C., Han B., Zheng M., Gao W., Sun C., Zhou G., Gao X. Quorum sensing of microalgae associated marine *Ponticoccus* sp. PD-2 and its algicidal function regulation. *AMB Express*, 2017, vol. 7, art. no. 59 (10 p.). <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0357-6>
5. Cho J. Y. Algicidal activity of marine *Alteromonas* sp. KNS-16 and isolation of active compounds. *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry*, 2012, vol. 76, iss. 8, pp. 1452–1458. <https://doi.org/10.1271/bbb.120102>
6. Cutignano A., d’Ippolito G., Romano G., Lamari N., Cimino G., Febbraio F., Nucci R., Fontana A. Chloroplastic glycolipids fuel aldehyde biosynthesis in the marine diatom *Thalassiosira rotula*. *Chem-BioChem*, 2006, vol. 7, iss. 3, pp. 450–456. <https://doi.org/10.1002/cbic.200500343>
7. Das S., Das S., Ghangrekar M. M. Quorum-sensing mediated signals: A promising multi-functional modulators for separately enhancing algal yield and power generation in microbial fuel cell. *Bioresource Technology*, 2019, vol. 294, art. no. 122138 (8 p.). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122138>
8. Deng Y., Wu J., Eberl L., Zhang L.-H. Structural and functional characterization of diffusible signal factor family quorum-sensing signals produced by members of the *Burkholderia cepacia* complex. *Applied and Environmental Microbiology*, 2010, vol. 76, no. 14, pp. 4675–4683. <https://doi.org/10.1128/aem.00480-10>
9. Dolch L. J., Lupette J., Tourcier G.,

- Bedhomme M., Collin S., Magneschi L., Conte M., Seddiki K., Richard C., Corre E., Fourage L., Laeuffer F., Richards R., Reith M., Rébeillé F., Jouhet J., McGinn P., Maréchal E. Nitric oxide mediates nitrite-sensing and acclimation and triggers a remodeling of lipids. *Plant Physiology*, 2017, vol. 175, iss. 3, pp. 1407–1423. <https://doi.org/10.1104/pp.17.01042>
10. Dow L., Stock F., Peltekis A., Szamosvári D., Prothiwa M., Lapointe A., Böttcher T., Bailleul B., Vyverman W., Kroth P. G., Lepetit B. The multifaceted inhibitory effects of an alkylquinolone on the diatom *Phaeodactylum tricornutum*. *Chem-BioChem*, 2020, vol. 21, iss. 8, pp. 1206–1216. <https://doi.org/10.1002/cbic.201900612>
11. Eastabrook C. L., Whitworth P., Robinson G., Caldwell G. S. Diatom-derived polyunsaturated aldehydes are unlikely to influence the microbiota composition of laboratory-cultured diatoms. *Life*, 2020, vol. 10, iss. 3, art. no. 29 (14 p.). <https://doi.org/10.3390/life10030029>
12. Eberhard A., Burlingame A. L., Eberhard C., Kenyon G. L., Nealon K. H., Oppenheimer N. J. Structural identification of autoinducer of *Photobacterium fischeri* luciferase. *Biochemistry*, 1981, vol. 20, iss. 9, pp. 2444–2449. <https://doi.org/10.1021/bi00512a013>
13. Engebrecht J., Silverman M. Identification of genes and gene products necessary for bacterial bioluminescence. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1984, vol. 81, no. 13, pp. 4154–4158. <https://doi.org/10.1073/pnas.81.13.4154>
14. Fei C., Ochsenkühn M. A., Shibl A. A., Isaac A., Wang C., Amin S. A. Quorum sensing regulates ‘swim-or-stick’ lifestyle in the phycosphere. *Environmental Microbiology*, 2020, vol. 22, iss. 11, pp. 4761–4778. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.15228>
15. Feng Y.-M., Long Z.-Q., Xiang H.-M., Ran J.-N., Zhou X., Yang S. Research on diffusible signal factor-mediated quorum sensing in *Xanthomonas*: A mini-review. *Molecules*, 2023, vol. 28, iss. 2, art. no. 876 (12 p.). <https://doi.org/10.3390/molecules28020876>
16. Field C. B., Behrenfeld M. J., Randerson J. T., Falkowski P. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 1998, vol. 281, iss. 5374, pp. 237–240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
17. Fuqua W. C., Winans S. C., Greenberg E. P. Quorum sensing in bacteria: The LuxR-LuxI family of cell density-responsive transcriptional regulators. *Journal of Bacteriology*, 1994, vol. 176, no. 2, pp. 269–275. <https://doi.org/10.1128/jb.176.2.269-275.1994>
18. Gilson L., Kuo A., Dunlap P. V. AinS and a new family of autoinducer synthesis proteins. *Journal of Bacteriology*, 1995, vol. 177, no. 23, pp. 6946–6951. <https://doi.org/10.1128/jb.177.23.6946-6951.1995>
19. Guo X., Liu X., Wu L., Pan J., Yang H. The algicidal activity of *Aeromonas* sp. strain GLY-2107 against bloom-forming *Microcystis aeruginosa* is regulated by *N*-acyl homoserine lactone-mediated quorum sensing. *Environmental Microbiology*, 2016, vol. 18, pp. 3867–3883. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13346>
20. Hansen E., Ernstsén A., Eilertsen H. C. Isolation and characterization of a cytotoxic polyunsaturated aldehyde from the marine phytoplankton *Phaeocystis pouchetii* (Hariot) Lagerheim. *Toxicology*, 2004, vol. 199, iss. 2–3, pp. 207–217. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2004.02.026>
21. Harvey E. L., Deering R. W., Rowley D. C., El Gamal A., Schorn M., Moore B. S., Johnson M. D., Mincer T. J., Whalen K. E. A bacterial quorum-sensing precursor induces mortality in the marine coccolithophore, *Emiliania huxleyi*. *Frontiers in Microbiology*, 2016, vol. 7, art. no. 59 (12 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00059>
22. He Y.-W., Deng Y., Miao Y., Chatterjee S., Tran T. M., Tian J., Lindow S. DSF-family quorum sensing signal-mediated intraspecies, interspecies, and inter-kingdom communication. *Trends in Microbiology*, 2023, vol. 31, iss. 1, pp. 36–50. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2022.07.006>
23. Hernanz-Torrijos M., Ortega M. J., Úbeda B., Bartual A. Polyunsaturated aldehydes profile in the diatom *Cyclotella cryptica* is sensitive to changes in its phycosphere bacterial assemblages. *Marine Drugs*, 2023, vol. 21, iss. 11, art. no. 571 (21 p.). <https://doi.org/10.3390/md21110571>
24. Huang X., Zhu J., Cai Z., Lao Y., Jin H., Yu K., Zhang B., Zhou J. Profiles of quorum sensing (QS)-related sequences in phycospheric microorganisms during a marine dinoflagellate bloom, as determined by a metagenomic approach. *Microbiological Research*, 2018, vol. 217, pp. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2018.08.015>

25. Ianora A., Miraldo A., Poulet S. A., Carotenuto Y., Buttino I., Romano G., Casotti R., Pohnert G., Wichard T., Colucci-D'Amato L., Terrazzano G., Smetacek V. Aldehyde suppression of copepod recruitment in blooms of a ubiquitous planktonic diatom. *Nature*, 2004, vol. 429, pp. 403–407. <https://doi.org/10.1038/nature02526>
26. Jiang M., Chen S., Li J., Liu L. The biological and chemical diversity of tetramic acid compounds from marine-derived microorganisms. *Marine Drugs*, 2020, vol. 18, iss. 2, art. no. 114 (43 p.). <https://doi.org/10.3390/md18020114>
27. Kempner E. S., Hanson F. E. Aspects of light production by *Photobacterium fischeri*. *Journal of Bacteriology*, 1968, vol. 95, no. 3, pp. 975–979. <https://doi.org/10.1128/jb.95.3.975-979.1968>
28. Laue B. E., Jiang Y., Chhabra S. R., Jacob S., Stewart G. S. A. B., Hardman A., Downie J. A., O'Gara F., Williams P. The biocontrol strain *Pseudomonas fluorescens* F113 produces the *Rhizobium* small bacteriocin, *N*-(3-hydroxy-7-*cis*-tetradecenoyl)homoserine lactone, via HdtS, a putative novel *N*-acylhomoserine lactone synthase. *Microbiology*, 2000, vol. 146, iss. 10, pp. 2469–2480. <https://doi.org/10.1099/00221287-146-10-2469>
29. Lettieri A., Esposito R., Ianora A., Spagnuolo A. *Ciona intestinalis* as a marine model system to study some key developmental genes targeted by the diatom-derived aldehyde decadienal. *Marine Drugs*, 2015, vol. 13, iss. 3, pp. 1451–1465. <https://doi.org/10.3390/md13031451>
30. Lin J., Cheng J., Wang Y., Shen X. The *Pseudomonas* quinolone signal (PQS): Not just for quorum sensing anymore. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 2018, vol. 8, art. no. 230 (9 p.). <https://doi.org/10.3389/fcimb.2018.00230>
31. Miraldo A., Barone G., Romano G., Poulet S. A., Ianora A., Russo G. L., Buttino I., Mazzarella G., Laabir M., Cabrini M., Giacobbe M. G. The insidious effect of diatoms on copepod reproduction. *Nature*, 1999, vol. 402, pp. 173–176. <https://doi.org/10.1038/46023>
32. Nealon K. H., Platt T., Hastings J. W. Cellular control of the synthesis and activity of the bacterial luminescent system. *Journal of Bacteriology*, 1970, vol. 104, no. 1, pp. 313–322. <https://doi.org/10.1128/jb.104.1.313-322.1970>
33. Pacheco T., Gomes A. E. I., Siqueira N. M. G., Assoni L., Darrieux M., Venter H., Fer- raz L. F. C. SdiA, a quorum-sensing regulator, suppresses fimbriae expression, biofilm formation, and quorum-sensing signaling molecules production in *Klebsiella pneumoniae*. *Frontiers in Microbiology*, 2021, vol. 12, art. no. 597735 (15 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.597735>
34. Papenfort K., Bassler B. L. Quorum sensing signal-response systems in gram-negative bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 2016, vol. 14, pp. 576–588. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.89>
35. Paul C., Pohnert G. Induction of protease release of the resistant diatom *Chaetoceros didymus* in response to lytic enzymes from an algicidal bacterium. *PLoS One*, 2013, vol. 8, iss. 3, art. no. e57577 (7 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057577>
36. Paul C., Pohnert G. Interactions of the algicidal bacterium *Kordia algicida* with diatoms: Regulated protease excretion for specific algal lysis. *PLoS One*, 2011, vol. 6, iss. 6, art. no. e21032 (8 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021032>
37. Paul C., Reunamo A., Lindehoff E., Bergkvist J., Mausz M. A., Larsson H., Richter H., Wängberg S.-Å., Leskinen P., Bämstedt U., Pohnert G. Diatom derived polyunsaturated aldehydes do not structure the planktonic microbial community in a mesocosm study. *Marine Drugs*, 2012, vol. 10, iss. 4, pp. 775–792. <https://doi.org/10.3390/md10040775>
38. Pichieri S., Pezzolesi L., Vanucci S., Totti C., Pistocchi R. Inhibitory effect of polyunsaturated aldehydes (PUAs) on the growth of the toxic benthic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*. *Aquatic Toxicology*, 2016, vol. 179, pp. 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.08.018>
39. Pohnert G. Phospholipase A₂ activity triggers the wound-activated chemical defense in the diatom *Thalassiosira rotula*. *Plant Physiology*, 2002, vol. 129, iss. 1, pp. 103–111. <https://doi.org/10.1104/pp.010974>
40. Pohnert G., Steinke M., Tollrian R. Chemical cues, defense metabolites and the shaping of pelagic interspecific interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 2007, vol. 22, iss. 4, pp. 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.01.005>
41. Pollara S. B., Becker J. W., Nunn B. L., Boiteau R., Repeta D., Mudge M. C., Downing G., Chase D., Harvey E. L., Whalen K. E. Bacterial quorum-sensing signal arrests phytoplankton cell division

