



БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Первые данные о биоморфных объектах
(предположительно «трихомах» наземных сосудистых растений)
в донных осадках зоны приморья (Японское море)

СЕРГЕЕВА Н. Г., МИРОНЮК О. А.

ТОМ 8
ВЫПУСК 1
2023

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

*Журнал реферируется Всероссийским институтом научно-технической информации (ВИНТИ),
а также Российским индексом научного цитирования (РИНЦ) на базе Научной электронной библиотеки elibrary.ru.*

Все материалы проходят двойное независимое анонимное рецензирование.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор: Горбунов Роман Вячеславович, д.г.н., ФИЦ ИнБЮМ
Заместитель главного редактора: Довгаль Игорь Васильевич, д.б.н., профессор, ФИЦ ИнБЮМ
Ответственный секретарь: Горбунова Татьяна Юрьевна, к.г.н., ФИЦ ИнБЮМ

Алекперов Ильхам Хайям оглы, чл.-корр. НАН Азербайджана, д.б.н., проф., Институт зоологии НАН Азербайджана, Азербайджан

Василов Раиф Гаянович, д.б.н., проф., НИЦ «Курчатовский институт»

Воскресенская Елена Николаевна, д.г.н., проф., ИПТС

Давидович Николай Александрович, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Дмитренко Павел Сергеевич, д.х.н., ТИБОХ

Егоров Виктор Николаевич, академик РАН, д.б.н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Илюшина Татьяна Владимировна, д.г.н., проф., МИИГАиК

Керимов Ибрагим Ахмедович, д.ф.-м.н., проф., ГГНТУ им. акад. М. Д. Миллионщикова

Киприянова Лаура Мингалиевна, д.б.н., ИВЭП СО РАН

Кузнецов Андрей Николаевич, д.б.н., Совместный Российско-Вьетнамский Тропический научно-исследовательский и технологический центр

Найденко Сергей Валерьевич, чл.-корр. РАН, д.б.н., проф., ИПЭЭ РАН

Неврова Елена Леонидовна, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Ольчев Александр Валентинович, д.б.н., проф., МГУ им. М. В. Ломоносова

Плугатарь Юрий Владимирович, чл.-корр. РАН, д.с.-х.н., НБС — ННЦ РАН

Полонский Александр Борисович, чл.-корр. РАН, д.г.н., проф., ИПТС

Пономарева Елена Николаевна, д.б.н., проф., ЮНЦ РАН

Рожнов Вячеслав Владимирович, академик РАН, д.б.н., ИПЭЭ РАН

Рындин Алексей Владимирович, академик РАН, д.с.-х.н., ФИЦ СЦ РАН

Рябушко Виталий Иванович, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Сергеева Нелли Григорьевна, д.б.н., ФИЦ ИнБЮМ

Солдатов Александр Александрович, д.б.н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

Черных Дмитрий Владимирович, д.г.н., доцент, ИВЭП СО РАН

Широкова Вера Александровна, д.г.н. проф., ИИЕТ РАН

Яицкая Наталья Александровна, к.г.н., ФИЦ СЦ РАН

Cosenza Carlos Alberto Nunes, Dr. Sc., Federal University of Rio de Janeiro, Brazil

Krykhtine Fabio Luiz Peres, Dr. Sc., Federal University of Rio de Janeiro, Brazil

Mayén-Estrada Rosaura, PhD, National Autonomous University of Mexico, Mexico

Pešić Vladimir, PhD, University of Montenegro, Montenegro

Ranasinghe Dona Marina Sherine Hemanthi

Kariyawasam, PhD, University of Sri Jayewardenepura, Sri Lanka

Tapas Chatterjee, PhD, Dr. Sc., Indian School of Learning, ISM Annexe, India

Адрес учредителя, издателя и редакции:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр «Институт биологии
южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»
299011, г. Севастополь, пр-кт Нахимова, д. 2.
Телефон +7 (8692) 54-41-10

Соиздатель журнала:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр «Субтропический
научный центр Российской академии наук»
354002, Россия, Краснодарский край, г. Сочи,
ул. Яна Фабрициуса, 2/28

E-mail: biodiversity_journal@ibss-ras.ru | Сайт журнала: <https://eco-ibss.ru>

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей имени А.О. Ковалевского РАН», 2023

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Федеральный исследовательский центр «Субтропический научный центр Российской академии наук», 2023

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ имени А.О. КОВАЛЕВСКОГО РАН»

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр
«СУБТРОПИЧЕСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК»

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Выпуск 1(25)

2023

Основан в мае 2016 г.

Научный журнал

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Биоразнообразие экосистем и его сохранение

Сергеева Н. Г., Миролюк О. А. Первые данные о биоморфных объектах (предположительно «трихомах» наземных сосудистых растений) в донных осадках зоны приморья (Японское море) 3–13

Тереженко Н. Н., Параскив А. А., Проскурнин В. Ю. Ретроспективный мониторинг поступления и оценка самоочищения вод от радионуклидов плутония в черноморских прибрежных акваториях 14–26

Губанов В. В. Ихтиопланктон и желетельный планктон акватории заповедника «Мыс Мартьян» в летний сезон 2021 г. 27–38

Структура, функционирование и динамика экосистем

Phung Thai Duong, Pham Cam Nhung, Ngo Thi Ngoc Tu, Huynh Thi Sanh, Nguyen Quoc Hau, Nguyen Van Dung Changes of the mangrove forest area in Thanh Phu district, Ben Tre province (Vietnam) during 1990–2020 39–59

Хроника и информация

Виктору Николаевичу Егорову вручена медаль ордена «За заслуги перед отечеством» II степени 60

Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Center
«A.O. KOVALEVSKY INSTITUTE OF BIOLOGY OF THE SOUTHERN SEAS OF RAS»

Federal State Budget Scientific Institution
Federal Research Center
«THE SUBTROPICAL SCIENTIFIC CENTRE OF RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES»

BIODIVERSITY AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Issue 1(25)

2023

Established in May 2016

Periodical

Issued 4 times a year

CONTENT

Biodiversity of ecosystems and its conservation

Sergeeva N. G., Mironyuk O. A. **First data on Biomorphic Objects (Presumably «Trichomes» of Terrestrial Vascular Plants) in bottom sediments Primorye zones (Sea of Japan)** 3–13

Tereshchenko N. N., Paraskiv A. A., Proskurnin V. Yu. **Retrospective monitoring of input and evaluation of self-purification of waters from plutonium radioisotopes in the Black sea coastal areas** 14–26

Gubanov V. V. **Ichthyoplankton and gelatinous plankton of the «Cape Martyan» nature reserve water area in the summer season of 2021** 27–38

Structure, functioning and dynamics of ecosystems

Phung Thai Duong, Pham Cam Nhung, Ngo Thi Ngoc Tu, Huynh Thi Sanh, Nguyen Quoc Hau, Nguyen Van Dung **Changes of the mangrove forest area in Thanh Phu district, Ben Tre province (Vietnam) during 1990–2020** 39–59

Chronicles and information

Viktor Nikolaevich Yegorov was awarded the medal of the Order of Merit for the Fatherland II class 60

**БИОРАЗНООБРАЗИЕ ЭКОСИСТЕМ
И ЕГО СОХРАНЕНИЕ**

УДК 574.587(265.54)

DOI: [10.21072/eco.2023.25.01](https://doi.org/10.21072/eco.2023.25.01)

**ПЕРВЫЕ ДАННЫЕ О БИОМОРФНЫХ ОБЪЕКТАХ (ПРЕДПОЛОЖИТЕЛЬНО
«ТРИХОМАХ» НАЗЕМНЫХ СОСУДИСТЫХ РАСТЕНИЙ) В ДОННЫХ ОСАДКАХ
ЗОНЫ ПРИМОРЬЯ (ЯПОНСКОЕ МОРЕ) ***

Сергеева Н. Г., МIRONЮК О. А.

*ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
г. Севастополь, Российская Федерация,
e-mail: nserg05@mail.ru*

Аннотация: Приведены сведения о морфологическом разнообразии биоморфных объектов или «трихом» наземных сосудистых растений (предположительно), впервые обнаруженных в донных отложениях при изучении мейобентоса шельфовой зоны Приморья (Японское море, диапазон глубин 0.3–86.0 м). Обсуждается морфологическое сходство «трихом» изученной акватории Японского моря с некоторыми проблемными глубоководными морфотипами Чёрного моря. Высказано предположение о возможном значительном вкладе «трихом» в некоторые суммарные химические показатели вертикальных потоков органического вещества в водной толще и в донных осадках этих морей, который в настоящее время еще не оценён.

Ключевые слова: биоморфные объекты, «трихомы», морфология, донные осадки, распределение, Японское море.

Введение

Изучение мейобентоса шельфа Приморья (Японское море, глубины 0.3–86.0 м) неожиданно привело к неординарным результатам. В исследованном диапазоне глубин в донных осадках обнаружены биологические объекты неопределённой систематической принадлежности, при этом некоторые из них морфологически идентичны ранее описанным проблемным морфотипам из глубоководных сероводородных илов континентального шельфа и котловины Чёрного моря [Сергеева, 2000; Сергеева, 2001; Сергеева, 2018; Сергеева, Смирнова, 2019; Sergeeva, 2003; Sergeeva, Smirnova, 2020; Sergeeva, Burkatsky, 2021].

Донные отложения шельфа Японского моря всесторонне изучены (биология, гидрология, химия водных масс и донных осадков, палинология, микропалеонтология, седиментология и др.), результаты исследований представлены в многочисленных публикациях [Белогурова, Масленников, 2016; Павлюк, Преображенская, Тарасова, 2001; Пивкин и др., 2005; Полохин, 2015; Тарасова и др., 2016; Matsuzaki et al., 2021]. Тем не менее авторам данного сообщения не удалось найти в научной литературе упоминаний о подобных объектах в донных осадках не только Японского моря, но и других морей Дальнего Востока России [Сергеева, 2022].

Цель данного сообщения: обратить внимание исследователей на ранее неизвестное присутствие в донных осадках Японского моря биоморфных объектов — (предположительно) «трихом» наземных сосудистых растений; показать разнообразие морфотипов, предоставить краткую морфологическую характеристику некоторых из них; акцентируя внимание на обилии «трихом» и их

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Фундаментальные исследования популяционной биологии морских животных, их морфологического и генетического разнообразия», номер госзадания 121040500247-0.

широком пространственном и батиметрическом распространении в водоёме, показать возможную роль этих биологических объектов в процессах седиментации и круговороте органического вещества в морских экосистемах.

Необходимо заметить, что авторы не ставили задачи на основе морфологических признаков «трихом» идентифицировать наземную растительность до какого-то систематического таксона.

Материалы и методы

Материалом для изучения мейобентоса Приморского шельфа Японского моря послужили сборы донных осадков, полученные в течение 64-го рейса НИС «Академик Опарин» (с 17 июня по 08 июля 2021 г.). Отбор донных осадков выполнен на 17 станциях (34 пробы) в диапазоне глубин 0.3–86.0 м (рис. 1, табл. 1). Для изучения мейобентоса на мелководных станциях колонки донных осадков высотой 5 см водолазы вырезали в двух повторностях трубками площадью 10 см²; на значительных глубинах такие же образцы грунта получали с поверхности монолитов донных отложений, принесённых дночерпателем Ван Вина на борт НИС.

Полученные колонки донных осадков на борту НИС фиксировали 75%-ным спиртом. Предварительная обработка образцов грунта для микроскопического анализа мейобентоса проведена в лаборатории ФИЦ ИнБЮМ (г. Севастополь). Пробы первой серии (17) промывали через геологические сита, верхнее из которых имело диаметр ячеек 1 мм, нижнее — 63 мкм. Для промывания второй серии проб использовано нижнее сито с диаметром ячеек 32 мкм. Как показали данные, использование сит с ячейками 32 и 63 мкм не принесло заметных и достоверных различий в составе мейобентоса.