- and impacts virus-induced mortality. *mSphere*, 2021, vol. 6, no. 3, art. no. e00009-21 (17 p.). <https://doi.org/10.1128/mSphere.00009-21>
42. Pradhan B., Ki J.-S. Phytoplankton toxins and their potential therapeutic applications: A journey toward the quest for potent pharmaceuticals. *Marine Drugs*, 2022, vol. 20, iss. 4, art. no. 271 (24 p.). <https://doi.org/10.3390/md20040271>
 43. Preda V. G., Săndulescu O. Communication is the key: Biofilms, quorum sensing, formation and prevention. *Discoveries*, 2019, vol. 7, no. 3, art. no. e100 (11 p.). <https://doi.org/10.15190/d.2019.13>
 44. Rajamani S., Bauer W. D., Robinson J. B., Farrow III J. M., Pesci E. C., Teplitski M., Gao M., Sayre R. T., Phillips D. A. The vitamin riboflavin and its derivative lumichrome activate the LasR bacterial quorum-sensing receptor. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 2008, vol. 21, no. 9, pp. 1184–1192. <https://doi.org/10.1094/mpmi-21-9-1184>
 45. Rajamani S., Teplitski M., Kumar A., Krediet C. J., Sayre R. T., Bauer W. D. N-acyl homoserine lactone, AiiA, inactivation of quorum-sensing agonists produced by *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyta) and characterization of *aaiA* transgenic algae. *Journal of Phycology*, 2011, vol. 47, iss. 5, pp. 1219–1227. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2011.01049.x>
 46. Rashash D. M. C., Dietrich A. M., Hoehn R. C., Parker B. C. The influence of growth conditions on odor-compound production by two chrysophytes and two cyanobacteria. *Water Science and Technology*, 1995, vol. 31, iss. 11, pp. 165–172. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00472-Y](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00472-Y)
 47. Ribalet F., Bastianini M., Vidoudez C., Acri F., Berges J., Ianora A., Miraldo A., Pohnert G., Romano G., Wichard T., Casotti R. Phytoplankton cell lysis associated with polyunsaturated aldehyde release in the northern Adriatic Sea. *PLoS One*, 2014, vol. 9, iss. 1, art. no. e85947 (10 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085947>
 48. Ribalet F., Berges J. A., Ianora A., Casotti R. Growth inhibition of cultured marine phytoplankton by toxic algal-derived polyunsaturated aldehydes. *Aquatic Toxicology*, 2007, vol. 85, iss. 3, pp. 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.09.006>
 49. Ribalet F., Intertaglia L., Lebaron P., Casotti R. Differential effect of three polyunsaturated aldehydes on marine bacterial isolates. *Aquatic Toxicology*, 2008, vol. 86, iss. 2, pp. 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.11.005>
 50. Ribalet F., Wichard T., Pohnert G., Ianora A., Miraldo A., Casotti R. Age and nutrient limitation enhance polyunsaturated aldehyde production in marine diatoms. *Phytochemistry*, 2007, vol. 68, iss. 15, pp. 2059–2067. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2007.05.012>
 51. Rodrigues M. V., Kis P., Xavier K. B., Ventura M. R. Synthesis and potential of Autoinducer-2 and analogs to manipulate inter-species quorum sensing. *Israel Journal of Chemistry*, 2023, vol. 63, iss. 5–6, art. no. e202200091 (28 p.). <https://doi.org/10.1002/ijch.202200091>
 52. Romero M., Diggle S. P., Heeb S., Câmara M., Otero A. Quorum quenching activity in *Anabaena* sp. PCC 7120: Identification of AiiC, a novel AHL-acylase. *FEMS Microbiology Letters*, 2008, vol. 280, iss. 1, pp. 73–80. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2007.01046.x>
 53. Ruocco N., Annunziata C., Ianora A., Libralato G., Manfra L., Costantini S., Costantini M. Toxicity of diatom-derived polyunsaturated aldehyde mixtures on sea urchin *Paracentrotus lividus* development. *Scientific Reports*, 2019, vol. 9, art. no. 517 (9 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37546-y>
 54. Ryan R. P., An S.-q., Allan J. H., McCarthy Y., Dow J. M. The DSF family of cell-cell signals: An expanding class of bacterial virulence regulators. *PLoS Pathogens*, 2015, vol. 11, iss. 7, art. no. e1004986 (14 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1004986>
 55. Seyedsayamdst M. R., Case R. J., Kolter R., Clardy J. The Jekyll-and-Hyde chemistry of *Phaeobacter gallaeciensis*. *Nature Chemistry*, 2011, vol. 3, pp. 331–335. <https://doi.org/10.1038/nchem.1002>
 56. Seymour J. R., Amin S. A., Raina J.-B., Stocker R. Zooming in on the phycosphere: The ecological interface for phytoplankton–bacteria relationships. *Nature Microbiology*, 2017, vol. 2, art. no. 17065 (12 p.). <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.65>
 57. Sikdar R., Elias M. Quorum quenching enzymes and their effects on virulence, biofilm, and microbiomes: A review of recent

- advances. *Expert Review of Anti-infective Therapy*, 2020, vol. 18, iss. 12, pp. 1221–1233. <https://doi.org/10.1080/14787210.2020.1794815>
58. Slinger B. L., Deay J. J., Chandler J. R., Blackwell H. E. Potent modulation of the CepR quorum sensing receptor and virulence in a *Burkholderia cepacia* complex member using non-native lactone ligands. *Scientific Reports*, 2019, vol. 9, art. no. 13449 (12 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49693-x>
59. Stock F., Bilcke G., De Decker S., Osuna-Cruz C. M., Van den Berge K., Vancaester E., De Veylder L., Vandepoele K., Mangelinckx S., Vyverman W. Distinctive growth and transcriptional changes of the diatom *Seminavis robusta* in response to quorum sensing related compounds. *Frontiers in Microbiology*, 2020, vol. 11, art. no. 1240 (14 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01240>
60. Stock F., Syrpas M., Graff van Creveld S., Backx S., Blommaert L., Dow L., Stock W., Ruysbergh E., Lepetit B., Bailleul B., Sabbe K., De Kimpe N., Willems A., Kroth P. G., Vardi A., Vyverman W., Mangelinckx S. N-acyl homoserine lactone derived tetramic acids impair photosynthesis in *Phaeodactylum tricornutum*. *ACS Chemical Biology*, 2019, vol. 14, iss. 2, pp. 198–203. <https://doi.org/10.1021/acscchembio.8b01101>
61. Sun R., Sun P., Zhang J., Esquivel-Elizondo S., Wu Y. Microorganisms-based methods for harmful algal blooms control: A review. *Bioresource Technology*, 2018, vol. 248, pt B, pp. 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.175>
62. Surette M. G., Miller M. B., Bassler B. L. Quorum sensing in *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, and *Vibrio harveyi*: A new family of genes responsible for autoinducer production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1999, vol. 96, no. 4, pp. 1639–1644. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1639>
63. Syrpas M., Ruysbergh E., Blommaert L., Vanelslander B., Sabbe K., Vyverman W., De Kimpe N., Mangelinckx S. Haloperoxidase mediated quorum quenching by *Nitzschia cf. pellucida*: Study of the metabolism of N-acyl homoserine lactones by a benthic diatom. *Marine Drugs*, 2014, vol. 12, iss. 1, pp. 352–367. <https://doi.org/10.3390/MD12010352>
64. Teplitski M., Chen H., Rajamani S., Gao M., Merighi M., Sayre R. T., Robinson J. B., Rolfe B. G., Bauer W. D. *Chlamydomonas reinhardtii* secretes compounds that mimic bacterial signals and interfere with quorum sensing regulation in bacteria. *Plant Physiology*, 2004, vol. 134, iss. 1, pp. 137–146. <https://doi.org/10.1104/pp.103.029918>
65. Van Mooy B. A. S., Hmelo L. R., Sofen L. E., Campagna S. R., May A. L., Dyhrman S. T., Heithoff A., Webb E. A., Momper L., Miner T. J. Quorum sensing control of phosphorus acquisition in *Trichodesmium* consortia. *The ISME Journal*, 2012, vol. 6, iss. 2, pp. 422–429. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.115>
66. Vardi A., Formiggini F., Casotti R., De Martino A., Ribalet F., Miralto A., Bowler C. A stress surveillance system based on calcium and nitric oxide in marine diatoms. *PLoS Biology*, 2006, vol. 4, iss. 3, art. no. e60 (9 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040060>
67. Verbeke F., De Craemer S., Debuinne N., Janssens Y., Wynendaele E., Van de Wiele C., De Spiegeleer B. Peptides as quorum sensing molecules: Measurement techniques and obtained levels *in vitro* and *in vivo*. *Frontiers in Neuroscience*, 2017, vol. 11, art. no. 183 (18 p.). <https://doi.org/10.3389/fnins.2017.00183>
68. Vidoudez C., Pohnert G. Growth phase-specific release of polyunsaturated aldehydes by the diatom *Skeletonema marinoi*. *Journal of Plankton Research*, 2008, vol. 30, iss. 11, pp. 1305–1313. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbn085>
69. Wichard T., Poulet S. A., Halsband-Lenk C., Albaina A., Harris R., Liu D., Pohnert G. Survey of the chemical defense potential of diatoms: Screening of fifty species for α,β,γ,δ-unsaturated aldehydes. *Journal of Chemical Ecology*, 2005, vol. 31, iss. 4, pp. 949–958. <https://doi.org/10.1007/s10886-005-3615-z>
70. Wu X., Kong L., Pan J., Feng Y., Liu S. Metagenomic approaches to explore the quorum sensing-mediated interactions between algae and bacteria in sequence membrane photo-bioreactors. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 2022, vol. 10, art. no. 851376 (11 p.). <https://doi.org/10.3389/fbioe.2022.851376>
71. Zhang C., Li Q., Fu L., Zhou D., Crittenden J. C. Quorum sensing molecules in activated sludge could trigger microalgae lipid synthesis. *Bioresource Technology*, 2018, vol. 263, pp. 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.045>

72. Zhang S.-J., Du X.-P., Zhu J.-M., Meng C.-X., Zhou J., Zuo P. The complete genome sequence of the algicidal bacterium *Bacillus subtilis* strain JA and the use of quorum sensing to evaluate its antialgal ability. *Biotechnology Reports*, 2020, vol. 25, art. no. e00421 (7 p.). <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00421>
73. Ziesche L., Bruns H., Dogs M., Wolter L., Mann F., Wagner-Döbler I., Brinkhoff T., Schulz S. Homoserine lactones, methyl oligohydroxybutyrates, and other extracellular metabolites of macroalgae-associated bacte-
ria of the *Roseobacter* clade: Identification and functions. *ChemBioChem*, 2015, vol. 16, iss. 14, pp. 2094–2107. <https://doi.org/10.1002/cbic.201500189>
74. Ćirić A. D., Petrović J. D., Glamočlija J. M., Smiljković M. S., Nikolić M. M., Stojković D. S., Soković M. D. Natural products as biofilm formation antagonists and regulators of quorum sensing functions: A comprehensive review update and future trends. *South African Journal of Botany*, 2019, vol. 120, pp. 65–80. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2018.09.010>

THE ROLE OF QUORUM SENSING AND INFOCHEMICALS IN THE INTERACTION BETWEEN PRO- AND MICROEUKARYOTES IN AQUATIC ECOSYSTEMS

E. Sudakova

Limnological Institute SB RAS, Irkutsk, Russian Federation

E-mail: bairamovaelvira@gmail.com

This review presents key insights into the molecular interactions of unicellular organisms. Bacteria are characterized by quorum sensing (QS): an ability to modulate gene expression by microorganisms depending on cell population density. This can, in particular, lead to changes in behavior and the activation of virulence factors. Phytoplankton possesses an analogous system: cells produce infochemicals that can either increase the resistance of recipients to stress factors or trigger programmed cell death in them. While bacterial quorum sensing molecules (QSMs) can activate/inhibit phytoplankton cell growth, the infochemicals produced by the latter can affect the composition of the microbial community and suppress consumer development. Moreover, phytoplankton cells can affect bacterial QS by disrupting the activity of signaling molecules or by imitating them.

Keywords: quorum sensing, autoinducers, phytoplankton, bacteria, infochemicals

UDC 597.31-153(262)

**TROPHIC INTERACTIONS
BETWEEN THE GIANT DEVIL RAY *MOBULA MOBULAR* AND SHARKS
IN SICILIAN WATERS (MEDITERRANEAN SEA)**

© 2025 F. Tiralongo^{1,2}, G. Torre², and A. De Maddalena³

¹Department of Biological, Geological, and Environmental Sciences, University of Catania, Catania, Italy

²Ente Fauna Marina Mediterranea, Avola, Italy

³Shark Museum, Simon's Town, Cape Town, South Africa

E-mail: francesco.tiralongo@unict.it

Received 24.02.2025; revised 24.02.2025;
accepted 12.08.2025.

We report two cases of trophic interactions between the giant devil ray and sharks in Sicilian waters, Mediterranean Sea. These include a shortfin mako filmed while feeding on a giant devil ray in the Messina Strait in May 2018, and a female giant devil ray stranded in Milazzo in January 2025 showing bite marks likely inflicted by a blue shark.

Keywords: devil fish, giant devil ray, *Mobula mobular*, shortfin mako shark, *Isurus oxyrinchus*, diet, predation, scavenging

The giant devil ray, or devil fish, *Mobula mobular* (Bonnaterre, 1788) belongs to the order Myliobatiformes and the family Mobulidae. Its lozenge-shaped disc is much broader than long, with wide and pointed pectoral fins. The tail is filamentous, with a small dorsal fin and a spine near its base. Prominent fleshy cephalic lobes extend forward on each side of the head [Last, Stevens, 2009]. The mouth is broad and subterminal, with 150–160 rows of minute teeth in each jaw. There are five pairs of gill slits located ventrally. Dorsal surface is brown to bluish-black with a blackish collar across the head; ventral surface is white [Ebert, Dando, 2021]. The giant devil ray is known to inhabit the eastern Atlantic and the Mediterranean Sea, but it may have a circumglobal distribution in temperate and tropical waters [FishBase, 2024]. It is pelagic, coastal, and oceanic, occurring at a depth range from 0 to 700 m [Canese et al., 2011; Weigmann, 2016]. The embryonic development of this species is aplacental viviparous, with a gestation period of up to 25 months and litter size of 1–2 young [Ebert, Dando, 2021]. Its disc width at birth is 90–160 cm, and the disc can attain a maximum size of 320 cm [Ebert, Dando, 2021]. It feeds on planktonic crustaceans and small schooling fishes, filtering water over its gill filter-plates [McEachran, Capapé, 1984].