Полученный сконцентрированный осадок на ситах окрашивали Бенгальским розовым. Идентификация таксономического состава мейофауны до высокого уровня (тип, класс, отряд) и условная классификация встреченных биоморфных объектов в донных осадках, а также учёт их количества выполнены с помощью бинокля МСП-2. Детальный морфологический анализ и измерения этих объектов при увеличении 1000–1300 выполнены с помощью микроскопов Olympus CX41 и Nikon, оснащённым фотокамерой E200, сопряжённой с ПК.

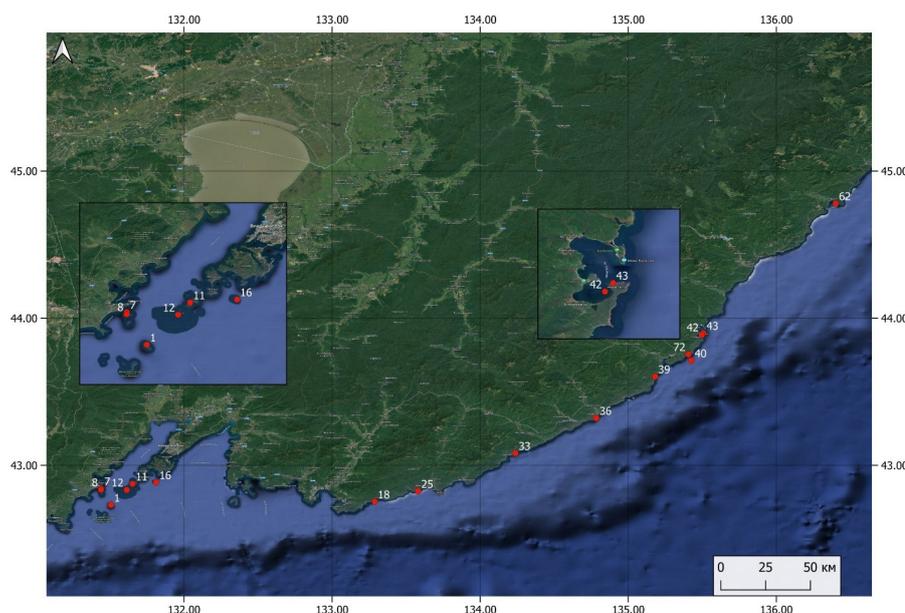


Рис. 1. Станции отбора мейобентоса в 64-м рейсе НИС «Академик Опарин» (с 17 июня по 08 июля 2021 г.)

Таблица 1

Координаты отбора мейобентоса и характеристика донных осадков на станциях (НИС «Академик Опарин», с 17 июня по 08 июля 2021 г.)

Станция	Координаты	Глубина, м	Донные осадки
1	042°43.865' N 131°30.445' E	13	Заиленный мелкозернистый песок
7	042°50.5' N 131°26.4' E	22.1	Пелитовый плотный ил со слюдяными пластинками, на поверхности пушистый детрит
8	042°50.077' N 131°26.355' E	8	Среднезернистый песок, раковины мёртвых фораминифер
11	042°52.471' N 131°39.202' E	6	Плотный ил, песок мелкозернистый
12	042°49.981' N 131°36.779' E	22	Плотный ил, песок мелкозернистый, раковины мёртвых фораминифер, жёлтые кристаллы минералов
16	042°53.065' N 131°48.688' E	10	Мелкая галька, песок среднезернистый
18	042°45.193' N 133°17.302' E	16	Мелкая галька, песок мелкозернистый
25	042°49.50' N 133°34.835' E	9	Плотный пелитовый ил, песок мелкозернистый
33	043°04.971' N 134°14.283' E	10	Крупная галька, песок мелкозернистый
36	043°19.259' N 134°47.081' E	10	Плотный мелкозернистый песок, мёртвые раковины моллюсков и фораминифер
39	043°36.191' N 135°10.897' E	10	Крупная галька, мелкий песок, терригенный детрит
40	043°42.7' N 135°25.6' E	86	Пелитовый ил, песок мелкозернистый с прозрачными кристаллами
42	043°42.7' N 135°25.6' E	24	Чёрный пелитовый ил, детрит растительный, диатомовые
43	043°53.904' N 135°30.401' E	10	Среднезернистый песок, ракуша, прозрачный песок
43А	043°53.904' N 135°30.401' E	0.3	Среднезернистый песок, ракуша, прозрачный песок
62	044°46.77' N 136°24.05' E	23	Плотный пелитовый ил, песок мелкозернистый, слюдяные пластинки
72	043°45.28' N 135°24.38' E	18	Мелкозернистый песок, прозрачный песок

Образцы обнаруженных биоморфных объектов («трихом») в шельфовой зоне Приморья (Японское море) составляют коллекцию Института биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (Севастополь). Поскольку их видовая идентификация возможна только в будущем, каждому коллекционному объекту присвоен номер с символом «J» («Form 5J» — «Form 11J»), указывающим на то, что данная форма найдена именно в Японском море (Sea of Japan).

Результаты

При изучении мейобентоса вдоль шельфа Приморья в донных осадках постоянно регистрировали в значительных количествах неизвестные для исследованной акватории разнообразные биоморфные объекты (рис. 2, а–ф). Некоторые из них представляют собой одиночные нитевидные структуры, обладающие прозрачной оболочкой и внутренним стержнем (протоплазмой?) с гомогенным или гетерогенным содержимым (рис. 2, а–г; рис. 3, а–ж). Общим для всех таких морф является наличие у них одного конца большего диаметра («базального») по сравнению с апикальным заострённым концом («верхушкой»). Цвет внутреннего стержня объектов, чётко отделённого от его прозрачной оболочки, варьирует от оливково-зелёного до интенсивно-коричневого.

Большинство представленных биоморфных объектов сложно устроены: они имеют от двух до восьми лучей однотипной структуры, сочленённых в «базальном» конце. Все лучи этих объектов, так же как одиночные, описанные выше, имеют один конец большего диаметра, другой заострённый. Широкие концы сочленяются друг с другом в одной точке, образуя общую «базальную» структуру. При этом лучи концентрируются в данной точке, но они изолированы друг от друга. Цветность многолучевых и одиночных морфотипов аналогична (рис. 2, 3), если их внутренние стержни лучей заполнены содержимым. В противном случае в лучах наблюдаются локальные скопления коричневых включений или они прозрачны (рис. 2, н–м, ф).

Необходимо отметить, что для района исследования разнообразие этих объектов представлено не менее чем десятью морфотипами и численность их весьма значительна.

На 13 станциях в донных осадках Японского моря обнаружены объекты, подобные некоторым морфотипам, характерным для глубоководных перманентных сероводородных условий на материковых склонах и в котловине Чёрного моря [Сергеева, 2022, рис. 1, 2]. При этом в Японском море не отмечена их приуроченность к экстремальным условиям, определённым глубинам и типу грунта. В процессе настоящих исследований проведён количественный учёт биоморфных объектов Японского моря, только однотипных с черноморскими проблемными морфотипами. Далее, поскольку эти объекты отнесены нами предположительно к «трихомам» наземных сосудистых растений, они будут упоминаться в тексте как трихомы условно определённой формы.

В частности, «трихомы» «Form 5J» и «Form 11J» Японского моря изоморфны черноморским морфотипам «Form 5» и «Form 11» (двух- и четырёхлучевая), что выражается в общности их морфологической структуры и отдельных элементов. Эти биологические объекты на шельфе Японского моря зарегистрированы во всем диапазоне исследованных глубин с достаточным содержанием кислорода как в илистых, так и песчаных грунтах (крупнозернистый песок и гравий). Количественное их развитие в исследованной акватории неравномерно. Суммарная численность только этих «трихом» по станциям варьировала от 6.0 до 80.0 тыс экз./м². Не обнаружены они только на станциях 11, 16, 33 и 36. Можно предположить, что это случайность, а не закономерность.

«Form 5J» — одиночная нитевидная «трихома» длиной 820–880 мкм и более. «Трихома» тонкая, нежная, её базальный край закруглён, апикальный — конический. Оболочка данного объекта гладкая, прозрачная, внутри просматривается чётко выраженная стержневая структура (протоплазма?), отделённая от оболочки и заполненная оливково-бурыми или интенсивно-коричневыми включениями, создающими гомогенность или гетерогенность её внутреннего содержимого (рис. 2, а–г; рис. 3, а–ж). Клеточное строение и наличие ядра не просматривается.

«Form 11J» — самый многочисленный и широко распространённый представитель в донных отложениях зоны Приморья. В исследованной акватории зарегистрированы «трихомы», не только подобные черноморским морфотипам «Form 11», несущим два или четыре луча, а также более сложные многолучевые особи (3–8 лучей). На данном этапе изучения мы условно всех их относим к «Form 11J».

Двух- и четырёхлучевые «трихомы» Японского моря, подобные черноморским морфотипам «Form 11», образованы лучами, сочленёнными у «базального» края особи (рис. 2, д–ф; рис. 3, и–н). Размеры 500–1110 мкм и более. Оболочка лучей гладкая, прозрачная. Яркое коричневое содержимое плотно упаковано в базальной части, а в стержневых структурах разных ветвей оно может быть гомогенным и гетерогенным. Необходимо отметить удивительный факт: в заливе Петра Великого, на глубине 13 м, многолучевая трихома служит базибионтом для множества эпибионтных инфузорий (рис. 2, ф–ц).