In the present article, we report two cases of trophic interactions between giant devil rays and sharks in Sicilian waters, Italy, central Mediterranean Sea.

MATERIAL AND METHODS

In May 2018, a video documenting a juvenile shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* Rafinesque, 1809, swimming with a giant devil ray in its mouth, was filmed in the Messina Strait, Italy. The 1 min and 13 s video was filmed by Giuseppe Morabito from the felucca “Felicia II,” a traditional fishing boat used to catch swordfish. The shark can be seen holding the head of the giant

devil ray in its mouth while swimming calmly at the water surface. The giant devil ray is apparently dead: it is turned upside down, and has the apex of its right pectoral fin removed by an apparent bite of the shark (Fig. 1).



Fig. 1. Juvenile shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus* with a giant devil ray *Mobula mobular* in its mouth, observed in the Messina Strait, Italy, in May 2018. Photo from a video by Giuseppe Morabito

Рис. 1. Ювенильная особь акулы-мако *Isurus oxyrinchus* со средиземноморским рогачом *Mobula mobular* в пасти, зарегистрированная в Мессинском проливе (Италия) в мае 2018 г. Фотография из видео Джузеппе Морабито

On 3 January, 2025, a stranded female giant devil ray was found recently deceased on a beach in Milazzo, approximately 30 km west of the Messina Strait, Italy ($N38.23095^{\circ}$, $E15.24882^{\circ}$). The estimated width of the disc was 2.6 m. The ray was tied with a rope, probably by some fishermen. The right pectoral fin of the ray bore at least two shark bites. The injury had an overall length of about 30 cm (Figs 2–4). Pictures of the giant devil ray and a tissue sample were taken by the second author.



Fig. 2. Female giant devil ray *Mobula mobular* found dead on a beach in Milazzo, Italy, on 3 January, 2025. Photo by Giancarlo Torre

Рис. 2. Погибшая самка средиземноморского рогача *Mobula mobular*, обнаруженная на пляже в Милаццо (Италия) 3 января 2025 г. Фотография Джанкарло Торре



Fig. 3. Ventral view of the giant devil ray *Mobula mobular* found dead on a beach in Milazzo, Italy, on 3 January, 2025. The right pectoral fin of the ray bears at least two shark bites. Photo by Giancarlo Torre

Рис. 3. Погибший средиземноморский рогач *Mobula mobular*, обнаруженный на пляже в Милаццо (Италия) 3 января 2025 г. (вид снизу). На правом грудном плавнике заметны как минимум два укуса акулы. Фотография Джанкарло Торре



Fig. 4. Close-up of the shark bites on the giant devil ray *Mobula mobular* found dead on a beach in Milazzo, Italy, on 3 January, 2025. Photo by Giancarlo Torre

Рис. 4. Крупный план укусов акулы на средиземноморском рогаче *Mobula mobular*, найденном мёртвым на пляже в Милаццо (Италия) 3 января 2025 г. Фотография Джанкарло Торре

RESULTS AND DISCUSSION

Concerning the case of the shortfin mako observed carrying a giant devil ray in its mouth in the Messina Strait, it is unclear if it was a case of predation or scavenging. The shark may have caught and killed the ray, or it may have simply found the ray after it had been caught by fishermen and discarded at sea. It is also possible that the shark found the ray when it was hooked, still alive or already dead.

Concerning the case of the giant devil ray stranded in Milazzo, it seems reasonable to conclude that the ray was first caught on a longline hook or in a net. At that stage, a shark found the ray, still alive or more likely already dead, and bit off part of the ray's pectoral fin. Then, the fishermen found the ray and brought it on board the fishing vessel by tying a rope around its damaged pectoral fin. The fishermen may have brought the ray to the beach, or they may have thrown it back into the sea, at which point the waves would have washed it ashore.

Examination of the shark bites on the giant devil ray reveals that on the ventral surface, the cut is clean and sharp, while on the dorsal surface, it is more irregular, with some clean cuts but also tears and punctures. Therefore, teeth of the upper jaw of the shark must have been different from those of the lower jaw. The very clean cuts on the ventral surface suggest the upper teeth of a blue shark *Prionace glauca* (Linnaeus, 1758), and the more irregular ones on the dorsal surface could be compatible with the lower teeth of the same species. However, the identification of the shark species responsible cannot be confirmed.

Conclusions. To the best of our knowledge, the two cases reported in this article are the first ones reported in the scientific literature of trophic interactions between the giant devil ray and sharks. Moreover, while it is known that the shortfin mako can feed on rays [De Maddalena et al., 2005], the case recorded in the Messina Strait in May 2018 is the first observation of *Isurus oxyrinchus* feeding on a species of the family Mobulidae.

Acknowledgement. The authors wish to thank Eric Glenn Haenni for taking the time to edit the manuscript. Alessandro De Maddalena thanks Alessandra, Antonio, and Phoebe for their support and love.

REFERENCES

1. Canese S., Cardinali A., Romeo T., Giusti M., Salvati E., Angiolillo M., Greco S. Diving behavior of the giant devil ray in the Mediterranean Sea. *Endangered Species Research*, 2011, vol. 14, pp. 171–176. <https://doi.org/10.3354/esr00349>
2. De Maddalena A., Preti A., Smith R. *Mako Sharks*. Malabar : Krieger Publishing, 2005, 72 p.
3. Ebert D. A., Dando M. *Field Guide to Sharks, Rays & Chimaeras of Europe and the Mediterranean*. Princeton : Princeton University Press, 2021, 384 p. <https://doi.org/10.2307/j.ctv12sdwkk>
4. FishBase. World Wide Web electronic publication, version 07/2024 / R. Froese, D. Pauly (Eds) : [site], 2024. URL: <https://fishbase.org/> [accessed: 01.02.2025].
5. Last P. R., Stevens J. D. *Sharks and Rays of Australia*. 2nd edition. Collingwood : CSIRO, 2009, 644 p.
6. McEachran J. D., Capapé C. Mobulidae. In: *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Vol. 1 / P. J. P. Whitehead, M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen, E. Tortonese (Eds). Paris : UNESCO, 1984, pp. 210–211.
7. Weigmann S. Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. *Journal of Fish Biology*, 2016, vol. 88, iss. 3, pp. 837–1037. <https://doi.org/10.1111/jfb.12874>

ТРОФИЧЕСКИЕ ВЗАЙМОДЕЙСТВИЯ МЕЖДУ СРЕДИЗЕМНОМОРСКИМ РОГАЧОМ *MOBULA MOBULAR* И АКУЛАМИ В ВОДАХ СИЦИЛИИ (СРЕДИЗЕМНОЕ МОРЕ)

Ф. Тиралонго^{1,2}, Дж. Торре², А. Де Маддалена³

¹Катанийский университет, Катания, Италия

²Управление морской фауны Средиземноморья, Авала, Италия

³Музей акул, Саймонс-Таун, Кейптаун, Южная Африка

E-mail: francesco.tiralongo@unict.it

Сообщается о двух случаях трофических взаимодействий между средиземноморским рогачом и акулами в Средиземном море. Приведена фотография акулы-мако во время поедания ею средиземноморского рогача в Мессинском проливе в мае 2018 г. На теле самки средиземноморского рогача, выброшенной на берег в Милаццо в январе 2025 г., видны следы укусов, вероятно нанесённые синей акулой.

Ключевые слова: средиземноморская мобула, средиземноморский рогач, *Mobula mobular*, акула-мако, *Isurus oxyrinchus*, рацион, хищничество, питание падалью

УДК 594.124-19

**РАСПИРЕНИЕ АРЕАЛА НОВОГО ВСЕЛЕНЦА,
MYTILUS GALLOPROVINCIALIS (BIVALVIA: MYTILIDAE),
В КАСПИЙСКОМ МОРЕ**

© 2025 г. **М. В. Хлопкова, Р. М. Бархалов, Е. Н. Лобачев**

Прикаспийский институт биологических ресурсов

Дагестанского федерального исследовательского центра РАН, Махачкала, Российская Федерация

E-mail: hlopkovam@mail.ru

Поступила в редакцию 28.01.2025; после доработки 17.04.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

В статье сообщается об обнаружении нетипичного для нативной фауны дагестанского побережья Среднего Каспия вида — двустворчатого моллюска, идентифицированного на основе конхиологических признаков как *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). На дагестанском побережье Среднего Каспия единичные живые особи нового инвазивного вида зарегистрированы осенью 2024 г. вблизи устья реки Самур и в районе Карамана-7, а также зимой 2025 г. в районе пляжа Дагестанские Огни. В марте 2025 г. обнаружено 29 раковин мидий в штормовых выбросах на побережье, вблизи границы Дагестана и Азербайджана. Вероятнее всего, вселенец проник в Каспийское море из Азово-Черноморского бассейна через Волго-Донской канал с балластными водами. Необходим дальнейший мониторинг инвазий новых моллюсков на дагестанском побережье российского сектора Каспийского моря.

Ключевые слова: инвазивный вид, мидия, дагестанское побережье, российский сектор Каспийского моря

В фауне Каспийского моря в настоящее время зарегистрировано 34 вида двустворчатых моллюсков [Определитель рыб и беспозвоночных, 2013; Wesseling et al., 2019].

Адаптация и натурализация инвазивных гидробионтов часто происходят на фоне дестабилизации популяций местной фауны. Именно поэтому прогнозирование последствий проникновения нежелательных вселенцев является для исследователей Каспийского моря на данный момент одной из актуальных задач.

В последние десятилетия в дагестанском районе Каспийского моря значительно интенсифицировались грузоперевозки из Азово-Черноморского бассейна по Волго-Донскому каналу в Махачкалинский торговый порт [Россия вплотную занялась, 2025]. Активная эксплуатация северного инвазионного коридора способствовала увеличению притока вселенцев в бассейн Каспийского моря. Так, только за короткий промежуток времени (2013–2024 гг.) в бассейн дагестанского района Прикаспия проникли и успешно в нём акклиматизировались представители фитопланктона [динофитовые водоросли *Ceratium tripos* var. *balticum*], двустворчатые моллюски [*Corbicula fluminalis* (O. F. Müller, 1774) и *C. fluminea* (O. F. Müller, 1774)], ракообразные [японская креветка *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849)], североамериканская полихета рода *Marenzelleria* (Mesnil, 1896) и рыбы [амурский чебачок *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846) и корейская востробрюшка *Hemiculter leucisculus* (Basilewsky, 1855)] [Хлопкова и др., 2023].

Быстрое освоение новых водоёмов видом *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) — типичный пример расселения моллюсков при случайной антропогенной инвазии в разные районы Мирового океана и образования ареала в Азии, Северной Америке, Южной Африке и Европе. До недавнего времени эта мидия обитала только в бассейнах Чёрного, Азовского и Японского морей. С развитием морского и речного транспорта её ареал значительно расширился [Лугаенко, Колпаков, 2016; Минакова и др., 2024; Шамионова, 2023].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В сезонных гидробиологических съёмках (с сентября 2024 г. по март 2025 г.) при исследовании бентоса обнаружены крупные особи моллюсков, ранее не встречавшихся на дагестанском побережье Каспийского моря (рис. 1).

Рис. 1. Карта-схема первых находок *Mytilus galloprovincialis* в Каспийском море. Красными стрелками обозначены места обнаружения инвазивных мидий на дагестанском побережье Каспийского моря в сентябре — октябре 2024 г. и феврале — марте 2025 г. (данные авторов). Треугольниками обозначены локации обнаружения мидий в мае — августе 2023 г. [Минакова и др., 2024; Шамионова, 2023]

Fig. 1. Schematic map of the first findings of *Mytilus galloprovincialis* in the Caspian Sea. The red arrows indicate the spots where invasive mussels were registered on the Dagestan coast of the Caspian Sea in September–October 2024 and February–March 2025 (authors' data). The triangles indicate the spots where mussels were recorded in May–August 2023 [Minakova et al., 2024; Shamionova, 2023]



Камеральная обработка проведена по общепринятым методикам [Методы изучения, 1990]. Видовая идентификация моллюсков выполнена по основным конхиологическим признакам. Длина (L), высота (H) и выпуклость двух створок (D) измерены штангенциркулем с точностью до 0,1 мм. Рассчитаны коэффициенты удлинения (вытянутости) (H/L) и выпуклости (D/H), характеризующие форму раковины.

Индивидуальный возраст мидий оценивали по кольцам задержки роста (по ростовым меткам) на поверхности раковины и по соответствующим им тёмным концентрическим участкам, отчётливо видимым у тонкостворчатых митилид при просмотре створки на просвет, а также по отметкам на мускульных отпечатках — в соответствии с общеизвестными методиками [Золотарёв, 1989; Селин, Лысенко, 2006].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Обнаруженные нами в 2024 г. особи идентифицированы как *M. galloprovincialis*. Инвазивные моллюски отличаются (рис. 2) по общему габитусу раковины от митилид *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), вселившихся в Каспийское море ещё в 1920-х гг. Для мидии и митилястера характерно наличие тонкостенной (хрупкой) равносторчатой неравносторонней раковины с макушкой, расположенной терминально. Створки соединены в спинной части наружным лигаментом [Методы изучения, 1990; Митилиды Чёрного моря, 1990]. Сеголетки вышеназванных видов, имеющие размеры до 10 мм, слабо различимы.