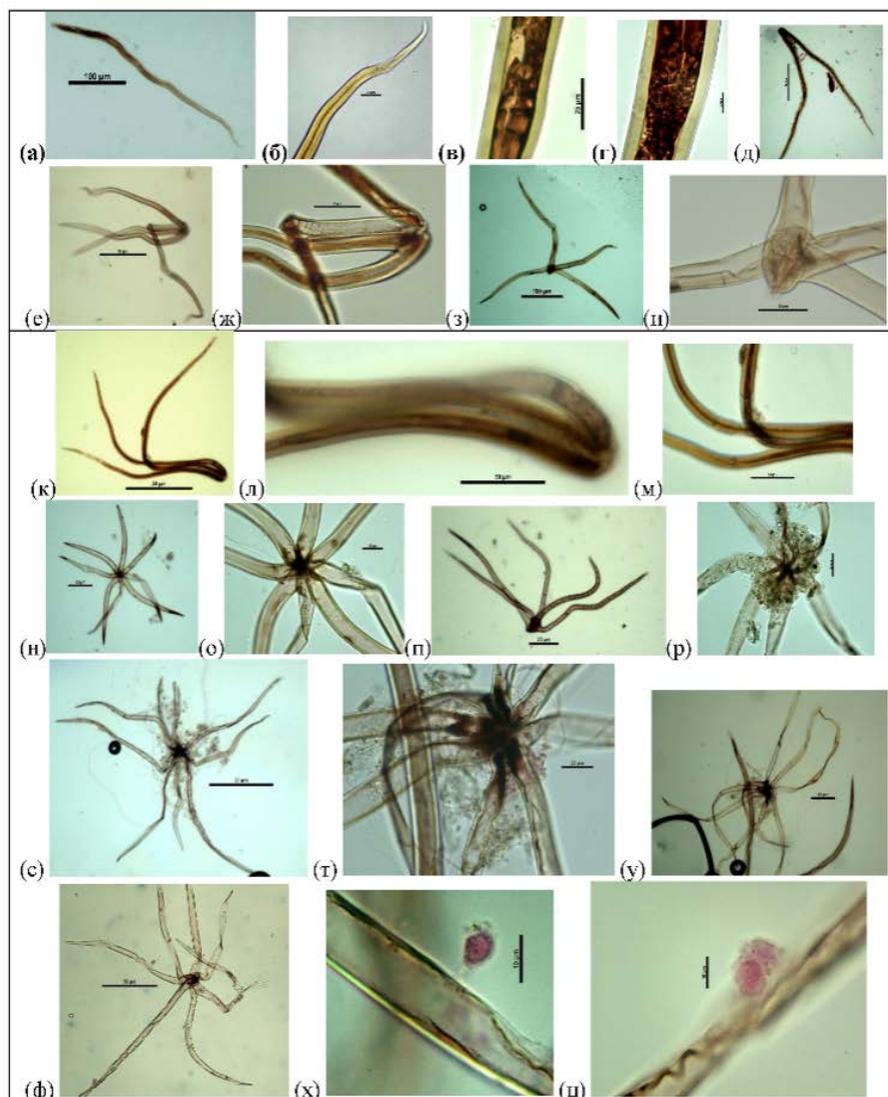


Рис. 2. Разнообразие «трихом» Приморья: а–г — «Form 5J» (ст. 18), а — общий вид, б — «апикальный» конец, в–г — внутренняя структура срединной части; д — «Form 11J» двухлучевая (ст. 72), общий вид; е–ж — «Form 11J» четырёхлучевая (ст. 25), е — общий вид, ж — сочленение лучей в «базальном» конце и его внутренняя структура; з–и — «Form 11J» четырёхлучевая (ст. 18), з — общий вид, и — «базальный» конец; к–м — «Form 11J» трёхлучевая (ст. 62), к — общий вид, л — «базальный» конец, м — средняя часть морфотипа; н–у — многолучевые «Form 11J», н–о — восьмилучевая (ст. 7), н — общий вид, о — сочленение лучей в «базальном» конце; п — пятилучевая (ст. 25), общий вид; р–у — образцы многолучевых морфотипов (ст. 25, 42 и 72); ф–ц — «Form 11J» семилучевая (базибионт) с эпибионтными инфузориями на лучах (ст. 1), ф — общий вид базибионта, х–ц — эпибионты на лучах.

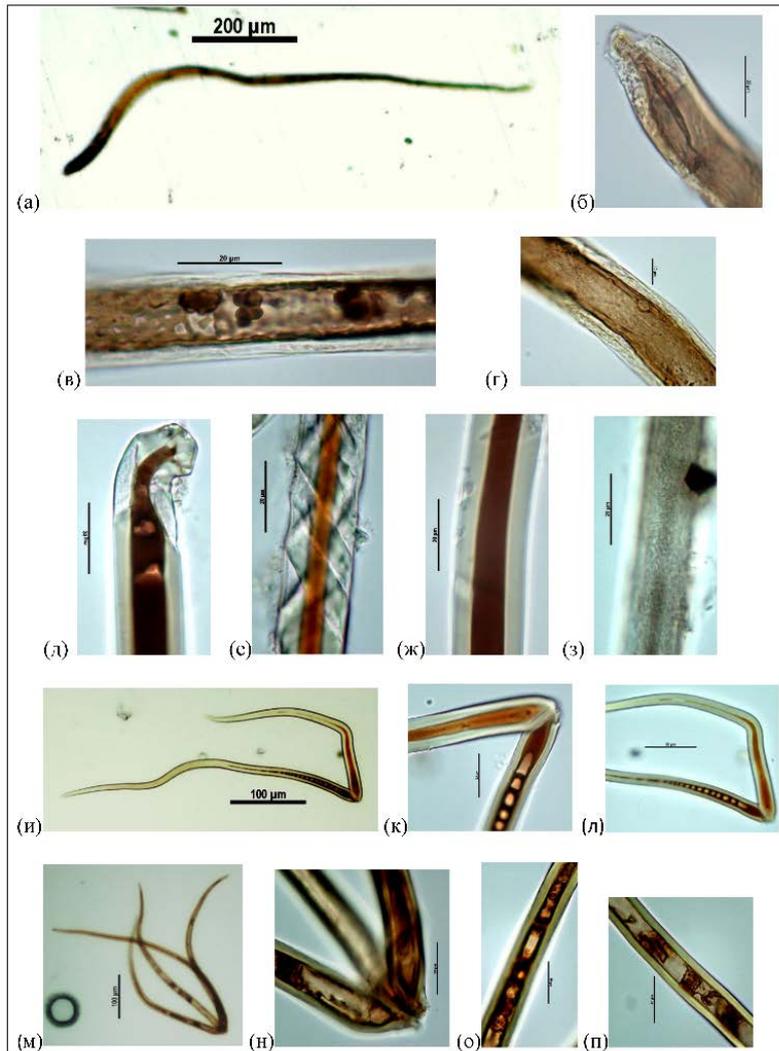


Рис. 3. Примеры трихом Японского моря, аналогичных черноморским морфотипам «Form 5» и «Form 11»: а–г — «Form 5J» (ст. 40), а — общий вид 1-го экземпляра, б — «базальный» конец, в–г — структура оболочки и внутреннее содержимое протоплазмы; д–з — «Form 5J» (ст. 42), д — «базальный» конец 2-го экземпляра, е–з — структура оболочки и стержня протоплазмы; и–л — «Form 11J» двухлучевая (ст. 42), и — общий вид, к–л — структура оболочки и протоплазмы в лучах; м–п — «Form 11J» четырёхлучевая (ст. 42), м — общий вид, н — сочленение ветвей в «базальном» конце, о–п — структура оболочки и протоплазмы лучей в средней части морфотипа

Обсуждение

Природа «трихом» Японского моря, как и неизвестных подобных морфотипов Чёрного моря, требует дальнейшего изучения, но, бесспорно, они не являются отмершими планктонными организмами или их неразложившимися фрагментами, попавшими из пелагиали в донные отложения. Ранее отмеченные в перманентных сероводородных донных отложениях Чёрного моря загадочные и ныне известные науке одноклеточные и многоклеточные организмы [Сергеева, 2000; Сергеева, 2001; Сергеева, 2004; Сергеева, Заика, 2008; Sergeeva et al., 2012; Sergeeva et al., 2014; Sergeeva, Dovgal, 2016], как правило, в научных публикациях принято считать компонентами «дождя трупов». Основанием тому авторы видят в токсичности сероводорода и присутствием ему консервирующим свойством, лимитирующим разложение отмерших организмов *in situ* [Зайцев и др., 2008; Поликарпов, 2012].

Этот путь проникновения («дождь трупов») в сероводородные осадки Чёрного моря ранее неоднократно опровергался полученными современными данными [Сергеева, Заика, 2008; Korovchinsky, Sergeeva, 2008; Sergeeva, 2002; Sergeeva, Zaika, Lichtschlag, 2008; Sergeeva et al., 2014].

О происхождении проблемных глубоководных черноморских «морфотипов» ранее был высказан ряд гипотез [Сергеева, Смирнова, 2019; Sergeeva, Burkatsky, 2021; Sergeeva, Smyrnova, 2020].

Настоящие исследования мейобентоса Японского моря привели авторов к заключению о справедливости недавно [Sergeeva, Burkatsky, 2021] высказанного предположения о том, что проблемные глубоководные «морфотипы» Чёрного моря могут быть элементами наземной растительности, а именно — трихомами. Они не создают впечатления фрагментов отмерших планктонных организмов в верхних горизонтах и со временем опустившихся в батиналь. В пользу этого предположения могут служить данные, полученные ранее [Сергеева, 2000; Sergeeva, 2002] о стратификации морфотипов, сохранивших свою морфологическую структуру в толще колонки грунта (8.5 см) котловины Чёрного моря.

На возможную общность генезиса рассмотренных объектов Японского и Чёрного морей указывает их морфологическая идентичность и размерный спектр. Можно предположить, что в донные осадки Японского моря «трихомы» поступают в составе атмосферных и терригенных аэрозолей с материка.

Поступление «трихом» на поверхность моря возможно в виде микроскопических компонентов в составе атмосферных выпадений, затем они опускаются на глубины. Известно [Smirnova, Riabinin, 2013], что аэрозоли, частицы микронного размера, являются постоянным компонентом приводных и приземных слоёв атмосферы. Они различаются по составу и мигрируют в воздушных потоках в результате атмосферной циркуляции. Морские и терригенные аэрозоли оседают в процессе седиментации или вымываются из атмосферы с дождевыми выпадениями на морском побережье.

Устные сообщения коллег из ННЦМБ ДВО РАН подтверждают, что в прибрежных водах Японского моря (особенно в планктоне) часто встречаются различные волоски наземных растений, которые легко идентифицируются благодаря толстой целлюлозной оболочке. Эти волоски морфологически напоминают различные трихомы наземной высшей растительности Дальнего Востока.

Следует отметить, что недавние (2018–2021 гг.) наши исследования мейобентоса в условиях гипоксии на относительно небольших глубинах (80–150 м) Чёрного моря (район Кавказа) в кооперации с учёными ИО РАН (в рамках гранта РФФИ № 19-45-230012p_a) показали, что рассматриваемые «трихомы» (морфотипы) отмечались там часто и в значительных количествах. Единичные находки были сделаны также в заливе Ласпи (район Крыма), в прибрежной зоне, в местах выхода метана из дна, а также в полости природного черноморского грота (мыс Айя).

Среди «трихом», характерных для шельфа Приморья, отмечено удивительное явление изо-морфизма двух представителей Японского моря, «Form 5J» и «Form 11J», с ранее описанными «Form 5» и «Form 11» из глубоководных донных осадков сероводородной зоны Чёрного моря [Сергеева, 2000; Сергеева, 2001; Сергеева, 2018; Сергеева, 2022; Сергеева, Смирнова, 2019; Sergeeva, Burkatsky, 2021; Sergeeva, Smyrnova, 2020].

В изученной акватории Японского моря все «трихомы», аналогичные черноморским (рис. 3), обнаружены на глубинах, где условия отличны от сероводородной зоны Чёрного моря.

До настоящего времени авторам не удавалось черноморские морфотипы отнести к какому-то определённом систематическому таксону. При микроскопическом анализе этих объектов не выявлены клеточная структура и ядро, размеры их достаточно велики, в то же время

прослеживается сохранение морфологических характеристик в разных регионах Чёрного моря, что позволяет их идентифицировать на уровне определённых «биоморфных» объектов или «морфотипов». При этом можно предположить, что сохранность их морфологических структур на протяжении тысячелетий в глубоководных донных осадках обеспечивает целлюлозная оболочка, которая, как известно, не растворяется в водной среде.

Полученные данные о концентрации «трихом» наземной сосудистой растительности в донных осадках Японского моря, изоморфных глубоководным морфотипам Чёрного моря, дают основания сделать вывод о возможном сходстве их генезиса.

В то же время их широкое распространение в огромном количестве на всём пространстве батииали Чёрного моря и в донных осадках исследованного диапазона глубин Японского моря позволяет предположить неучтённый источник органического вещества «трихом» в вертикальных потоках рассеянного осадочного материала в толще вод и глубоководных донных осадках.

Несомненно, «трихомы» играют в круговороте органического вещества в морских экосистемах значимую роль. Однако доля их вклада в некоторые суммарные химические показатели органического вещества водных масс и донных осадков к настоящему времени не оценена, так как внимание исследователей акцентировано на фитопланктонных, микропалеонтологических и палинологических объектах [Клювиткин и др., 2018].

Удивительно широкое географическое распространение рассмотренных изоморфных «трихом» (морфотипов) пока остаётся загадкой.

Как отмечал Л. П. Лисицын [Лисицын, 1974], «вещественный состав донных осадков определяется их генезисом. В то же время состав и распределение взвеси в морях и океанах тесно связаны с биологией, геохимией, гидрологией, климатологией, общими закономерностями циркуляции водной и воздушной оболочек Земли». На наш взгляд, рассмотренные выше результаты соответствуют данному утверждению Л. П. Лисицына.

Бесспорно, дальнейшие исследования мейобентоса и донных осадков Японского моря, особенно его глубоководной зоны, принесут много интересной и важной информации о разнообразии и обилии этих биоморфных объектов. Использование в будущем различных современных методов анализа предполагает: объективное подтверждение, что рассмотренные объекты являются действительно трихомами наземных растений, определение их систематического положения, описание путей проникновения в донные отложения и вертикального распределения тех или иных форм в толще грунтов на разных глубинах, а также оценку роли трихом в морских экосистемах в качестве маркеров палеоклиматических процессов.

Авторы надеются, что информация, приведенная в данном сообщении, будет интересна специалистам соответствующих научных направлений в изучении Чёрного моря и морей Дальнего Востока при описании седиментационных процессов, расшифровке палеоклиматических изменений, прогнозировании и реконструкции прошлых событий с использованием будущих знаний о видовой принадлежности «трихом» в качестве маркеров.

Благодарности. Авторы глубоко признательны руководству ТИБОХ ДВО РАН за предоставленную возможность выполнить сбор материалов в 64-м рейсе НИС «Академик Опарин» (с 17.06.2021 по 08.07.2021 г.), капитану НИС, коллегам отдела экологии бентоса ФИЦ ИнБЮМ Трофимову С. А. и Литвину Ю. И. за отбор донных осадков, а также всем участникам экспедиции за поддержку этой работы. Слова большой благодарности за ценные советы авторы выражают доктору биологических наук Чернышеву А. В. — сотруднику ННЦМБ ДВО РАН.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Соблюдение этических норм. Настоящая статья не содержит описания каких-либо исследований с использованием людей и животных в качестве объектов.

Список литературы

1. Белогурова Л. С., Масленников С. И. Мейобентос в условиях марикультуры морской капусты *Saccharina japonica* в бухте Рифовая залива Петра Великого (Японское море) // Океанология. – 2016. – Т. 56, № 4. – С. 599–604. – <https://doi.org/10.7868/S0030157416030011>
2. Зайцев Ю. П., Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б., Копытина Н. И., Курилов А. В., Нестерова Д. А., Нидзвецкая Л. М., Поликарпов И. Г., Стокозов Н. А., Теплинская Н. Г., Теренко Л. М. Биологическое разнообразие оксифионтов (в виде жизнеспособных спор) и анаэробов в донных осадках сероводородной батиали Черного моря // Доклады Национальной академии наук Украины. – 2008. – № 5. – С. 168–173.
3. Ключиткин А. А., Кравчишина М. Д., Дара О. М., Русанов И. И., Лисицын А. П. Сезонная изменчивость вертикальных потоков рассеянного осадочного вещества в Чёрном море // Доклады Академии наук. – 2018. – Т. 483, № 5. – С. 558–563. – <https://doi.org/10.31857/S086956520003308-1>
4. Лисицын А. П. Осадкообразование в океанах : Количественное распределение осадочного материала. – Москва : Наука, 1974. – 438 с.
5. Павлюк О. Н., Преображенская Т. В., Тарасова Т. С. Межгодовые изменения в структуре сообществ мейобентоса бухты Алексева Японского моря // Биология моря. – 2001. – Т. 27, № 2. – С. 127–132.
6. Пивкин В. М., Худякова Ю. В., Кузнецова Т. А., Сметанина О. Ф., Полохин О. В. Грибы аквапочв прибрежных акваторий Японского моря в южной части Приморского края // Микология и фитопатология. – 2005. – Т. 39, № 6. – С. 50–61.
7. Поликарпов Г. Г. Экстремальная жизнь и создаваемая ею самой себе область жизни в батиали Чёрного моря // Морской экологический журнал. – 2012. – Т. 11, № 3. – С. 5–16.
8. Полохин О. В. Оценка экологического состояния подводных почв бухты Троицы (Японское море) // Современные проблемы науки и образования. – 2015. – № 5. – С. 659.
9. Сергеева Н. Г. Биологическое разнообразие в донных осадках сероводородной зоны Чёрного моря: распределение по глубинам, стратификация в толще грунта // Геология Чёрного и Азовского морей / под ред. В. Н. Шнюкова. – Киев : Надра, 2000. – С. 314–331.
10. Сергеева Н. Г. Мейобентос глубинной сероводородной зоны Черного моря // Гидробиологический журнал. – 2001. – Т. 37, № 3. – С. 3–9.
11. Сергеева Н. Г. *Pseudopenilia bathyalis* gen. n., sp. n. (Crustacea, Branchiopoda, Stenopoda) – обитатель сероводородной зоны Чёрного моря // Вестник зоологии. – 2004. – Т. 38, № 3. – С. 37–42.
12. Сергеева Н. Г. Неизвестные донные морфотипы как перспективные объекты палеонтологических исследований батиали Чёрного моря // Фундаментальная и прикладная палеонтология : материалы LXIV сессии Палеонтол. о-ва, 2–6 апр. 2018 г. / РАН, Палеонтол. о-во при РАН, Всерос. науч.-исслед. геол. ин-т им. А. П. Карпинского. – Санкт-Петербург : ВСЕГЕИ, 2018. – С. 155–157.
13. Сергеева Н. Г. Изоморфизм проблемных донных морфотипов Японского моря и глубоководной сероводородной зоны Черного моря // Актуальные проблемы современной палинологии : Материалы XV Всерос. палинол. конф., посвящ. ... М. В. Ошурковой (Москва, 1–3 июня 2022 г.) / Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова [и др.] ; отв. ред. Н. С. Болиховская. – Москва : МГУ [и др.], 2022. – С. 330–335. – https://doi.org/10.54896/9785891188532_2022_71
14. Сергеева Н. Г., Заика В. Е. Ciliophora в сероводородной зоне Черного моря // Морской экологический журнал. – 2008. – Т. 7, № 1. – С. 80–85.

15. Сергеева Н. Г., Смирнова Л. Л. Неизвестные морфотипы в донных осадках сероводородной зоны Чёрного моря: разнообразие, гипотезы их происхождения // Эволюция биосферы с древнейших времен до наших дней / Рос. акад. наук, Палеонтол. ин-т им. А. А. Борисяка. – Москва : ПИН, 2019. – С. 234–242.
16. Тарасова Т. С., Романова А. В., Плетнев С. П., Аннин В. К. Современные комплексы бентосных фораминифер в бухте Житкова (о. Русский) залива Петра Великого Японского моря // Изв. ТИНРО. – 2016. – Т. 184. – С. 158–167.
17. Korovchinsky N. M., Sergeeva N. G. A new family of the order Ctenopoda (Crustacea: Cladocera) from the depths of the Black Sea // Zootaxa. – 2008. – Vol. 1795, no. 1. – P. 57–66. – <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1795.1.4>
18. Matsuzaki K. M., Itaki T., Tada R. and Kamikuri Sh. Paleoceanographic history of the Japan Sea over the last 9.5 million years inferred from radiolarian assemblages (IODP Expedition 346 Sites U1425 and U1430) // Progress in Earth and Planetary Science. – 2018. – Vol. 5. – Art. num. 54. – <https://doi.org/10.1186/s40645-018-0204-7>
19. Sergeeva N. G. Meiobenthos of the profundal hydrosulfuric zone of the Black Sea // Hydrobiological Journal. – 2002. – Vol. 38, iss. 4. – P. 95–102. <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v38.i4.100>
20. Sergeeva N. G. Meiobenthos of deep-water anoxic hydrogen sulphide zone of the Black Sea // Proceeding of the «Second International Conference on Oceanography of the Eastern Mediterranean and Black Sea: Similarities and Differences of Two Interconnected Basins», Ankara, Turkey, 14–18 Oct. 2002 / ed. A. Yilmaz. – Ankara : Tübitak Publ., 2003. – P. 880–887.
21. Sergeeva N. G., Burkatsky O. N. Abundance and Distribution of the Problematic morphotypes in the hydrogen sulfide bottom sediments of the North-Eastern Black Sea (Caucasus Region, Russia) // Stratigraphy and sedimentology of oil-gas basins. – 2021. – No. 26. – P. 3–18.
22. Sergeeva N., Dovgal I. *Loricophrya bosporica* n. sp. (Ciliophora, Suctorea) epibiont of *Desmoscolex minutus* (Nematoda, Desmoscolecida) from oxic/anoxic boundary of the Black Sea Istanbul Strait's outlet area // Zootaxa. – 2016. – Vol. 4061, no. 5. – P. 596–600. – <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4061.5.9>
23. Sergeeva N. G., Gooday A. J., Mazlumyan S. A., Kolesnikova E. A., Lichtschlag A., Revkova T., Anikeeva O. V. Meiobenthos of the oxic/anoxic interface in the Southwestern region of the Black Sea: Abundance and taxonomic composition // Anoxia: Evidence for Eukaryote Survival and Paleontological Strategies / eds.: A. V. Altenbach, J. M. Bernhard, J. Seckbach. – Dordrecht, Netherlands : Springer, 2012. – P. 369–401. – https://doi.org/10.1007/978-94-007-1896-8_20
24. Sergeeva N. G., Mazlumyan S. A., Lichtschlag A., Holtappels M. Benthic protozoa and metazoa living under anoxic and sulfide conditions in the Black Sea: Direct observations of actively moving Ciliophora and Nematoda // International Journal of Marine Science. – 2014. – Vol. 4, iss. 42. – P. 1–11. – <https://doi.org/10.5376/ijms.2014.04.0042>
25. Sergeeva N. G., Smyrnova L. L. Unusual benthic morphotypes, typical for permanent hydrogen sulfide zone of the Black Sea: hypotheses of their origin and perspectives of study // Paleontological Journal. – 2020. – Vol. 54, iss. 8. – P. 889–895. – <https://doi.org/10.1134/S0031030120080158>
26. Sergeeva N. G., Zaika V. E., Lichtschlag A. Preliminary data on the presence of diverse benthic ciliate species in deep anoxic Black Sea // 5th International conference «Environmental Micropalaeontology, Microbiology and Meiobenthology», February 17–25, 2008 : EMMM'2008 / Dep. of Appl. Geology, Univ. of Madras. – India, 2008. – P. 279–282.
27. Smirnova L. L., Riabinin A. I. Microbiological and Elemental Composition of Aerosols Falling on the Crimean Coast of the Black Sea // Paleontological Journal. – 2013. – Vol. 47, iss. 10. – P. 1198–1204. – <https://doi.org/10.1134/S0031030113100109>

FIRST DATA ON BIOMORPHIC OBJECTS (PRESUMABLY «TRICHOMES» OF TERRESTRIAL VASCULAR PLANTS) IN BOTTOM SEDIMENTS PRIMORYE ZONES (SEA OF JAPAN)

Sergeeva N. G., Mironyuk O. A.

*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation,
e-mail: nserg05@mail.ru*

Abstract: Information is given on the morphological diversity of «trichomes» of terrestrial vascular plants, first discovered during the study of meiobenthos in bottom sediments of the shelf zone of Primorye in the Sea of Japan (depth range 0.3–86.0 m). The morphological similarity of «trichomes» from the studied area of the Sea of Japan with some problematic deep-sea morphotypes of the Black Sea is discussed, which suggests their same genesis. A possible significant contribution of «trichomes» to some of the total chemical indices of vertical fluxes of organic matter in the water column and in bottom sediments has been suggested, which has not yet been estimated.