Рис. 2. *Mytilus galloprovincialis* и *Mytilaster lineatus*, инвазивные виды дагестанского побережья Каспийского моря

Fig. 2. *Mytilus galloprovincialis* and *Mytilaster lineatus*, invasive species of the Dagestan coast of the Caspian Sea

Различия между этими двумя видами наблюдаются прежде всего при сравнении размеров раковин крупных особей. Так, длина раковин обнаруженных нами молодых мидий составляет 13–42 мм (взрослые особи вырастают до 100–140 мм). Между тем митилястер в Каспийском море вырастает только до 15–20 мм (в Чёрном море — до 25 мм) [Алигаджиев, Османов, 2023; Зевина, 1972; Митилиды Чёрного моря, 1990].

Раковина мидии имеет четырёхугольно-клиновидную форму, а митилястера — от клиновидной, треугольной до неправильно четырёхугольной [Митилиды Чёрного моря, 1990]. Раковина *M. galloprovincialis* более уплощённая, широкая ($H/L = 0,56\text{--}0,67$; $D/L = 0,46\text{--}0,58$). Раковина *M. lineatus*, в отличие от раковины мидии, сильно вытянутая ($H/L = 0,4\text{--}0,55$) и более выпуклая ($D/L = 0,97\text{--}1,0$).

Киль у мидии выражен слабо. У митилястера же килевой перегиб выражен хорошо (см. рис. 2); он отделяет широкое спинное поле от узкого брюшного (ровного или вогнутого). Периостракум у мидии чёрно-синий (у прибрежных особей) или буро-коричневый (у иловых); у митилястера — буро-лиловый. Перламутровый слой эндостракума у мидии тонкий, с синим отливом; иногда он не развит. У митилястера перламутровый слой более развитый, прочный, с сиренево-лиловым отливом.

Замочная площадка у *M. galloprovincialis* в значительной мере редуцирована и представлена несколькими мелкими зубовидными бугорками (до 7) под макушкой на брюшном крае. У *M. lineatus* же замочные зубчики расположены на спинном крае [Митилиды Чёрного моря, 1990].

В осенних съёмках первые единичные экземпляры нового вселенца зарегистрированы в двух пробах из разных участков прибрежья. В сентябре 2024 г. на побережье реки Самур, недалеко от границы с Азербайджаном, в пробе из биоценоза *Dreissena polymorpha andrusovi* (Pallas, 1771) обнаружена единственная особь мидии. Координаты точки находки — N41.5524°, E48.2905°. Солёность на участке — 7 %. Грунт в районе отбора проб представлен преимущественно заиленным

песком. Размеры раковины мидии были следующими: $L = 32$ мм; $H = 20$ мм; $D = 14$ мм. Возраст особи составлял около года. Другой экземпляр найден в октябре 2024 г. в районе Карамана-7 ($N43.0651^\circ$, $E47.2818^\circ$). Солёность на участке — 7 %. Параметры раковины моллюска: $L = 38$ мм; $H = 22$ мм; $D = 18$ мм. Возраст особи составлял два года. Цвет периостракума — буро-коричневый.

В феврале 2025 г. обнаружены 2 экз. на пляже в районе посёлка Дагестанские Огни. Размеры более крупной раковины мидии: $L = 37$ мм; $H = 21,5$ мм; $D = 15$ мм. Цвет периостракума — коричневый.

В весенних съёмках (март 2025 г.) недалеко от границы с Азербайджаном в штормовых выбросах раковин митилястера найдены 29 раковин мидий длиной от 24 до 40 мм, со свежим лигаментом (рис. 2).

Ранее, в весенне-летний период 2023 г., на азербайджанском побережье Каспийского моря этот инвазивный вид мидии уже был обнаружен [Шамионова, 2023]. В это же время новый вид был зарегистрирован на границе Северного и Среднего Каспия научными сотрудниками КаспНИРХ. Они подтвердили достоверность морфологической идентификации молекулярно-генетическими методами [Минакова и др., 2024].

M. galloprovincialis — обычный обитатель Чёрного моря; при солёности 13–22 % раковины этого моллюска характеризуются существенными годовыми приростами. Одной из причин небольших размеров найденных нами мидий может быть пониженная солёность в местах обнаружения — 7 % (значение на нижней границе их толерантного диапазона). При 13 % в Казахском заливе были зарегистрированы самые крупные особи в Каспийском море [Минакова и др., 2024].

Распространение черноморской мидии в Каспийском море будет определяться в первую очередь такими факторами, как диапазон солёности, характер грунта и конкуренция с обрастателями — и с автохтонными видами (дрейссена), и с ранее вселившимися (митилястер и балянус).

Так, акклиматизация митилястера в Каспии проходила в условиях жёсткой конкуренции с автохтонами рода *Dreissena* (в результате два вида — *D. caspia* и *D. elata* — были полностью вытеснены и вымерли). В местах пересечения их ареалов наблюдаются напряжённые биотические отношения, связанные с конкуренцией за пищу и субстрат. Ближе к берегу преобладает митилястер, а на глубине доминирует дрейссена [Алигаджиев, Османов, 2023]. Вероятнее всего, следует ожидать подобного сценария конкурентных отношений в первую очередь с митилястером (представителем того же семейства).

Митилястер не может распространяться к северу от Махачкалы (это зона илистых грунтов). Исследователи зарегистрировали этого моллюска на заиленных песках и отметили отсутствие его поселений на илах [Алигаджиев, Османов, 2023]. Черноморские мидии также обычно являются обрастателями жёстких грунтов, однако могут жить и на илистых грунтах, прикрепляясь к пустым раковинам отмерших моллюсков. Это даёт им некоторое преимущество в конкурентной борьбе.

Стремительной и успешной акклиматизации черноморских мидий в Каспийском море могут способствовать также высокая плодовитость и быстрое созревание при отсутствии естественных врагов. Плодовитость митилястера из Каспийского моря составляет 0,02–0,14 млн яиц в год. У мидии плодовитость выше — 0,2–10 млн яиц во время каждой кладки. Митилястер живёт 2–4 года. Мидии живут дольше, 6–9 лет, и половозрелыми становятся рано, уже через 6–8 месяцев (или при длине раковины 18–28 мм), при этом с возрастом они производят всё больше яиц [Биология культивируемых мидий, 1989; Золотарёв, 1989; Митилиды Чёрного моря, 1990].

В условиях изменения климата, а также из-за отсутствия естественных хищников (рапана, морские звёзды, скаты и треска) возможна успешная и быстрая акклиматизация мидии в освоенных ею новых биотопах Каспийского моря.

Между тем последствия инвазии нового вселенца могут быть и отрицательными. Моллюски-обрастатели прикрепляются биссусами к жесткому субстрату, образуя друзы. Быстрый рост биомассы обрастателей (наряду с таковой балянусов, митилястера и дрейссены) в Каспийском море может привести к поломкам гидрооборужений — объектов нефтедобывающей промышленности [Минакова и др., 2024; Шамионова, 2023].

Заключение. Отмечено расширение ареала *Mytilus galloprovincialis*, на что указывает смещение локаций находок этого нового вселенца. Обнаружение разновозрастных особей свидетельствует о начале формирования популяции. Натурализация этого инвазивного моллюска может привести к вытеснению эндемичных (представители *Didacna* и *Dreissena*) и ранее интродуцированных в Каспийское море (*Abra* и *Mytilaster*) видов в процессе конкуренции за среду обитания и питание, что обусловит упрощение структуры биоценозов и снижение их устойчивости к внешним факторам. Какими будут последствия (положительными, нейтральными или отрицательными), сможет показать только постоянный мониторинг инвазий новых моллюсков на дагестанском побережье российского сектора Каспийского моря.

Работа выполнена в рамках государственного задания Прикаспийского института биологических ресурсов ДФИЦ РАН «Современное состояние структуры популяций промысловых рыб и их кормовых объектов в условиях влияния азово-черноморских вселенцев на формирование экосистем в западной части Каспийского бассейна» (№ гос. регистрации 125020501448-8).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алигаджиев М. М., Османов М. М. Распределение и некоторые эколого-биологические характеристики *Mytilaster lineatus* Gmelin, 1789 Среднего Каспия // Вестник Дагестанского научного центра РАН. 2023. № 88. С. 6–11. [Aliгаджiev M. M., Osmanov M. M. Distribution and some ecological and biological characteristics of *Mytilaster lineatus* Gmelin, 1789 of the middle Caspian Sea. *Vestnik Dagestanskogo nauchnogo tsentra RAN*, 2023, no. 88, pp. 6–11. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qhuiin>
2. Биология культивируемых мидий / отв. ред. В. В. Мурина ; АН УССР, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1989. 100 с. [Biologiya kul'tiviruemых midii / V. V. Murina (Ed.) ; AN USSR, Institut biologii yuzhnykh morei imeni A. O. Kovalevskogo. Kyiv : Naukova dumka, 1989, 100 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/1398>
3. Зевина Г. Б. Обрастания в морях СССР / под ред. Г. М. Беляева. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1972. 214 с. [Zevina G. B. Obrastaniya v moryakh SSSR / G. M. Belyaev (Ed.). Moscow : Izd-vo Mosk. un-ta, 1972, 214 p. (in Russ.)]
4. Золотарёв В. Н. Склерохронология морских двустворчатых моллюсков / АН УССР, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1989. 112 с. [Zolotarev V. N. Sklerokhronologiya morskikh dvustvorchatykh mollyuskov / AN USSR, Institut biologii yuzhnykh morei imeni A. O. Kovalevskogo. Kyiv : Naukova dumka, 1989, 112 p. (in Russ.)]
5. Лутаенко К. А., Колпаков Е. В. Расширение ареала инвазивной мидии *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) в Японском море // Бюллетень Дальневосточного малакологического общества. 2016. Т. 20, № 1. С. 57–76. [Lutaenko K. A., Kolpakov E. V. The extension of the distributional range of an invasive mussel, *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) in the Sea of Japan. *Byulleten' Dal'nevostochnogo malakologicheskogo obshchestva*, 2016, vol. 20, no. 1, pp. 57–76. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/whgoyb>
6. Методы изучения двустворчатых моллюсков / под ред. Г. Л. Шкорбатова, Я. И. Старобогатова. Ленинград : Зоологический институт, 1990. 208 с. (Труды Зоологического института АН СССР ; т. 219). [Metody izucheniya dvustvorchatykh mollyuskov / G. L. Shkorbatov, Ya. I. Starobogatov (Eds). Leningrad :

- Zoologicheskii institut, 1990, 208 p. (Trudy Zoologicheskogo instituta AN SSSR ; vol. 219). (in Russ.)]
7. Минакова Е. В., Жаткина О. В., Кашин Р. Д., Михайлова А. В., Козлова Н. В., Тихонова Э. Ю. О вселении черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) в бассейн Каспийского моря // Известия ТИИРО. 2024. Т. 204, № 3. С. 602–608. [Minakova E. V., Zhatkina O. V., Kashin R. D., Mikhailova A. V., Kozlova N. V., Tikhonova E. Yu. On introduction of Black Sea mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) to the Caspian Sea basin. Izvestiya TINRO, 2024, vol. 204, no. 3, pp. 602–608. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2024-204-602-608>
 8. Митилиды Чёрного моря / отв. ред. В. Е. Заика ; АН УССР, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского. Киев : Наукова думка, 1990. 208 с. [*Mitilid Cherno 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>
 9. Определитель рыб и беспозвоночных Каспийского моря. Т. 1. Рыбы и моллюски / Н. Г. Богуцкая, П. В. Кияшко, А. М. Насека, М. И. Орлова ; Зоологический институт РАН. Санкт-Петербург ; Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2013. 543 с. [*Identification Keys for Fish and Invertebrates. Vol. 1. Fish and Molluscs* / N. G. Bogutskaya, P. V. Kijashko, A. M. Naseka, M. I. Orlova. Saint Petersburg ; Moscow : KMK Scientific Press Ltd., 2013, 543 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/uaeplj>
 10. Россия вплотную занялась транспортным коридором «Север – Юг» // Независимая газета : [сайт]. [Rossiya vplotnuyu zanyalas' transportnym koridorom "Sever – Yug". In: *Nezavisimaya gazeta* : [site]. (in Russ.)]. URL: https://www.ng.ru/economics/2024-11-11/1_9132_sanctions.html [accessed: 11.04.2025].
 11. Селин Н. И., Лысенко В. Н. Размерный и возрастной состав скоплений и рост *Mytilus trossulus* (Bivalvia: Mytilidae) в сублиторали Западной Камчатки // Биология моря. 2006. Т. 32, № 6. С. 421–427. [Selin N. I., Lysenko V. N. Size and age composition of populations and growth of *Mytilus trossulus* (Bivalvia: Mytilidae) in the subtidal area of Western Kamchatka. *Biologiya morya*, 2006, vol. 32, no. 6, pp. 421–427. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hzjksf>
 12. Хлопкова М. В., Бархалов Р. М., Гусейнов К. М., Гасанова А. Ш., Зурхаева У. Д. Инвазии новых морфотипов *Corbicula fluminalis* и *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) в бассейн дагестанского района Каспийского моря // Российский журнал биологических инвазий. 2023. Т. 16, № 1. С. 166–179. [Khlopkova M. V., Barkhalov R. M., Guseynov K. M., Gasanova A. Sh., Zurkhaeva U. D. Invasions of new morphotypes of *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) to the basin of the Dagestan region of the Caspian Sea. *Rossiiskii zhurnal biologicheskikh invazii*, 2023, vol. 16, no. 1, pp. 166–179. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.35885/1996-1499-16-1-166-179>
 13. Шамионова Н. Ш. Ожидаемые последствия вселения мидии *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia: Mytilida) в Каспийское море // Вестник науки и творчества. 2023. № 6 (88). С. 34–38. [Shamionova N. S. Ozhidaemye posledstviya vseleniya midii *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Bivalvia: Mytilida) v Kaspiiskoe more. *Vestnik nauki i tvorchestva*, 2023, no. 6 (88), pp. 34–38. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ebmokn>
 14. Wesselingh F. P., Neubauer T. A., Anistratenko V. V., Vinarski M. V., Yanina T., ter Poorten J. J., Kijashko P., Albrecht C., Anistratenko O. Yu., D'Hont A., Frolov P., Gándara A. M., Gittenberger A., Gogoladze A., Karpinsky M., Lattuada M., Popa L., Sands A. F., van de Velde S., Vandendorpe J., Wilke T. Mollusc species from the Pontocaspian region – an expert opinion list. *ZooKeys*, 2019, iss. 827, pp. 31–124. <https://doi.org/10.3897/zookeys.827.31365>