Keywords: «trichomes», morphology, bottom sediments, distribution, Sea of Japan.

Сведения об авторах

Сергеева доктор биологических наук, главный научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт
Нелли биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», nserg05@mail.ru
Григорьевна

Миронюк младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей
Ольга имени А. О. Ковалевского РАН», mironucolga@gmail.com
Андреевна

*Поступила в редакцию 26.12.2022 г.
Принята к публикации 18.04.2023 г.*

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ МОНИТОРИНГ ПОСТУПЛЕНИЯ И ОЦЕНКА САМООЧИЩЕНИЯ ВОД ОТ РАДИОИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В ЧЕРНОМОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЯХ *

Терещенко Н. Н., Параскив А. А., Проскурнин В. Ю.

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

г. Севастополь, Российская Федерация,

e-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Аннотация: Проведён ретроспективный многолетний мониторинг поступления в донные отложения прибрежной акватории (Севастопольская бухта, Чёрное море) антропогенных радиоизотопов плутония на основе изучения вертикального распределения плутония в донных отложениях в вершине и устьевом районе бухты. Показана применимость метода радиоактивных трассеров с использованием антропогенных радиоизотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu для геохронологии донных отложений в прибрежных морских акваториях. По результатам радиотрассерной геохронологии определены среднегодовые скорости осадконакопления и абсолютные массы донных осадков в до- и постчернобыльский периоды в исследованных районах бухты. Проведена количественная оценка самоочистительной способности вод от содержащихся в них радиоизотопов плутония в двух районах бухты в период с 1962 по 2016–2019 гг. посредством определения потоков биогеохимической седиментации плутония со взвешенным веществом в донные отложения.

Ключевые слова: Севастопольская бухта (Чёрное море), донные отложения, вертикальный профиль радиоизотопов плутония, радиоизотопная геохронология донных отложений, скорость осадконакопления, самоочистительная способность вод.

Введение

Количественная оценка биогеохимической седиментации взвеси и депонирования осадочного вещества в донные отложения позволяет определять значимость вклада процесса осадкообразования для самоочистительной способности морских вод [Егоров и др., 2013; Терещенко, Гулин, Проскурнин, 2016; Терещенко, Проскурнин, Параскив, 2019]. В современный период усиленного индустриального развития и урбанизации приморских регионов проблема изучения самоочистительной способности вод и механизмов её реализации отличается особой актуальностью для прибрежных акваторий, в частности для бухт и заливов, глубоко врезающихся в сушу. Они имеют ограниченный водообмен с водами открытых районов моря, вследствие чего снижается роль водообменных процессов в уменьшении концентрации техногенных веществ в их водах. К такому типу акваторий относится Севастопольская бухта [Гидролого-гидрохимический ... , 2006], которая подвержена усиленному техногенному влиянию и служит важным природным (хозяйственным и рекреационным) ресурсом как природная прибрежная морская экосистема. Чистота водной среды важна для нормального развития гидробионтов и сохранения качества природных ресурсов бухты, поэтому изучение процессов, обеспечивающих самоочищение вод прибрежных акваторий, и факторов, её формирующих, — актуальная научная и практическая задача прикладной гидробиологии.

Для оценки интенсивности самоочищения вод за счёт процессов осадконакопления наряду с другими методами используется метод радиоактивных трассеров [Егоров и др., 2013; Egorov et al., 2018; Терещенко, Проскурнин, Параскив, 2019]. В черноморском регионе, который вследствие антропогенной деятельности подвергался загрязнению радиоактивными изотопами

* Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ «Аспиранты» № 20-35-900041 и в рамках темы госзадания ФИЦ ИнБЮМ «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем», номер гос. регистрации 121031500515-8.

(в результате испытания ядерного оружия и аварии на Чернобыльской АЭС), стало возможным использование для этих целей техногенных радионуклидов [Buessler, Benitez, 1994; Радиоэкологический отклик ... , 2008; Isotopes in Hydrology ... , 2013; Gulin, Egorov, 2016]. Одним из самых информативных методов в последние десятилетия считается метод радиоактивных трассеров на основе альфа-излучающих техногенных радионуклидов плутония ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ [Yücel et al., 2012; Терещенко, Гулин, Проскурнин, 2016; Терещенко, Проскурнин, Параскив, 2019]. Задача изучения радиоэкологии радионуклидов плутония актуальна сама по себе, так как радионуклиды плутония имеют высокую радиотоксичность и широко используются в ядерных технологиях. Это увеличивает вероятность их попадания в природные экосистемы в результате плановых нормируемых сбросов, при работе объектов с ядерными технологиями и радиационных авариях [Плутоний ... , 2003; Worldwide Marine ... , 2005; Радиоэкологический отклик ... , 2008; Bossew, 2013]. В черноморских акваториях удельные активности ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ низкие и не оказывают негативного воздействия на биоту и функционирование морских экосистем в целом [Радиоэкологический отклик ... , 2008; Tereshchenko, Gulin, Proskurnin, 2018], но они, встраиваясь в малых количествах в биогеохимические циклы веществ в экосистеме, успешно используются в качестве радиотрассеров природных процессов в морских экосистемах Чёрного моря. В ранее проведённых исследованиях в Севастопольской бухте была изучена удельная активность донных отложений относительно радионуклидов плутония в верхнем слое осадка 0–5 см [Егоров и др., 2013; Терещенко и др., 2013; Терещенко, Гулин, Проскурнин, 2016]. На основе этих исследований было показано, что плутоний в черноморских водах проявляет педотропный тип поведения [Терещенко, Гулин, Проскурнин, 2016] и основным потоком самоочищения вод от радионуклидов плутония служит поток его биогеохимической седиментации со взвешенным веществом в донные осадки [Егоров и др., 2013; Egorov et al., 2018; Терещенко, Проскурнин, Параскив, 2019]. Поэтому скорость осадконакопления — важная характеристика водной экосистемы, в значительной степени определяющая скорость самоочищения вод от сорбционно-активных металлов, к которым принадлежит радиоактивный металл — плутоний.

Цель данной работы состояла в ретроспективном многолетнем мониторинге поступления радионуклидов плутония в акваторию бухты на основе изучения вертикального распределения радионуклидов плутония в слое 0–31 см донных отложений, проведении радиотрассерной геохронологии донных осадков в до- и постчернобыльский периоды и оценке скорости осадконакопления и самоочистительной способности вод от содержащихся в них радионуклидов плутония в эти периоды за счёт процесса осадконакопления и депонирования радионуклидов в донные отложения в двух районах Севастопольской бухты.

Материалы и методы

Керны донных отложений высотой 31 см были отобраны на двух станциях, в верховье и устьевом районе Севастопольской бухты: ст. 1 в 2019 г. (глубина 9 м) и ст. 2 в 2016 г. (глубина 15 м) соответственно (рис. 1). Эти районы бухты были выбраны для исследований как её краевые участки, граничащие со смежными водными экосистемами: устьевой район — с открытой акваторией моря, верховье бухты — с устьем реки Чёрной. Керны отбирали акриловой трубкой с вакуумным затвором и с последующей их нарезкой с помощью винтового экструдера на слои с шагом 2 см. Полученные пробы-слои взвешивали, затем сушили до состояния постоянного веса сухой массы пробы и по этим данным определяли оводнённость каждого слоя осадка. После озонирования образцов при 550 °С в муфельной печи к пробам добавляли радионуклид ^{242}Pu (трассер химического выхода плутония) и проводили химическое разложение пробы кислотами. Далее следовала очистка и выделение плутония с помощью ионообменной хроматографии по известной

методике [Радиоэкологический отклик ... , 2008; Tereshchenko et al., 2018]. Выделенный плутоний осаждали электролитическим методом на стальные диски для получения сверхтонких образцов, по которым проводили измерения активности альфа-излучающих радиоизотопов плутония ^{242}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu спектрометрическим методом на альфа-спектрометре ORTEC с полупроводниковыми детекторами. Измерительные работы были выполнены в Центре коллективного пользования Института геологии и минералогии им. В. С. Соболева Сибирского отделения РАН.

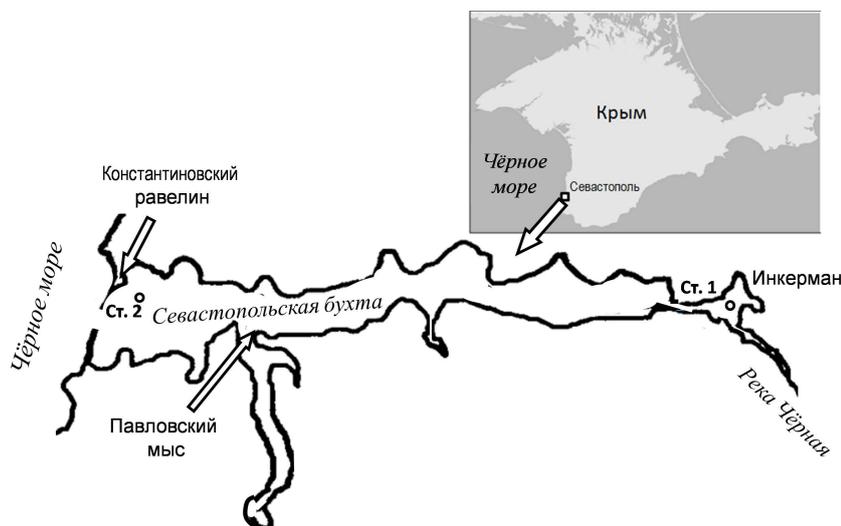


Рис. 1. Схема расположения станций отбора кернов донных отложений в Севастопольской бухте

На основе известных ядерно-физических свойств радиоизотопов плутония и истории их поступления в Чёрное море ранее описанным методом была выполнена радиотрассерная геохронология загрязнения донных осадков плутонием [Радиоэкологический отклик ... , 2008; Tereshchenko, Parkhomenko, 2021] и рассчитаны скорость осадконакопления (SR, мм/год), абсолютные массы донных отложений (MAR, г/(м²·год), седиментационные потоки плутония в донные отложения в процессе осадконакопления (Π_{Pu} , Бк/(м²·год)) в вершине и устьевом районе Севастопольской бухты.

Результаты и обсуждение

Полученные результаты по вертикальному распределению удельной активности донных отложений по $^{239+240}\text{Pu}$ в керне из верховья Севастопольской бухты представлены на рисунке 2а. Вертикальный профиль $^{239+240}\text{Pu}$ характеризуется двумя хорошо выраженными максимумами, а профиль отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ — чётко выраженным одним максимумом, совпадающим с верхним максимумом $^{239+240}\text{Pu}$ (рис. 2б). Это расположение на профилях максимумов $^{239+240}\text{Pu}$ и отношения активностей изотопов плутония $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ объясняется наличием двух основных источников поступления изотопов плутония, которые на масштабе десятилетий рассматриваются как залповые поступления. Таких основных источников радиоактивных выпадений на акваторию Чёрного моря было два: глобальные радиоактивные выпадения и выпадения после аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС). Нижний максимум (рис. 2а) соответствует времени максимальных глобальных радиоактивных выпадений (1962 г.), а верхний — максимуму радиоактивных выпадений радионуклидов чернобыльского происхождения в 1986 г. Это подтверждает профиль отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (рис. 2б).

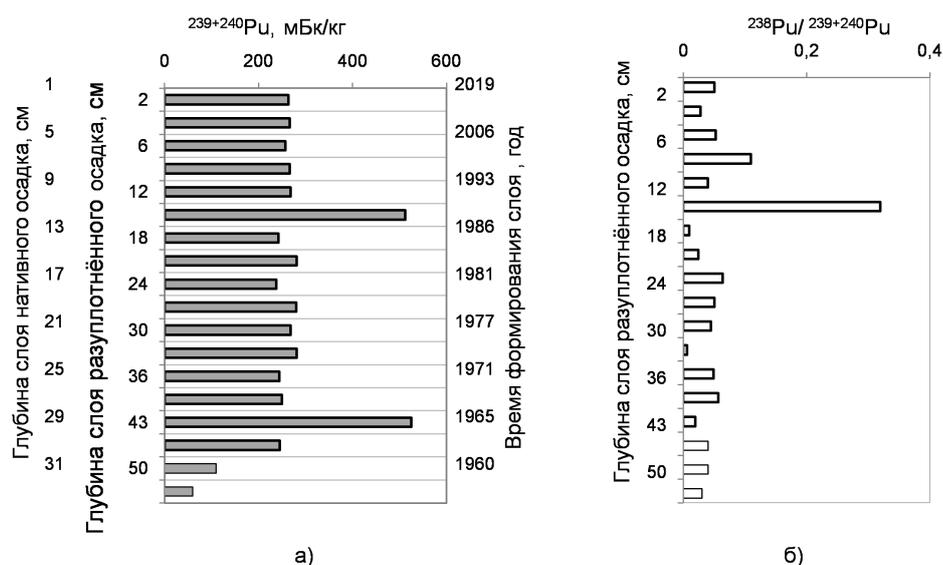


Рис. 2. Вертикальное распределение $^{239+240}\text{Pu}$ (а) и отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях верховья бухты в 2019 г., датировка донных отложений (правая ось ординат на рис. 2а); относительная ошибка определения $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях не превышала 13 %, а для ^{238}Pu — 30 % (для активностей выше 15 мБк/кг)

Максимальные значения отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ отмечены в период радиоактивных выпадений чернобыльского происхождения, что связано с разницей изотопного состава плутония в радиоактивных выпадениях после аварии на ЧАЭС (1986 г.) и после испытания термоядерного оружия (1962 г.). Так, в глобальных выпадениях отношение было порядка 0,03, а в чернобыльских — 0,45 [Радиоэкологический отклик ..., 2008]. В черноморских акваториях отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в период после аварии на ЧАЭС, согласно выполненным мониторинговым наблюдениям, изменялось в широких пределах от 0,1 до 0,5 в зависимости от доли плутония глобального и чернобыльского происхождения в природных объектах [Polikarpov et al., 1991; Buesseler, Benitez, 1994; Tereshchenko, Gulin, Proskurnin, 2018; Tereshchenko, Parkhomenko, 2021]. Поэтому совместный анализ профилей $^{239+240}\text{Pu}$ и отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ позволяет однозначно идентифицировать источник поступления плутония в Севастопольскую бухту и год формирования наблюдавшихся максимумов радиоактивных выпадений ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в осадках от этих источников. На основании этих двух дат и года отбора проб проведены геохронология загрязнения донных отложений радиоизотопами плутония и датировка осадков (рис. 2а — правая ось на графике). Выполненная датировка осадков на ст. 1 позволила рассчитать среднегодовую скорость осадконакопления (SR) в акватории, которая составила в среднем за весь период датировки (с 1962 по 2019 г.) $5,1 \pm 0,8$ мм/год. Средняя абсолютная масса донных отложений (MAR) за этот период составила $0,264$ г/(м²·год). Анализ накопления кумулятивного веса донных отложений за каждый из исследованных периодов показал, что MAR в постчернобыльский период уменьшилась до $1,7$ кг/(м²·год) по сравнению с дочернобыльским периодом ($3,9$ кг/(м²·год)). Также, соответственно, уменьшилась и скорость осадконакопления. Среднегодовая SR составляла $5,2 \pm 0,5$ мм/год в расчёте на разуплотнённый осадок (осадок с исходной влажностью поверхностного слоя) в период с 1986 по 2019 г., а в период с 1962 по 1986 г. она была равна $11,8 \pm 1,2$ мм/год. Среднегодовая SR в расчёте на осадок нативной плотности достигала $3,6 \pm 0,4$ и $7,5 \pm 0,7$ мм/год соответственно. Такую разницу в скорости осадконакопления в эти два периода можно объяснить изменениями, произошедшими

в водосборном бассейне реки Чёрной, устье которой впадает в верховье бухты и сток реки служит основным источником поступления взвешенного вещества в этот район Севастопольской бухты. В первой половине 80-х годов XX века (к 1984 г.) завершилось наращивание высоты дамбы Чернореченского водохранилища, что привело к увеличению объёма водохранилища и его площади почти с 2,5 до 6 км² [Малахова и др., 2019]. Естественно полагать, что эти изменения повлекли за собой увеличение буферной ёмкости водохранилища как отстойника для взвешенного вещества речных вод. Это привело к уменьшению концентрации взвешенного вещества в речных водах и уменьшению твёрдого стока реки Чёрной в Севастопольскую бухту. Снижение поступления взвеси в бухту повлекло за собой снижение скорости осадконакопления в верховье бухты. В пользу этого предположения также свидетельствуют результаты ранее проведённого исследования по оценке доли биогенной части осадочного вещества в донных отложениях Севастопольской бухты [Gulin et al., 2014]. Было установлено, что биогенное осадочное вещество составляло порядка 32 % от общей массы осадочного вещества в верховье бухты. Следовательно, большая часть осадочного вещества (68 %) состояла из терригенной взвеси и уменьшение количества терригенного взвешенного вещества, привносимого в вершину бухты водами реки Чёрной, значимо влияет на суммарное количество взвешенного вещества и скорость осадконакопления в этой части бухты. В результате этих процессов, как показал ретроспективный анализ вертикального профиля загрязнения донных отложений радиоизотопами плутония и геохронологии осадков, произошло изменение SR (уменьшение на 44 %) в период с 1986 по 2019 г. по сравнению с таковой в период с 60-х до первой половины 80-х годов XX века в вершине Севастопольской бухты. Это повлекло за собой и аналогичное изменение MAR. На основе значения MAR были рассчитаны потоки биогеохимической седиментации плутония в донные осадки в результате процесса осадконакопления (P_{Pu}) как количественный показатель самоочистительной способности вод по отношению к содержащимся в них радиоизотопам плутония в верховье бухты. Эти потоки количественно характеризуют биогеохимический седиментационный вынос плутония со взвешенным веществом из водных масс в донные отложения с его последующим депонированием в осадках. Плутоний, как известно, сорбционно-активный тяжёлый металл [Buessler, Benitez, 1994; Плутоний ... , 2003], поэтому он прочно связывается с частицами и выносится со взвесью в осадочное вещество донных отложений. Следовательно, количество взвешенного вещества, наряду с концентрацией плутония в воде, влияет на вынос плутония из водной среды. В период с 1962 до 1986 г. максимальный P_{Pu} составлял величины порядка 2,1 Бк/(м²·год) и был зафиксирован в период усиленных глобальных выпадений в 1962 г., а минимальные значения наблюдались в предчернобыльский период (0,4 Бк/(м²·год)). После атмосферных радиоактивных выпадений чернобыльского происхождения в мае — июне 1986 г. поток плутония увеличился до 0,9 Бк/(м²·год) за счёт увеличения удельной активности радиоизотопов в воде. В дальнейшем P_{Pu} в бухте снизился до 0,4 Бк/(м²·год), т. е. до уровня потоков в предчернобыльский период. Изменение потока биогеохимической седиментации плутония количественно характеризует изменение самоочистительной способности вод акватории относительно его радиоизотопов как ведущего процесса реализации самоочистительной способности вод по отношению к содержащимся в них радиоизотопам плутония [Терещенко, Проскурнин, Параскив, 2019].

Согласно значениям отношения активности $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в верхних слоях осадка на вертикальном профиле (рис. 2б), в настоящий период в донные отложения бухты продолжает поступать преимущественно плутоний глобального происхождения, рассеянный в водосборном бассейне бухты и реки Чёрной. В целом за период с 1962 по 1986 г. из водных масс бухты в донные отложения в этом районе перераспределилось до 27,1, а с 1986 по 2019 г. — 17,5 Бк $^{239+240}\text{Pu}/\text{м}^2$, что указывает на глобальное происхождение большей части радиоизотопов плутония, задепонированных в осадках бухты.

Удельная активность донных отложений в отношении ^{238}Pu была в 10–20 раз ниже, чем $^{239+240}\text{Pu}$, и его потоки составляли 5–10 % от потоков $^{239+240}\text{Pu}$. Общий запас $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях вершины Севастопольской бухты в 2019 г., в слое донных отложений 0–31 см, оценён в $47,1 \text{ Бк/м}^2$, а с учётом ^{238}Pu ($2,4 \text{ Бк/м}^2$) — $49,5 \text{ }^{238+239+240}\text{Pu} \text{ Бк/м}^2$.

Значимое влияние на величину потока плутония со взвешенным веществом в осадки оказывает аккумуляционная способность взвешенного вещества, которая зависит от гранулометрического состава взвешенного вещества — источника формирования осадочного вещества донных отложений. Как известно, вблизи впадения реки в море вначале оседают крупные частицы, а мелкие частицы взвеси мигрируют с водными массами на более значительные расстояния [Лисицын, 2003]. Это влияет на величину аккумуляционной способности осадков в отношении радиоизотопов плутония. Ранее было показано, что коэффициенты накопления плутония ($K_{\text{нPu}}$) в песчаных отложениях на порядок величин ниже, чем у иловых донных осадков [Tereshchenko, Gulin, Proskurnin, 2018]. Это подтверждает, что гранулометрический состав осадочного вещества оказывает влияние на величину потока плутония в донные отложения и его депонирование в них, так как количество выносимого со взвесью плутония тем меньше, чем больше размер частиц, о чём свидетельствует величина $K_{\text{нPu}}$. Для донных отложений одного и того же состава при концентрациях плутония в воде ниже $n \times 10^{-5}$ моль/л $K_{\text{н}}$ остаются постоянными [Трапезников, Трапезникова, 2006], поэтому при низких концентрациях плутония, наблюдавшихся в Севастопольской бухте, при изменении удельной активности радиоизотопов плутония в донных отложениях можно иметь представление об изменении их удельной активности в воде. Как было показано для глубоководного района Чёрного моря, интенсивность выноса плутония из поверхностных вод прямо пропорциональна удельной активности вод по плутонию. Поэтому с её уменьшением снижается интенсивность выведения плутония из воды и время пребывания плутония в поверхностном слое воды увеличивается [Tereshchenko, Gulin, Proskurnin, 2018].

Потоки самоочищения вод за счёт процесса осадкообразования в вершине бухты определялись, с одной стороны, уровнем удельной активности радиоизотопов плутония в воде, т. е. историей поступления техногенного плутония в бухту, с другой — высокой сорбционной способностью плутония на частицах взвеси и концентрацией взвешенного вещества в водах бухты, скоростью осадконакопления в акватории и величиной аккумуляционной способности донных отложений ($K_{\text{нPu}}$). Определённое влияние на скорость осадконакопления оказывает и продуктивность вод в верховье бухты, так как 32 % осадочного вещества составляло биогенное взвешенное вещество [Gulin et al., 2014], которое, помимо минерализованной составляющей биогенной взвеси, состоит из биотической части — взвешенного органического вещества (ВОВ). В целом воды Севастопольской бухты относятся к эвтрофным водам, так как уровень первичной продукции превышает $100 \text{ мг С}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$ [Терешенко, 2017], и поэтому ВОВ вносит свой вклад в процесс самоочищения вод. Все эти характеристики определяют величину концентрации взвеси в воде и в конечном итоге величину потока плутония в донные отложения и его депонирование в них, а также дают представление об индивидуальных особенностях и количественных показателях процесса самоочищения вод в акватории в зависимости от конкретных условий в этой части водоёма.