**EXPANSION OF THE RANGE OF A NEW INVASIVE SPECIES,
MYTILUS GALLOPROVINCIALIS (BIVALVIA: MYTILIDAE),
IN THE CASPIAN SEA**

M. Khlopkova, R. Barkhalov, and E. Lobachev

Precaspian Institute of Biological Resources of the Dagestan Federal Research Centre of RAS,
Makhachkala, Russian Federation
E-mail: hlopkovam@mail.ru

The article reports the finding of an invasive species: a bivalve, atypical for the native fauna of the Dagestan coast of the Middle Caspian. Based on conchiological features, this species was identified as *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). In the autumn of 2024, single living individuals of this new invasive species were recorded on the Dagestan coast of the Middle Caspian near the Samur River mouth and in the Karaman-7 area. In the winter of 2025, those were registered in the Dagestanskoe Ogni beach vicinity. In March 2025, 29 mussel shells were found in storm surges on the coast, near the border of Dagestan and Azerbaijan. Most likely, the invader entered the Caspian Sea from the Sea of Azov–Black Sea basin via the Volga–Don Canal with ballast waters. Further monitoring of invasions of new molluscs on the Dagestan coast of the Russian sector of the Caspian Sea is needed.

Keywords: invasive species, mussel, Dagestan coast, Russian sector of the Caspian Sea

УДК 582.261.1-152.644(262.54)

**АННОТИРОВАННЫЙ СПИСОК ДИАТОМОВЫХ ВОДОРОСЛЕЙ
ЭПИФИТОНА МАКРОФИТОВ
АКВАЛЬНО-СКАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА «МЫС КАЗАНТИП»
(КРЫМ, АЗОВСКОЕ МОРЕ)**

© 2025 г. А. Г. Широян, А. В. Бондаренко, Л. И. Рябушко

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

Поступила в редакцию 19.11.2024; после доработки 23.01.2025;
принята к публикации 12.08.2025.

Впервые представлены обобщённые оригинальные данные о видовом составе диатомовых водорослей в 129 пробах эпифитона 14 видов макрофитов из верхней сублиторали аквально-скального комплекса «Мыс Казантип» Азовского моря. Пробы отобраны в 2022–2023 гг. на глубинах 0,1–1,0 м при температуре от +3,7 до +29,0 °C и солёности воды от 13,6 до 15,6 г·л⁻¹. Анnotatedный список включает 98 видов и внутривидовых таксонов отдела Bacillariophyta из 3 классов, 21 порядка, 27 семейств и 45 родов; указаны их размеры, встречаемость, экологические и фитогеографические характеристики, численность и биомасса. Высокое видовое разнообразие диатомовых водорослей отмечено для класса Bacillariophyceae (72 таксона) и рода *Nitzschia* (12 видов), *Navicula* (11) и *Licmophora* (6). В эпифитоне зелёной водоросли *Ulva linza* обнаружен 61 вид, красной *Carradoriella denudata* — 45, бурой *Ericaria crinita* — 40, морской травы *Zostera marina* — 37, её ассоциации с *Zannichellia palustris* subsp. *major* — 35. Наименьшее число видов найдено в эпифитоне красной водоросли *Pyropia leucosticta* — 9. Обнаружен новый для Азовского моря бентосный вид *Berkeleya scopulorum*. В сообществах эпифитона преобладают бентосные (83 %), морские (51 %) и космополитные виды (35 %) диатомовых водорослей. Выявлено 30 колониальных видов, из них круглогодично присутствуют *Achnanthes brevipes*, *Berkeleya rutilans*, *Grammatophora marina*, *Melosira moniliformis*, *Navicula ramosissima*, *Rhoicosphenia marina* и *Tabularia tabulata*. По численности доминируют космополиты *Cocconeis scutellum*, *Gr. marina*, *Licmophora abbreviata*, *Rh. marina* и *T. tabulata*. Выявлено 11 видов, вызывающих «цветение» воды, и 45 видов — индикаторов сапротиности органического загрязнения вод.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, макрофиты, эпифитон, аквально-скальный комплекс «Мыс Казантип», Азовское море

Прибрежная зона мыса Казантип давно привлекала внимание альгологов как один из районов, минимально подверженных антропогенному влиянию и характеризующихся высоким уровнем биологического разнообразия. С середины XX в. и до настоящего времени здесь периодически проводят исследования водной макрофлоры и составляют и обновляют анnotatedные списки макроводорослей и водных цветковых растений, а также бентосных цианобактерий [Белич и др., 2019; Волков, 1940; Громов, 1999; Маслов, 2004; Садогурская, 2001; Садогурская и др., 2006], что является особенно актуальным, если учитывать природоохраный статус наземных территорий и прибрежных вод аквально-скального комплекса «Мыс Казантип» [Литвинюк, 2016].

С 2005 по 2010 г. проведены исследования видового состава и количественных характеристик микроводорослей бентоса из разных экотопов крымского прибрежья Азовского моря, включая акваторию мыса, а также заповедника «Казантипский» [Бондаренко, 2017; Бондаренко, Рябушко, 2010; Бондаренко и др., 2018; Ryabushko, Bondarenko, 2016]. В мелководном Азовском море особенно заметным является взаимодействие бентали и пелагиали, поэтому микроводоросли планктона и бентоса представляют собой единый эколого-флористический комплекс видов. На начальном этапе исследования для уточнения списка видов была проведена поисковая работа по литературным источникам (сводки, определители, справочники, периодические издания, авторефераты, альгобаза, а также собственные данные) по инвентаризации и ревизии таксономического состава микроводорослей планктона и бентоса Азовского моря в целом [Рябушко, Бондаренко, 2011]. В результате составлен чек-лист 1060 таксонов, входящих в состав 9 отделов, среди которых преобладает Bacillariophyta (538 таксонов). В планктоне отмечен 621 таксон, в бентосе — 370; общими для двух биотопов оказались 69. Из представленных данных видно отставание в изучении микрофитобентоса.

Известно, что основной по разнообразию и численности группой микрофитобентоса морей являются диатомовые водоросли, которые создают высокую первичную продукцию, вносят значительный вклад в формирование биоразнообразия донных сообществ и, наряду с другими бентосными организмами, реагируют на изменения условий окружающей среды (температура, солёность воды и её загрязнение различными токсикантами). Они могут быть использованы как индикаторы качества среды своего обитания при оценке экологической ситуации, в том числе в охраняемых акваториях [Рябушко, 2013; Barinova et al., 2019b].

Диатомовые водоросли обитают в море на всех природных и искусственных субстратах. Однако макрофиты, по мнению многих авторов, являются предпочтительным субстратом для заселения микроводорослями [Бондаренко, 2017; Короткевич, 1960; Николаев, 1970; Рябушко, 2013; Широян, 2022; Lee et al., 1975; Siqueiros-Beltrones, Hernández-Almeida, 2006], поэтому в 2022–2023 гг. мы расширили исследования диатомовых водорослей эпифитона водной растительности прибрежной акватории мыса Казантип. В результате изучения эпифитона 11 видов макроводорослей обнаружено 97 таксонов Bacillariophyta, из которых 51 вид указан для района впервые, выявлены доминирующие виды, проанализирован качественный и количественный состав, а также структура сообществ диатомовых водорослей в зависимости от сезона и вида заселяемых макроводорослей [Bondarenko et al., 2024].

После завершения обработки материала годичных исследований к опубликованным ранее результатам [Bondarenko et al., 2024] добавились сведения о диатомовых водорослях эпифитона других макрофитов; также накопились обширные данные об эколого-фитогеографических и количественных характеристиках изучаемых объектов. Обобщённая информация подобного рода ценна для понимания экологии видов и влияния условий среды на формирование сообществ микрофитобентоса, а также для составления баз данных с указанием мест обитания, распространения, особенностей морфологии и других признаков микроводорослей. Кроме того, выявление тенденций в качественном и количественном расселении диатомовых водорослей в донных сообществах макрофитов, особенно в прибрежных экосистемах, необходимо для установления общих закономерностей взаимодействия между диатомовыми водорослями, макрофитами и средой их обитания.

Цель настоящей работы — обобщить оригинальные результаты изучения видового состава и аутэкологии диатомовых водорослей эпифитона макрофитов прибрежной акватории мыса Казантип для составления аннотированного списка с указанием размерных данных, встречаемости, экологических и фитогеографических характеристик, численности и биомассы объектов исследования.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для обобщения послужили 129 проб эпифитона 12 видов макроводорослей:

- бурых — *Ericaria crinita* (Duby) Molinari et Guiry, 2020, *Gongolaria barbata* (Stackhouse) Kuntze, 1891 и *Cladosiphon mediterraneus* Kützing, 1843;
- красных — *Callithamnion corymbosum* (Smith) Lyngbye, 1819, *Ceramium arborescens* J. Agardh, 1894, *Pyropia leucosticta* (Thuret) Neefus et J. Brodie, 2011 и *Carradoriella denudata* (Dillwyn) Savoie et G. W. Saunders, 2018;
- зелёных — *Bryopsis hypnoides* J. V. Lamouroux, 1809, *Cladophora liniformis* Kützing, 1849, *Cl. sericea* (Hudson) Kützing, 1843, *Ulva intestinalis* Linnaeus, 1753 и *U. linza* Linnaeus, 1753;

а также морской травы *Zostera marina* Linnaeus, 1753, в том числе в её ассоциации с другим цветковым растением — *Zannichellia palustris* subsp. *major* (Hartman) Ooststroom et Reichgelt, 1964.

Пробы собраны в период с октября 2022 г. по сентябрь 2023 г. в верхней сублиторали четырёх бухт мыса Казантеп (Азовское море): Широкой и Кунушкой, которые входят в состав заповедника «Казантепский», а также Русской и Татарской (рис. 1).

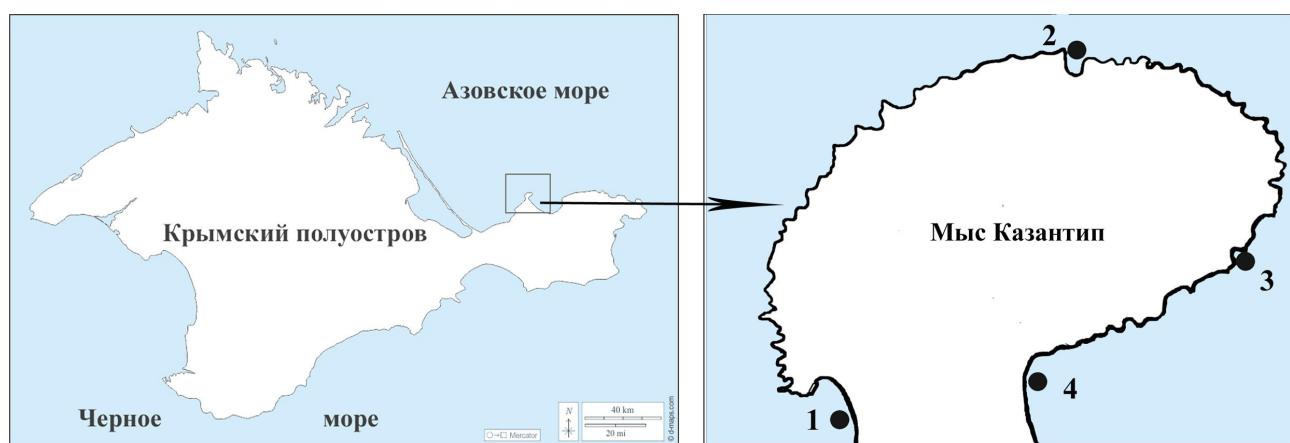


Рис. 1. Места отбора альгологических проб в районе мыса Казантеп: 1 — бухта Русская; 2 — бухта Широкая; 3 — бухта Кунушкая; 4 — бухта Татарская

Fig. 1. Sites of the algological sampling in the Kazantip Cape area: 1, the Russkaya Bay; 2, the Shirokaya Bay; 3, the Kunushkay Bay; 4, the Tatarskaya Bay

Отбор проб проводили на глубинах 0,1–1,0 м при температуре от +3,7 до +29,0 °C; солёность воды варьировала от 13,6 до 15,6 г·л⁻¹ (табл. 1).