Результаты определения вертикального распределения $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в керне донных отложений и отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ в устьевой части Севастопольской бухты представлены на рис. 3.

Полученные результаты показали, что за весь изученный период, с 1962 по 2019 г., самые высокие удельные активности $^{239+240}\text{Pu}$ как в верховье бухты (рис. 2), так и в устьевом районе были равны 0,52 и 1,1 Бк/кг соответственно и не представляли экологической опасности для биоты бухты. Согласно рекомендательным документам РФ контрольные уровни для $^{239+240}\text{Pu}$ ($K_{\text{УPu}}$) донных отложений водоёмов составляют 6,9 кБк/кг. С использованием

результатов натуральных наблюдений и согласно отечественным и международным рекомендательным документам [Environmental protection ... , 2008; Strand et al., 2009; Оценка ... , 2015] нами были рассчитаны также региональные KU_{Pu} для донных отложений Севастопольской бухты, они составили 5 кБк/кг. Таким образом, измеренные максимальные значения уровней удельных активностей $^{239+240}Pu$ на три порядка величин ниже KU_{Pu} для донных отложений, эти радионуклиды не оказывают отрицательного влияния на биотические компоненты экосистемы бухты и могут использоваться в качестве радиотрассеров для изучения разных процессов в бухте в природных условиях.

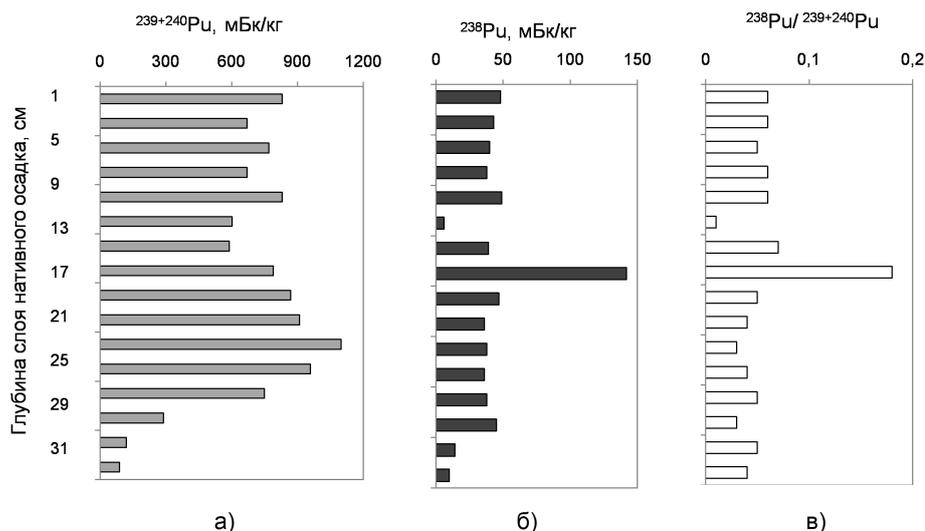


Рис. 3. Вертикальное распределение $^{239+240}Pu$ (а), ^{238}Pu (б) и отношения активностей $^{238}Pu / ^{239+240}Pu$ (в) в донных отложениях устьевой части бухты в 2016 г.; относительная ошибка определения удельной активности $^{239+240}Pu$ в донных отложениях не превышала 13 %, а для ^{238}Pu — 30 % (для активностей выше 15 мБк/кг)

Вертикальный профиль $^{239+240}Pu$ в устьевом районе бухты менее структурирован (рис. 3) по сравнению с таковым в верховье (рис. 2) и максимумы $^{239+240}Pu$ имеют размытую форму. Это, очевидно, связано с более сильным и частым волновым перемешиванием в данном районе, а также антропогенным влиянием — постановкой судов на якорные стоянки, что приводит к взмучиванию донных осадков, их последующему переосаждению и обуславливает степень размывания максимумов. Но на вертикальном профиле ^{238}Pu и отношения активностей $^{238}Pu / ^{239+240}Pu$ можно однозначно определить глубину залегания максимальных чернобыльских выпадений, так как доля ^{238}Pu в смеси изотопов плутония чернобыльского происхождения была на порядок выше, чем в глобальных выпадениях. По центральной точке размытого нижнего пика $^{239+240}Pu$ была определена точка максимальных глобальных выпадений, что дало возможность провести геохронологию донных осадков, а затем рассчитать SR и MAR в устьевой части бухты. На нативный осадок среднегодовая SR за 54 года составила $4,1 \pm 0,4$ мм/год, при этом в дочернобыльский период она была равна $2,50 \pm 0,05$, а в постчернобыльский — $5,3 \pm 0,9$ мм/год. В эти же периоды значения MAR составляли 2,2 и 3,9 кг/(м²·год) соответственно.

Следовательно, в устьевом районе произошло изменение скорости осадконакопления, но в противоположном направлении по сравнению с вершиной бухты: скорость осадконакопления в постчернобыльский период увеличилась более чем в 2 раза. Это изменение можно объяснить антропогенным вмешательством на линии выхода бухты в море. К 1986 г. там было завершено

строительство заградительного мола, который состоит из двух частей. Каждая из частей тянется от берега к середине выхода из бухты, сузив выход бухты с 1235 до 415 м, что повлекло за собой уменьшение водообмена бухты с открытой частью моря на 40–70 % [Гидролого-гидрохимический ... , 2006]. Таким образом, по обеим сторонам бухты в устьевом её районе образовалась застойная зона, где происходит усиленное оседание взвешенного вещества, и скорость осадконакопления увеличилась в этой зоне на 2,8 мм/год. Значение SR в дочернобыльский период в этих зонах устьевого района бухты (2,5 мм/год) совпадает с опубликованными данными по определению SR в противоположном конце устьевого района Севастопольской бухты, у Павловского мыса (рис. 1). Там её значение составляло 2,4 мм/год в конце 90-х годов прошлого века, и влияние постройки молв, очевидно, мало изменило условия процесса осадконакопления. Данные были получены радиотрассерным методом по колонкам донных отложений, но высотой 7–12 см, в качестве радиотрассеров использовали природный радиоизотоп ^{210}Pb и техногенный радиоизотоп ^{137}Cs [Радиоэкологический отклик ... , 2008]. Данные, полученные с помощью $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu в 2016 г. ($\text{SR} = 5,3 \pm 0,9$ мм/год) по постчернобыльскому периоду (1986–2016 гг.), с учётом ошибки определения величин соответствуют данным у Константиновского равелина по результатам определения в 2009 г. с применением ^{210}Pb и ^{137}Cs ($\text{SR} = 4,6 \pm 1,0$ мм/год) [Егоров и др., 2013] и результатам, полученным в 2013 г. ($\text{SR} = 4,1 \pm 0,8$ мм/год). Также и по дочернобыльскому периоду — новые результаты по величине SR идентичны ранее опубликованным данным ($\text{SR} = 2,50 \pm 0,05$ мм/год) [Параскив и др., 2021].

Таким образом, величины скорости осадконакопления, полученные с использованием разных изотопов в качестве радиотрассеров и в разное время, совпадают со вновь полученными данными с учётом ошибки определения, которая для SR указанных временных периодов не превышала 20 %.

Результаты, свидетельствующие об изменении SR в устьевой части бухты в период после 1986 г., указывают на влияние гидротехнических сооружений на скорость осадконакопления в акватории, а следовательно, и на скорость самоочистительной способности вод этого района бухты. Так, рассчитанные потоки поступления плутония в процессе осадконакопления в донные отложения бухты показали, что они были более значительными в устьевом районе по сравнению с верховьем бухты и варьировали в пределах от 2,0 до 2,8 Бк $^{239+240}\text{Pu}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$, а в дочернобыльский период — от 0,1 Бк $^{239+240}\text{Pu}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ ранее 1962 г. до максимальных потоков в 1962 г., которые составляли 3,1 Бк $^{239+240}\text{Pu}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ с последующим уменьшением до 2,4 Бк $^{239+240}\text{Pu}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ в предчернобыльские годы. Такие величины потоков плутония за счёт его биогеохимической седиментации из воды со взвесью в донные отложения привели к формированию в донных отложениях более значительных запасов плутония в устьевом районе. За весь исследованный период запасы плутония в этом районе бухты, в слое осадка 0–31 см, составили 193,3 Бк $^{239+240}\text{Pu}/\text{м}^2$ и 9,7 Бк $^{238}\text{Pu}/\text{м}^2$ или суммарно порядка 203 Бк $^{238+239+240}\text{Pu}/\text{м}^2$. Это связано как с увеличением MAR в постчернобыльский период, так и с более высокими концентрациями радиоизотопов плутония в донных отложениях в устьевом районе (рис. 3), которые являются отражением удельной концентрации радиоизотопов плутония в воде. Более высокие концентрации радиоизотопов плутония в воде устьевого района бухты могут указывать на преимущественное поступление плутония в бухту с морскими водами. В черноморские воды севастопольской морской акватории плутоний может поступать с водными массами из северо-западной части Чёрного моря, включая Каркинитский залив, при определённой розе ветров [Иванов, Белокопытов, 2011]. А именно в этот залив после прекращения подачи воды через Северо-Крымский канал в Крым стали сбрасывать воды реки Днепр, в которые из реки Припяти поступали в последние годы чернобыльские радионуклиды в результате сброса вод из пруда-охладителя ЧАЭС [Закон України ... , 2018]. Косвенным подтверждением того,

что часть поступающего в воды Севастопольской бухты плутония была чернобыльского происхождения, могут служить как более высокие удельные активности радионуклидов плутония в поверхностных слоях донных отложений, так и некоторое превышение в них значения отношения активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ на 0,01–0,03 по сравнению с таковым, характерным для композиции радионуклидов плутония глобального происхождения. Вторичное загрязнение Чёрного моря радионуклидами (^{90}Sr и ^{137}Cs) чернобыльского происхождения было зафиксировано после 2010 г., когда начали спускать воду с радионуклидами из пруда-охладителя ЧАЭС в р. Припять, откуда она поступала в р. Днепр и Северо-Крымский канал (до 2014 г.), а затем в Чёрное море [Gulin et al., 2013]. Таким образом, при повышении удельной активности радионуклидов плутония в воде бухты и с увеличением скорости осадконакопления увеличивается скорость самоочищения вод от плутония, но при этом происходит увеличение их запасов в донных отложениях, которые служат многолетним депо плутония в бухте. В связи с длительными периодами полураспада $^{239, 240}\text{Pu}$ (тысячи лет) на масштабе сотен лет их активность значимо не уменьшается за счёт радиоактивного распада.

Заключение

Проведён ретроспективный мониторинг уровней техногенных изотопов плутония ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях Севастопольской бухты, в вершине бухты и её устьевом районе, по вертикальным профилям распределения удельной активности радионуклидов плутония и геохронологии донных осадков.

Расчитаны региональные контрольные уровни $^{239+240}\text{Pu}$ для донных отложений Севастопольской бухты, они составили 5 кБк/кг. Измеренные максимальные значения уровней удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в современный период на три порядка величин ниже региональных контрольных уровней $^{239+240}\text{Pu}$ для донных отложений. Следовательно, эти радионуклиды не оказывают отрицательного влияния на биотические компоненты экосистемы бухты и могут использоваться в качестве радиотрассеров для изучения разных процессов в бухте в природных условиях.

Полученные результаты послужили основой для проведения геохронологии загрязнения плутонием донных отложений радиотрассерным методом с использованием в качестве радиотрассеров ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$ и последующего расчёта скорости осадконакопления в этих районах бухты, абсолютных масс донных осадков и потоков плутония из воды в донные отложения в результате процесса осадконакопления.