Таблица 1. Гидрологические условия отбора проб эпифитона в разные месяцы 2022–2023 гг. в бухтах мыса Казантеп Азовского моря

Table 1. Hydrological conditions of epiphyton sampling in various months of 2022–2023 in the Kazantip Cape bays (the Sea of Azov)

Параметр	2022 г.			2023 г.							
	13.10	29.11	31.01	28.02	29.03	25.04	31.05	22.06	27.07	29.08	25.09
Глубина, м	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,1–1	0,1–1	0,1	0,1–0,5
Температура, °C	17,0	10,0	3,7	4,9	8,1	14,0	19,2	26,2	27,3	29,0	23,9
Солёность, г·л ⁻¹	15,0	15,6	15,0	15,6	15,1	15,0	14,9	14,9	13,6	13,6	15,0

В районе исследования в пробах периодически попадались свободно плавающие у поверхности воды макроводоросли разных видов, слоевища которых были тесно переплетены. Эти пробы были использованы только для качественного анализа состава диатомовых водорослей.

Для таксономической идентификации применяли водные и постоянные препараты. Створки диатомовых водорослей очищали по стандартной методике с использованием кислот [Диатомовые водоросли СССР, 1974], после отмычки панцири заключали в смолу Naphrax LTD (коэффициент преломления 1,74). Живые клетки и панцири изучали под световым микроскопом Axioskop 40 (Carl Zeiss, Германия) при увеличении 10×20 и 10×40 и с помощью объектива $\times 100$ с добавлением иммерсионного масла (Carl Zeiss) (показатель преломления $n_e = 1,518$), а также под сканирующим электронным микроскопом (СЭМ) Hitachi SU3500 (Япония).

При анализе таксономической структуры диатомовых водорослей использовали в основном систему, разработанную F. Round с соавторами [1990], с изменениями и дополнениями новыми данными [Рябушко, 2013; Рябушко, Бегун, 2015, 2016; AlgaeBase, 2025]. Видовую принадлежность определяли по ряду литературных источников [Диатомовый анализ, 1950; Гусляков и др., 1992; Рябушко, 2013; Рябушко, Бегун, 2015, 2016; Kuylestierna, 1989, 1990; Smith, 1853; Witkowski et al., 2000]. Экологические и фитогеографические характеристики диатомовых водорослей анализировали с привлечением ряда публикаций [Баринова и др., 2019a; Гусляков и др., 1992; Рябушко, 2013; Рябушко, Бегун, 2016; AlgaeBase, 2025; Barinova et al., 2019b; Bondarenko et al., 2024; Sládeček, 1986]. Количественные параметры (численность и биомасса) диатомовых водорослей определяли согласно методике [Рябушко, 2013].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате изучения биоразнообразия диатомовых водорослей в эпифитоне прибрежных зарослей макрофитов акватории мыса Казантеп за 2022–2023 гг. подготовлен аннотированный список, включающий 98 видов и внутривидовых таксонов из 3 классов, 21 порядка, 27 семейств и 45 родов с описанием их таксономической принадлежности. Впервые представлены данные аутэкологии для каждого таксона, в том числе фитогеографические и количественные характеристики (см. приложение: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/507>).

Высоким таксономическим разнообразием характеризуются роды *Nitzschia* (12 видов) и *Navicula* (11). В меньшей степени представлены *Licmophora* (6 видов), а также *Amphora*, *Diploneis*, *Lyrella* и *Melosira* (по 4). Выявлены часто встречающиеся виды: *Achnanthes brevipes*, *Berkeleya rutilans*, *Cocconeis scutellum*, *Cylindrotheca closterium*, *Grammatophora marina*, *Licmophora abbreviata*, *Navicula cancellata*, *N. ramosissima*, *Nitzschia sigma*, *N. sigmoidea*, *Rhoicosphenia marina*, *Tabularia tabulata* и *Trachyneis aspera*. Некоторые виды были найдены единично: *Amphora laevis*, *Grammatophora angulosa*, *Licmophora rostrata*, *Lyrella lyra*, *L. lyroides*, *Navicula cancellata* var. *gregoryi*, *Navicula dumontiae*, *Nitzschia dissipata*, *N. inconspicua*, *Planothidium delicatulum* и *Petroneis humerosa*.

Впервые для Азовского моря указан вид *Berkeleya scopulorum* (рис. 2F), обнаруженный в бухте Русской мыса Казантеп в августе в эпифитоне морской травы *Z. marina*.

В сообществах эпифитона отмечено 30 колониальных видов, из которых круглогодично присутствуют *A. brevipes*, *B. rutilans*, *Gr. marina*, *Melosira moniliformis*, *N. ramosissima*, *Rh. marina* и *T. tabulata*. В разные месяцы года доминируют 5 видов-космополитов: *C. scutellum*, *Gr. marina*, *L. abbreviata*, *Rh. marina* и *T. tabulata* (рис. 2A–E).

В прибрежных зарослях макрофитов зарегистрировано 11 видов диатомовых водорослей, вызывающих «цветение» воды в море: *B. rutilans*, *C. closterium*, *Gr. marina*, *L. abbreviata*, *Licmophora flabellata*, *Parlibellus delognei*, *Striatella unipunctata*, *Tabularia fasciculata*, *T. tabulata*,

а также планктонные *Skeletonema costatum* и *Sk. subsalsum*. Отмечен потенциально токсичный вид *Halamphora coffeiformis*. Как правило, этот вид присутствует в сообществах эпифитона в течение года, однако его численность не достигает высоких значений.

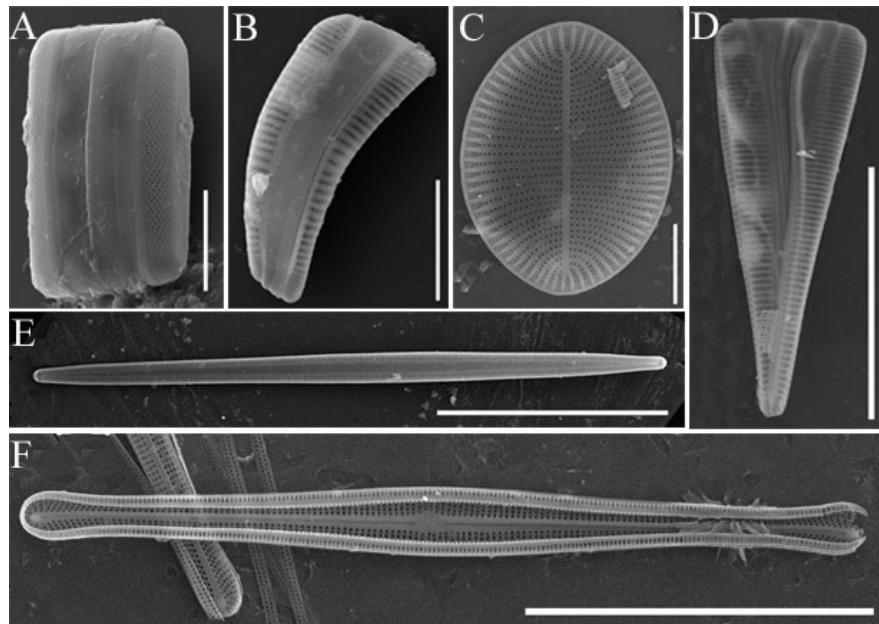


Рис. 2. Бентосные виды диатомовых водорослей эпифитона макрофитов (сканирующий электронный микроскоп). А — *Grammatophora marina*; В — *Rhoicosphenia marina*; С — *Cocconeis scutellum*; Д — *Licmophora abbreviata*; Е — *Tabularia tabulata*; Ф — *Berkeleya scopulorum*. Размерная шкала — 10 мкм (А–С), 20 мкм (Ф), 30 мкм (Д) и 50 мкм (Е)

Fig. 2. Benthic diatom species in epiphyton of macrophytes (a scanning electron microscope). A, *Grammatophora marina*; B, *Rhoicosphenia marina*; C, *Cocconeis scutellum*; D, *Licmophora abbreviata*; E, *Tabularia tabulata*; F, *Berkeleya scopulorum*. Scale bars are 10 µm (A–C), 20 µm (F), 30 µm (D), and 50 µm (E)

Наибольшее количество видов диатомовых водорослей выявлено на талломах макроводорослей *U. linza* (61), *C. denudata* (45) и *E. crinita* (40), а также в эпифитоне морской травы *Z. marina* (37) и в её ассоциации с *Zannichellia palustris* subsp. *major* (35); наименьшее число таксонов найдено в эпифитоне красной водоросли *P. leucosticta* (9). Интересно, что высокое видовое богатство диатомовых водорослей в эпифитоне *U. linza* зарегистрировано только в августе и сентябре (в остальные месяцы слоевища ульвы были заселены заметно слабее). В её эпифитоне часто были отмечены минимальные значения численности и биомассы диатомовых водорослей (см. приложение: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/507>). Вероятно, разрастающиеся к концу лета слоевища *U. linza* служили своеобразными сетями, на которые оседали диатомовые водоросли, достигающие пика своего развития к окончанию летнего периода.

Экологический анализ качественного состава диатомового сообщества эпифитона показал преобладание бентосных форм (83 %), морских (51 %) и — в меньшей степени — солоноватоводно-морских (36 %). Доли солоноватоводных, пресноводно-солоноватоводных и пресноводных форм были небольшими (5, 5 и 3 % соответственно).

Установлены индексы сапробности для 45 видов диатомовых водорослей. Согласно системе [Баринова и др., 2019а; Sládeček, 1986] и по нашим данным [Barinova et al., 2019b; Bondarenko et al., 2024], 32 вида из этих 45 являются индикаторами умеренного органического загрязнения вод (3-й класс качества воды), и ведущая роль среди них принадлежит группе бета-мезосапробионтов. Отмечено 10 видов, обитающих в олиготрофных водоёмах, и 6 видов, характерных для эвтрофных вод. Присутствие в сообществах олигосапробионтов, несмотря

на постоянный приток органических веществ, в том числе антропогенного характера, может указывать на то, что прибрежные экосистемы способны нивелировать избыток органики за счёт процессов самоочищения, в которых участвуют и микроводоросли.

В донных сообществах выявлено увеличение доли морских видов и существенное сокращение доли пресноводных. Изменения в видовом составе и размерной структуре отмечены также для диатомовых водорослей из верхних донных отложений, собранных в 1998 и 2019 гг. на 32 станциях в разных районах Азовского моря [Ковалёва, Гаврилова, 2021]. Авторы указывают на заметное уменьшение числа панцирей размерной фракции 5–10 мкм при возрастшем значении более крупноклеточных видов; это связано с перестройкой комплекса доминирующих видов диатомовых водорослей, среди которых по частоте встречаемости и численности стали преобладать средне- и крупноразмерные таксоны, относящиеся преимущественно к морским и солоноватоводно-морским формам.

С учётом наших и литературных данных можно заключить, что выявленные перестройки альгофлоры отражают тенденцию к повышению солёности Азовского моря в последние десятилетия [Ковалёва, Гаврилова, 2021; Berdnikov, 2023].

Установлено, что к концу биологического лета (август, сентябрь) в прибрежье мыса Казантеп заметно увеличиваются количественные показатели некоторых видов, вызывающих «цветение» воды в море [Bondarenko et al., 2024]. Один из факторов риска возникновения этого явления — возрастающая в летний период рекреационная нагрузка на азовское побережье Крыма и, как следствие, поступление органических веществ с неочищенными сточными и хозяйствственно-бытовыми водами в прибрежную акваторию Азовского моря [Рябушко, 2003]. Разнообразная органика, с одной стороны, минерализуясь, становится источником биогенных элементов, доступных для микроводорослей и стимулирующих рост их численности, с другой стороны, приводит к массовому развитию гетеротрофных организмов, к которым относится и ряд диатомовых водорослей (представители родов *Amphora*, *Cocconeis*, *Licmophora*, *Navicula*, *Striatella* и *Tabularia*). В целом следует отметить: «цветение» воды является одной из регулярно возникающих проблем Азовского моря, поскольку в этот изначально эвтрофный водоём вместе со стоками Дона, Кубани и многочисленных малых рек постоянно поступают гумус и растворённые органические вещества, а концентрация биогенных элементов не достигает аналитического нуля [Александрова и др., 1998; Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР, 1991]. В мелководных акваториях «цветение» воды проявляется массовым развитием как планктонных, так и бентосных микроводорослей, поэтому сведения о видовом составе и количественных характеристиках диатомовых водорослей эпифитона макрофитов являются важной составляющей комплексной оценки состояния прибрежных экосистем.

Заключение. Обобщены оригинальные данные по изучению биоразнообразия диатомовых водорослей эпифитона макрофитов верхней сублиторали аквально-скального комплекса «Мыс Казантеп» за период 2022–2023 гг. с указанием экологии (отношение видов к местообитанию, солёности воды и сапробности), фитогеографии, численности и биомассы исследуемых организмов. Составлен аннотированный список, включающий 98 видов и внутривидовых таксонов Bacillariophyta из 3 классов, 21 порядка, 27 семейств и 45 родов с описанием таксономической принадлежности. Впервые приведены данные аутэкологии для каждого таксона, включая фитогеографические и количественные характеристики. В исследуемой альгофлоре обнаружен новый для Азовского моря бентосный вид диатомовой водоросли *Berkeleya scopulorum*, представлено его СЭМ-фото. Наибольшее таксономическое разнообразие отмечено для родов *Nitzschia* (12 видов), *Navicula* (11) и *Licmophora* (6). В сообществах эпифитона выявлено 30 колониальных видов; из них круглогодично присутствуют 7: *Achnanthes brevipes*, *Berkeleya rutilans*, *Grammatophora marina*, *Melosira moniliformis*, *Navicula ramosissima*, *Rhoicosphenia marina* и *Tabularia tabulata*. По численности доминируют космополиты *Cocconeis scutellum*, *Gr. marina*,

Licmophora abbreviata, *Rh. marina* и *T. tabulata*. Биоиндикаторные свойства выявленных сапробионтных видов диатомовых водорослей могут быть использованы при дальнейшем мониторинге динамики антропогенной нагрузки в Азовском море.

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

Благодарность. Выражаем свою признательность с. н. с. ФГБУ «Заповедный Крым» ГПЗ «Казантипский» Н. А. Литвинюк за содействие в отборе проб.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Александрова З. В., Семенов А. Д., Ромова М. Г., Баскакова Т. Е. Режим кислорода и содержание биогенных веществ Азовского моря в многолетнем аспекте // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоёмов Азово-Черноморского бассейна : сборник научных трудов (1996–1997 гг.) / Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (АЗНИИРХ). Ростов-на-Дону : АЗНИИРХ, 1998. С. 34–48. [Alexandrova Z. V., Semenov A. D., Romova M. G., Baskakova T. E. The oxygen regime and the content of biogenic compounds in the Azov Sea over the period of 1957–1997. In: *The Main Problems of Fisheries and Protection of Water-bodies with Fisheries in the Azov Sea Basin* : collected articles (1996–1997) / Research Institute of the Azov Sea fishery problems (AzNIIRKh). Rostov-on-Don : AzNIIRKh, 1998, pp. 34–48. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/jjtyrb>
2. Баринова С. С., Белоус Е. П., Царенко П. М. Альгоиндикация водных объектов Украины: методы и перспективы. Хайфа ; Киев : Изд-во ун-та Хайфы, 2019а. 367 с. [Barinova S. S., Bilous O. P., Tsarenko P. M. *Algal Indication of Water Bodies in Ukraine: Methods and Perspectives*. Haifa ; Kyiv : University of Haifa Publisher, 2019а, 367 p. (in Russ.)]
3. Белич Т. В., Садогурский С. Е., Садогурская С. А. Ревизия флоры макрофитов Казантинского природного заповедника // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартыян». 2019. № 10. С. 61–72. [Belich T. V., Sadogurskiy S. Ye., Sadogurskaya S. A. Revision flora of macrophytes of the aquatory of the Kazantip nature reserve. *Nauchnye zapiski prirodnogo zapovednika "Mys Mart'yan"*, 2019, no. 10, pp. 61–72. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.36305/2413-3019-2019-10-61-72>
4. Бондаренко А. В. Микроводоросли бентоса крымского прибрежья Азовского моря : дис. ... канд. биол. наук : 03.02.10. Севастополь, 2017. 237 с. [Bondarenko A. V. *Mikrovodorosli bentosa krymskogo pribrezh'ya Azovskogo morya*. [dissertation]. Sevastopol, 2017, 237 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hfszxc>
5. Бондаренко А. В., Рябушко Л. И. Видовой состав и сезонная динамика количественных характеристик диатомовых водорослей бентоса прибрежной части Казантинского заповедника (Азовское море) // Системы контроля окружающей среды : сборник научных трудов / НАН Украины ; Морской гидрофизический институт. Севастополь : [ЭКОСИ-Гидрофизика], 2010. Вып. 13. С. 231–237. [Bondarenko A. V., Ryabushko L. I. Vidovoi sostav i sezonnaya dinamika kolichestvennykh kharakteristik diatomovykh vodoroslei bentosa pribrezhnoi chasti Kazantipskogo zapovednika (Azovskoe more). In: *Sistemy kontrolya okruzhayushchey sredy* : sbornik nauchnykh trudov / NAN Ukrayny ; Morskoi gidrofizicheskii institut. Sevastopol : [EKOSI-Gidrofizika], 2010, iss. 13, pp. 231–237. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/gmxjc>
6. Бондаренко А. В., Рябушко Л. И., Садогурская С. А. Микроводоросли бентоса и планктона прибрежной акватории заповедника «Казантинский» (Азовское море, Крым) // Биота и среда заповедных территорий. 2018. № 4. С. 25–48. [Bondarenko A. V., Ryabushko L. I., Sadogurskaya S. A. Microalgae of benthos and plankton in the coastal waters of the nature reserve (zapovednik) “Kazantipskiy” (the Sea of Azov, Crimea). *Biota i sreda zapovednykh territorii*, 2018, no. 4, pp. 25–48. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yyocjf>
7. Волков Л. И. Материалы к флоре Азовского моря // Труды Ростовского областного

- биологического общества.* 1940. Вып. 4. С. 114–137. [Volkov L. I. Materialy k flore Azovskogo morya. *Trudy Rostovskogo oblastnogo biologicheskogo obshchestva*, 1940, iss. 4, pp. 114–137. (in Russ.)]
8. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР.* Т. 5. Азовское море. Санкт-Петербург : Гидрометеоиздат, 1991. 235 с. [*Gidrometeorologiya i hidrokhimiya morei SSSR. Vol. 5. Azovskoe more.* Saint Petersburg : Gidrometeoizdat, 1991, 235 p. (in Russ.)]
9. Громов В. В. Донная морская и прибрежно-водная растительность // *Современное развитие эстуарных экосистем на примере Азовского моря* / отв. ред. Г. Г. Матищов. Апатиты : КНЦ РАН, 1999. С. 130–166. [Gromov V. V. Donnaya morskaya i pribrezhno-vodnaya rastitel'nost'. In: *Sovremennoe razvitiye estuarnykh ekosistem na primere Azovskogo morya* / G. G. Matishov (Ed.). Apatity : KNTs RAN, 1999, pp. 130–166. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/vzndyd>
10. Гусляков Н. Е., Закордонец О. А., Герасимюк В. П. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Чёрного моря и прилегающих водоёмов / АН УССР, Институт ботаники имени Н. Г. Холодного. Киев : Наукова думка, 1992. 112 с., 140 с. ил. [Guslyakov N. E., Zakordonets O. A., Gerasimuk V. P. *Atlas diatomovykh vodoroslei bentosa severo-zapadnoi chasti Chernogo morya i prilegayushchikh vodoemov* / AN USSR, Institut botaniki imeni N. G. Kholodnogo. Kyiv : Naukova dumka, 1992, 112 p., 140 p. ill. (in Russ.)]
11. Диатомовый анализ. Книга 3. *Определитель ископаемых и современных диатомовых водорослей. Порядок Pennales* / ред. А. Н. Криштофович, А. И. Прошкина-Лавренко. Ленинград : Госиздат, 1950. 398 с. [*Diatomovyj analiz. Book 3. Opredelitel' iskopаемых i sovremennykh diatomovykh vodoroslei. Poryadok Pennales* / A. N. Krishtofovich, A. I. Proshkina-Lavrenko (Eds). Leningrad : Gosizdat, 1950, 398 p. (in Russ.)]
12. Диатомовые водоросли СССР. Ископаемые и современные. Т. 1 / отв. ред. А. И. Прошкина-Лавренко. Ленинград : Наука, Ленингр. отд-ние, 1974. 403 с. [*The Diatoms of the USSR. Fossil and Recent. Vol. 1* / A. I. Proshkina-Lavrenko (Ed.). Leningrad : Nauka, Leningr. otd-nie, 1974, 403 p. (in Russ.)]
13. Ковалёва Г. В., Гавrilова И. Ю. Изменение доминирующих видов и размерной структуры диатомовых водорослей из поверхностных донных отложений Азовского моря на протяжении последних 20 лет // Экология. Экономика. Информатика. Серия: Системный анализ и моделирование экономических и экологических систем. 2021. Т. 1, № 6. С. 96–103. [Koval'eva G. V., Gavrilova I. Yu. Changes in the dominant species and size structure of diatoms from the surface bottom sediments of the Sea of Azov over the past 20 years. *Ekologiya. Ekonomika. Informatika. Seriya: Sistemnyi analiz i modelirovanie ekonomiceskikh i ekologicheskikh sistem*, 2021, vol. 1, no. 6, pp. 96–103. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.23885/2500-395X-2021-1-6-96-103>
14. Короткевич О. С. Диатомовая флора литорали Баренцева моря // *Труды Мурманского морского биологического института*. 1960. Вып. 1 (5). С. 68–338. [Korotkevich O. S. Diatomovaya flora litorali Barentseva morya. *Trudy Murmanskogo morskogo biologicheskogo instituta*, 1960, iss. 1 (5), pp. 68–338. (in Russ.)]
15. Литвинюк Н. А. Кадастровая документация по государственному бюджетному учреждению Республики Крым «Казантипский природный заповедник» // *Научные записки природного заповедника «Мыс Мартъян»*. 2016. Вып. 7. С. 27–55. [Litvinyuk N. A. Cadastral documentation of the state budgetary establishment of the Republic of Crimea “Kazantip Nature Reserve”. *Nauchnye zapiski prirodnogo zapovednika “Mys Mart’yan”*, 2016, iss. 7, pp. 27–55. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/xcbz0j>
16. Маслов И. И. Фитобентос некоторых заповедных и естественных аквальных комплексов Азовского моря // *Сборник научных трудов Государственного Никитского ботанического сада*. 2004. Т. 123. С. 68–75. [Maslov I. I. Fitobentos nekotorykh zapovednykh i estestvennykh akval'nykh kompleksov Azovskogo morya. *Sbornik nauchnykh trudov Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 2004, vol. 123, pp. 68–75. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yofwsv>
17. Николаев В. А. Диатомовые водоросли бентоса залива Пос'ет Японского моря : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.05. Ленинград, 1970. 227 с. [Nikolaev V. A. *Diatomovye vodorosli bentosa zaliva Pos'et Yaponskogo morya*. [dissertation].

- Leningrad, 1970, 227 p. (in Russ.)]
18. Рябушко Л. И. *Микрофитобентос Чёрного моря*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2013. 416 с. [Ryabushko L. I. *Microphytobenthos of the Black Sea*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2013, 416 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8301>
19. Рябушко Л. И. *Потенциально опасные микроводоросли Азово-Черноморского бассейна* / ред. В. И. Рябушко. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. 288 с. [Ryabushko L. I. *Potentially Harmful Microalgae of the Azov and Black Sea Basin* / V. I. Ryabushko (Ed.). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2003, 288 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/8904>
20. Рябушко Л. И., Бегун А. А. *Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря*. Севастополь ; Симферополь : Н.Orianda, 2015. Т. 1. 288 с. [Ryabushko L. I., Begun A. A. *Diatoms of Microphytobenthos of the Sea of Japan*. Sevastopol ; Simferopol : N.Orianda, 2015, vol. 1, 288 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7924>
21. Рябушко Л. И., Бегун А. А. *Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря (синопсис и атлас)* : в 2 т. Севастополь : КИА, 2016. Т. 2. 324 с. [Ryabushko L. I., Begun A. A. *Diatoms of Microphytobenthos of the Sea of Japan (Synopsis and Atlas)* : in 2 vols. Sevastopol : KIA, 2016, vol. 2, 324 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/7925>
22. Рябушко Л. И., Бондаренко А. В. *Микроводоросли планктона и бентоса Азовского моря (чек-лист, синонимика, комментарий)*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 211 с. [Ryabushko L. I., Bondarenko A. V. *Microalgae of the Plankton and Benthos of the Sea of Azov (Check-list, Synonyms, Comment)*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2011, 211 p. (in Russ.)]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/9273>
23. Садогурская С. А. Флора Cyanophyta супралиторали Казантипского природного заповедника (Азовское море) // *Сборник научных трудов Государственного Никитского ботанического сада*. 2001. Т. 120. С. 124–131. [Sadogurskaya S. A. Flora Cyanophyta supralitorali Kazantipskogo prirodnogo zapovednika (Azovskoe more). *Sbornik nauchnykh trudov Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 2001, vol. 120, pp. 124–131. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/yluqiz>
24. Садогурская С. А., Садогурский С. Е., Белич Т. В. Анnotated список фитобентоса Казантипского природного заповедника // *Сборник научных трудов Государственного Никитского ботанического сада*. 2006. Т. 126. С. 190–208. [Sadogurskaya S. A., Sadogursky S. E., Belich T. V. Annotated list of phytobenthos of the Kazantip nature reserve. *Sbornik nauchnykh trudov Gosudarstvennogo Nikitskogo botanicheskogo sada*, 2006, vol. 126, pp. 190–208. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/smkdhb>
25. Широян А. Г. *Диатомовые водоросли эпифитона макрофитов крымского прибрежья Чёрного моря* : дис. ... канд. биол. наук : 1.5.16. Севастополь, 2022. 167 с. [Shiroyan A. G. *Diatomovye vodorosli epifitona makrofitov krymskogo pribrezh'ya Chernogo morya*. [dissertation]. Sevastopol, 2022, 167 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/nttgmy>
26. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway / M. D. Guiry, G. M. Guiry (Eds) : [site], 2025. URL: <http://www.algaebase.org> [accessed: 03.01.2025].
27. Baranova S., Bondarenko A., Ryabushko L., Kapranov S. Microphytobenthos as an indicator of water quality and organic pollution in the western coastal zone of the Sea of Azov. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2019b, vol. 48, iss. 2, pp. 125–139. <https://doi.org/10.1515/ohs-2019-0013>
28. Berdnikov S. V., Kulygin V. V., Dashkevich L. V. Reasons for rapid increase of water salinity in the Sea of Azov in the 21st century. *Physical Oceanography*, 2023, vol. 30, no. 6, pp. 714–730. <https://elibrary.ru/drnrju>
29. Bondarenko A., Shiroyan A., Ryabushko L., Baranova S. Diatoms of the macroalgae epiphyton and bioindication of the protected coastal waters of the Kazantip Cape (Crimea, the Sea of Azov). *Journal of Marine Science and Engineering*, 2024, vol. 12, iss. 7, art. no. 1211 (22 p.). <https://doi.org/10.3390/jmse12071211>
30. Kuylenskierna M. *Benthic Algal Vegetation in the Nordre Älv Estuary (Swedish West Coast)*.

- PhD thesis. Göteborg, Sweden : University of Göteborg–Sweden, 1989, vol. 1, 244 p.
31. Kuhlenstierna M. *Benthic Algal Vegetation in the Nordre Älv Estuary (Swedish West Coast)*. PhD thesis. Göteborg, Sweden : University of Göteborg–Sweden, 1990, vol. 2 [plates], 76 p.
32. Lee J. J., McEnery M. E., Kennedy E. M., Rubin H. A nutritional analysis of a sublittoral diatom assemblage epiphytic on *Enteromorpha* from a Long Island salt marsh. *Journal of Phycology*, 1975, vol. 11, iss. 1, pp. 14–49. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1975.tb02746.x>
33. Round F. E., Crawford R. M., Mann D. G. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge, UK : Cambridge University Press, 1990, 747 p.
34. Ryabushko L. I., Bondarenko A. V. The qualitative and quantitative characteristics of the benthic diatoms near Kazantip Cape of the Sea of Azov. *Journal of the Black Sea / Mediterranean Environment*, 2016, vol. 22, no. 3, pp. 237–249. <https://elibrary.ru/izzvkm>
35. Siqueiros-Beltrones D. A., Hernández-Almeida O. U. Florística de diatomeas epifitas en un manchón de macroalgas subtropicales. *CICIMAR Oceánides*, 2006, vol. 21, no. 1–2, pp. 11–61.
36. Sládeček V. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 1986, vol. 14, iss. 5, pp. 555–566. <https://doi.org/10.1002/ahed.19860140519>
37. Smith W. F. *A Synopsis of the British Diatomaceae*: with remarks on their structure, functions and distribution; and instructions for collecting and preserving specimens. In 2 vols. Vol. 1. London : Printed for Smith and Beck, publ. by J. Van Voorst, 1853, 89 p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.10706>
38. Witkowski A., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. *Diatom Flora of Marine Coasts*. 1. Ruggell ; Königstein : Gantner Verlag : Koeltz Scientific Books, 2000, 925 p. (*Iconographia Diatomologica : Annotated Diatom Micrographs* ; vol. 7: Diversity – Taxonomy – Identification / H. Lange-Bertalot (Ed.))

ANNOTATED LIST OF EPIPHYTIC DIATOMS FROM MACROPHYTES OF THE AQUATIC-ROCK COMPLEX KAZANTIP CAPE (THE CRIMEA, SEA OF AZOV)

A. Shiroyan, A. Bondarenko, and L. Ryabushko

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

The paper is the first one to summarize original data on the diatom species composition for 129 samples of 14 macrophyte species from the upper sublittoral of the aquatic-rock complex Kazantip Cape (the Sea of Azov). The sampling was carried out in 2022–2023 on depths of 0.1–1.0 m at a temperature of +3.7...+29.0 °C and water salinity of 13.6–15.6 g·L⁻¹. The annotated list covers 98 Bacillariophyta species and intraspecific taxa from 3 classes, 21 orders, 27 families, and 45 genera. Data on their sizes, occurrence, ecological and phytogeographic characteristics, abundance, and biomass are provided. High species diversity of diatoms was noted for the class Bacillariophyceae (72 taxa) and for three genera: *Nitzschia* (12 species), *Navicula* (11), and *Licmophora* (6). The highest number of diatom species was recorded on thalli of a green alga *Ulva linza* (61 species), red alga *Carradoriella denudata* (45), and brown alga *Ericaria crinita* (40), as well as in epiphyton of the seagrass *Zostera marina* (37) and its association with *Zannichellia palustris* subsp. *major* (35). The lowest number of species was revealed for epiphyton of a red alga *Pyropia leucosticta* (9). A benthic diatom *Berkeleya scopulorum* was found in the Sea of Azov for the first time. In epiphytic communities, benthic (83%), marine (51%), and cosmopolitan species (35%) predominate. In total, 30 colonial species were identified. Out of them, the following diatoms occur year-round: *Achnanthes brevipes*, *Berkelya rutilans*, *Grammatophora marina*, *Melosira moniliformis*, *Navicula ramosissima*, *Rhoicosphenia marina*, and *Tabularia tabulata*. Cosmopolitan species *Cocconeis scutellum*, *Gr. marina*, *Licmophora abbreviata*, *Rh. marina*, and *T. tabulata* dominate in abundance. We recorded 11 species capable of causing water blooms and 45 serving as indicators of saprobity of water organic pollution.

Keywords: diatoms, macrophytes, epiphyton, aquatic-rock complex Kazantip Cape, Sea of Azov

ХРОНИКА И ИНФОРМАЦИЯ

К ЮБИЛЕЮ СЕРГЕЯ ВИКТОРОВИЧА ФЕСЕНКО



17 сентября 2025 г. отметил свой 70-летний юбилей Сергей Викторович Фесенко — учёный-радиоэколог, широко известный в научном сообществе как в нашей стране, так и за рубежом, доктор биологических наук (1997 г.), профессор (1999 г.), лауреат Государственной премии Российской Федерации (2002 г.). Он внёс значительный вклад в развитие сельскохозяйственной, лесной, водной и общей радиоэкологии, а также радиационной защиты окружающей среды и экологической дозиметрии.

С. В. Фесенко родился в 1955 г. в Симферополе, где и окончил в 1972 г. среднюю школу № 14. В 1978 г. он окончил с отличием Московский инженерно-физический институт (МИФИ) (специальность «дозиметрия и защита»), а в 1982 г. — Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, механико-математический факультет (специальность «прикладная математика»). В 1983 г. окончил очную аспирантуру МИФИ.

Свою трудовую научную деятельность Сергей Викторович начал в 1981 г. в должности младшего научного сотрудника. Затем он работал старшим и ведущим научным сотрудником, заведующим лабораторией и заместителем директора по научной работе. В настоящее время он главный научный сотрудник Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агрорадиологии НИЦ «Курчатовский институт» (до 1991 г. — Всесоюзный НИИ сельскохозяйственной радиологии). С 2004 по 2017 г. работал в Международном агентстве по атомной энергии (МАГАТЭ), координируя исследования и практическую оценку экологической опасности использования ядерной энергии и реабилитации загрязнённых территорий. За этот период им подготовлены более 15 международных руководств и рекомендаций по определению воздействия ионизирующей радиации на окружающую среду и человека, а также по реабилитации территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. С. В. Фесенко — участник ликвидации последствий аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1.

В 1985 г. Сергей Викторович защитил кандидатскую диссертацию «Оценка воздействия аварии на химкомбинате «Маяк» на экосистемы пресноводных водоёмов» и получил научную степень кандидата физико-математических наук. В 1997 г. защитил докторскую диссертацию «Аграрные и лесные экосистемы: радиоэкологические последствия и эффективность защитных мероприятий при радиоактивном загрязнении» (специальность «радиобиология»).

Им изучены фундаментальные механизмы поведения естественных и искусственных радионуклидов в природных и аграрных экосистемах. Разработан комплекс миграционных и дозиметрических моделей, что позволило реконструировать дозы облучения гидробионтов озера Урускуль (Урал) и дать долгосрочную оценку радиационного воздействия на экосистемы на разных уровнях биологической организации.

С. В. Фесенко определил количественные параметры и разработал комплекс моделей для оценки вклада сельскохозяйственной продукции в облучение населения на радиоактивно загрязнённых территориях.

Установил фундаментальные закономерности изменения биологической доступности ^{137}Cs в аграрных экосистемах и выявил основные факторы, вызывающие это изменение. Представил теоретическое описание механизмов, определяющих изменение подвижности ^{137}Cs в агроэкосистемах, и долгосрочный прогноз динамики его содержания в почвах и растительности экосистем разных типов.

Сергей Викторович выполнил исследования по оценке последствий радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель при различных сценариях радиационного воздействия — в условиях ядерной войны, штатного функционирования радиационно опасных объектов, а также аварийных ситуаций. Разработал комплекс моделей, описывающих экологические защитные мероприятия в сельском хозяйстве на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, и провёл сравнительный анализ стратегий контрмер в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС.

Им выполнена комплексная радиоэкологическая оценка влияния нормализованных и аварийных выбросов атомных электростанций на лесные и аграрные экосистемы. Материалы исследований С. В. Фесенко и разработанные методы были использованы для экологической экспертизы строительства и расширения ряда российских атомных электростанций.

Для отдалённого периода после аварии на Чернобыльской АЭС им предложен принципиально новый, адресный подход к реабилитации сельскохозяйственных земель.

Сергей Викторович — автор и соавтор 12 монографий и более чем 400 статей в ведущих отечественных и зарубежных журналах. Он подготовил 2 докторов и 15 кандидатов наук. Он член редколлегий «Морского биологического журнала», а также журналов «Радиационная биология. Радиоэкология» и «Технологии гражданской безопасности».

Значимость научных работ С. В. Фесенко подтверждена вручением ему ряда отечественных и международных наград. Он лауреат Государственной премии Российской Федерации в области науки и техники (2002 г.) — за создание научных основ агропромышленного производства и внедрение системы защитных и реабилитационных мероприятий в зоне аварии на Чернобыльской АЭС — и лауреат Нобелевской премии мира (в составе МАГАТЭ, 2005 г.). С. В. Фесенко удостоен медали МАГАТЭ Superior Achievement Award (2017 г.) и золотой медали имени В. М. Клечковского Российской академии наук (2021 г.) за выдающиеся достижения в области радиоэкологии. Он награждён почётными грамотами Министерства сельского хозяйства Российской Федерации (2001 г.), Российской академии сельскохозяйственных наук (2000 г.), администрации Обнинска (2007 и 2011 гг.), губернатора Калужской области (2003 г.), министра по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь (2016 г.) и Российской академии наук (2020 г.).

Коллеги из отдела радиационной и химической биологии ФИЦ ИНБЮМ от всей души поздравляют Сергея Викторовича с юбилеем и желают ему крепкого здоровья, активного творческого долголетия, счастья, новых научных достижений и семейного благополучия!

*С глубоким уважением,
коллектив ОРХБ ФИЦ ИНБЮМ*

ON THE ANNIVERSARY OF SERGEY FESENKO

On 17 September, 2025, D. Sc., Prof. Sergey Fesenko celebrated his 70th birthday. He is an outstanding specialist whose contributions to the development of agricultural, aquatic, and general radioecology are hard to overstate. S. Fesenko studied the fundamental mechanisms of the behavior of natural and artificial radionuclides in both natural and agricultural ecosystems, assessed the consequences of radioactive contamination of agricultural land and their rehabilitation under various radiation exposure scenarios, and analyzed the effect of normalized and emergency emissions from nuclear power plants on forest and agricultural ecosystems.

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 № 8 от 12.08.2025).

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., проф. Довгаль И. В.

Корректор:
Копытова О. Ю.

Перевод:
Тренкеншу Т. А., Солонченко Е. А.

Компьютерная вёрстка:
Баяндин А. С.

Оригинал-макет подготовлен в пакете X_ELaT_EX (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 12.08.2025	Тираж 100 экз.
Усл. печ. листов 14,42	Дата выхода в свет 23.12.2025	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.

ISSN 2499-9768



>

9 772499 976005

*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» — E38872. 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.

Вниманию читателей!

*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 av-
enue, Sevastopol, 299011, Russian Federation.
Tel.: +7 8692 54-06-49.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.