Изменение потоков биогеохимической седиментации плутония со взвесью из воды в донные отложения отражает изменение скорости самоочищения вод от плутония, которая изменялась в последние десятилетия в зависимости от ряда условий в изучаемых районах бухты. К ним в первую очередь относится, с одной стороны, уровень удельной активности радионуклидов плутония в воде, т. е. история поступления техногенного плутония в бухту, периоды действия источников радиоактивного загрязнения и величина аккумуляционной способности донных отложений, которая количественно характеризуется коэффициентами накопления плутония K_{Pu} осадками. K_{Pu} , в свою очередь, связаны с гранулометрическим составом осадочного вещества. С другой стороны, потоки плутония определялись количеством и размерным составом взвешенного вещества, удалённостью источников взвеси от изучаемой акватории, которые формируют скорость осадконакопления в акватории, оказывая решающее влияние на скорость самоочищения вод и перераспределение плутония в донные осадки. Определённое влияние на скорость осадконакопления оказывает и продуктивность вод, потому что часть осадочного вещества составляло биогенное взвешенное вещество — взвешенное органическое вещество (ВОВ). В связи с этим ВОВ вносит свой вклад в процесс самоочищения вод, являясь составной частью взвешенного вещества, а значит, и биогеохимического седиментационного потока плутония из воды в донные отложения.

Комплекс перечисленных характеристик различался в вершине и устьевом районе бухты. Это различие привело к разным величинам потока плутония в донные отложения и его депонирования в них. Величина и изменение потоков плутония связаны с индивидуальными особенностями функционирования морской экосистемы в каждом районе бухты и количественно определяли скорость процесса самоочищения вод в двух исследованных районах, что сказалось на величине запасов плутония в верховье и устьевом районе бухты.

Показано, что гидротехнические сооружения в водосборном бассейне бухты или на границе бухты и открытого района моря влияют не только на водообмен, но и затрагивают другие процессы функционирования экосистемы бухты. В частности, они влияют на количество взвешенного вещества в акватории, скорость осадконакопления, в конечном итоге на скорость самоочищения вод бухты от техногенных веществ и величину запасов техногенных веществ в донных отложениях бухты.

Список литературы

1. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов / Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н. [и др.] ; Мор. гидрофиз. ин-т НАН Украины. – Севастополь : МГИ, 2006. – 90 с.
2. Егоров В. Н., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Мирзоева Н. Ю., Терещенко Н. Н., Лазоренко Г. Е., Малахова Л. В., Плотыцына О. В., Малахова Т. В., Проскурнин В. Ю., Сидоров И. Г., Гулина Л. В., Стецюк А. П., Марченко Ю. Г. Биогеохимические механизмы формирования критических зон в Черном море в отношении загрязняющих веществ // Морской экологический журнал. – 2013. – Т. 12, № 4. – С. 5–26.
3. Закон України «Про Загальнодержавну програму зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему» від 15.01.2009 № 886-VI : (додаток із змінами, внес. згідно із Законом України від 21.10.2011 р. N3960-VI : у ред. Закону України від 16.10.2018 р. № 2595-VIII) // Ліга:Закон : [офіц. сайт]. – 2018. – <https://ips.ligazakon.net/document/ГО90886> (дата обращения: 22.07.2022).
4. Иванов В. А., Белокопытов В. Н. Океанография Черного моря / Мор. гидрофиз. ин-т НАН Украины. – Севастополь : МГИ, 2011. – 212 с.
5. Лисицын А. П. Новые возможности четырехмерной океанологии второго поколения – опыт двухлетних исследований в Белом море // Актуальные проблемы океанологии / Рос. акад. наук, Ин-т океанологии им. П. П. Ширшова. – Москва : Наука, 2003. – С. 503–556.
6. Малахова Л. В., Егоров В. Н., Гулин С. Б., Малахова Т. В., Мосейченко И. Н. Многолетняя динамика содержания хлороорганических соединений и ртути в донных осадках Чернореченского водохранилища // Водные ресурсы. – 2019. – Т. 46, № 4. – С. 417–423. – <https://doi.org/10.31857/S0321-0596464417-423>
7. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки : Р 52.18.820-2015 / М-во природ. ресурсов и экологии Рос. Федерации, Федер. служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Обнинск : Росгидромет, 2015. – 65 с.
8. Параскив А. А., Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Чужикова-Проскурнина О. Д. Изменение седиментационных потоков плутония в донные отложения бухты Севастопольская в период до

- и после аварии на ЧАЭС // Морской биологический журнал. – 2021. – Т. 6, № 2. – С. 69–81. – <https://doi.org/10.21072/mbj.2021.06.2.05>
9. Плутоний. Фундаментальные проблемы / пер. с англ. под ред. Б. А. Надытко, А. Ф. Тимофеевой. – Саров : РФЯЦ – ВНИИЭФ, 2003. – 495 с.
 10. Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н., Гулин С. Б. [и др.] ; под ред. Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова. – Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. – 667 с.
 11. Терещенко Н. Н. Влияние трофности морских вод на миграцию и депонирование техногенных радионуклидов плутония // Журнал Сибирского федерального университета. Сер.: Биология. – 2017. – Т. 10, № 1. – С. 20–34.
 12. Терещенко Н. Н., Гулин С. Б., Проскурнин В. Ю. Радиоэкологические закономерности перераспределения альфа-радионуклидов плутония в экосистеме Черного моря // Морской биологический журнал. – 2016. – Т. 1, № 3. – С. 3–13. – <https://doi.org/10.21072/mbj.2016.01.3.01>
 13. Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Гулин С. Б., Крылова Т. А. Радиоэкологический мониторинг плутония в донных отложениях севавтопольских бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. / Мор. гидрофиз. ин-т НАН Украины. – Севастополь : МГИ, 2013. – Вып. 27. – С. 289–293.
 14. Терещенко Н. Н., Проскурнин В. Ю., Параскив А. А. Комплексный подход в оценке экологического состояния акваторий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2019. – Т. 59, № 6. – С. 627–642. – <http://doi.org/10.1134/S0869803119060122>
 15. Трапезников А. В., Трапезникова В. Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург : Изд-во Урал. гос. аграр. ун-та, 2006. – 390 с.
 16. Bossew P. Plutonium emission from the Fukushima accident // IX Latin American IRPA Regional Congress on Radiation Protection and Safety, Rio de Janeiro, April 15–19, 2013 : IRPA – 2013. – URL: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/45/020/45020946.pdf?r=1
 17. Buesseler K. O., Benitez C. R. Determination of mass accumulation rates and sediment radionuclide inventories in the deep Black Sea // Deep Sea Research. Pt 1, Oceanographic Research Papers. – 1994. – Vol. 41, iss. 11/12. – P. 1605–1615. – [https://doi.org/10.1016/0967-0637\(94\)90064-7](https://doi.org/10.1016/0967-0637(94)90064-7)
 18. Buesseler K. O., Livingston H. D. Natural and man-made radionuclides in the Black Sea // Radionuclides in the Oceans. Input and Inventories / Inst. de protection et de sûreté nucléaire ; eds: P. Guéguéniat [et al.]. – Les Ulis : IPSN, 1996. – P. 201–217.
 19. Egorov V. N., Gulina S. B., Malakhova L. V., Mirzoeva N. Yu., Popovichev V. N., Tereshchenko N. N., Lazorenko G. E., Plotitsina O. V., Malakhova T. V., Proskurnin V. Yu., Sidorov I. G., Stetsyuk A. P., Gulina L. V. Rating water quality in Sevastopol bay by the fluxes of pollutant deposition in bottom sediments // Water Resources. – 2018. – Vol. 45, iss. 2. – P. 222–230. – <https://doi.org/10.1134/S0097807818020069>
 20. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants : ICRP publ. 108 // Annals of the ICRP. – 2008. – Vol. 38, iss. 4/6. – P. 1–242. – <https://doi.org/10.1016/j.icrp.2009.04.001>
 21. Gulina S. B., Egorov V. N. Radioactive tracers in the Black Sea: a tool for environmental assessment and ecological regulation // Genetics, Evolution and Radiation / eds: V. Korogodina [et al.]. – New York : Springer, 2016. – P. 303–313.

22. Gulin S. B., Gulina L. V., Sidorov I. G., Proskurnin V. Yu., Duka M. S., Moseichenko I. N., Rodina E. A. ^{40}K in the Black Sea: a proxy to estimate biogenic sedimentation // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – Vol. 134. – P. 21–26. – <http://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.02.011>
23. Gulin S. B., Mirzoyeva N. Yu., Egorov V. N., Polikarpov G. G., Sidorov I. G., Proskurnin V. Yu. Secondary radioactive contamination of the Black Sea after Chernobyl accident: recent levels, pathways and trends // Journal of Environmental Radioactivity. – 2013. – Vol. 124. – P. 50–56. – <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.04.001>
24. Isotopes in Hydrology, Marine Ecosystems and Climate Change Studies. Vol. 2. : proc. of the intern. symp., Monaco, 27 March – 1 April 2011 / Intern. Atomic Energy Agency. – Vienna : IAEA, 2013. – 636 p.
25. Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoschuk V. I., Stokozov N. A., Korotkov A. A. Radionuclides migration in the Dnieper river cascade, the Dnieper – Bug estuary and the Black Sea shallow waters // Biochemical Pathways of Artificial Radionuclides : SCOPE – RADPATH Meeting Materials, 12–20 April 1991 / Sci. Comm. on Problems of the Environment. – UK : Essex Univ., 1991. – 19 p.
26. Strand P., Beresford N., Coplestone D., Godoy J., Jianguo L., Saxen R., Yankovich T., Brown J. Environmental protection: transfer parameters for reference animals and plants : ICRP publ. 114 // Annals of the ICRP. – 2009. – Vol. 39, iss. 6. – P. 1–111. – <https://doi.org/10.1016/j.icrp.2011.08.009>
27. Tereshchenko N. N., Gulin S. B., Proskurnin V. Yu. Distribution and migration of $^{239+240}\text{Pu}$ in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period // Journal of Environmental Radioactivity. – 2018. – Vol. 188. – P. 67–78. – <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.10.002>
28. Tereshchenko N. N., Parkhomenko A. V. Features of formation of the sedimentation and mass accumulation rate in Western Black Sea bottom sediments // Oceanology. – 2021. – Vol. 61, no. 4. – P. 499–510. – <https://doi.org/10.1134/S0001437021040147>
29. Tereshchenko N. N., Proskurnin V. Yu., Paraskiv A. A., Chuzhikova-Proskurnina O. D. Man-made plutonium radioisotopes in the salt lakes of the Crimean peninsula // Journal of Oceanology and Limnology. – 2018. – Vol. 36, iss. 6. – P. 1917–1929. – <https://doi.org/10.1007/s00343-018-7312-5>
30. Worldwide Marine Radioactivity Studies (WOMARS). Radionuclide Levels in Oceans and Seas : final report of a coordinated research project / Intern. Atomic Energy Agency. – Vienna : IAEA, 2005. – 187 p.
31. Yüecel M., Moore W. S., Butler I. B., Boyce A., Luther G. W. Recent sedimentation in the Black Sea: New insights from radionuclide distributions and sulfur isotopes // Deep Sea Research. Pt I, Oceanographic Research Papers. – 2012. – Vol. 66. – P. 103–113. – <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2012.04.007>

**RETROSPECTIVE MONITORING OF INPUT AND EVALUATION
OF SELF-PURIFICATION OF WATERS FROM PLUTONIUM RADIOISOTOPES
IN THE BLACK SEA COASTAL AREAS**

Tereshchenko N. N., Paraskiv A. A., Proskurnin V. Yu.

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

e-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Abstract: A retrospective long-term monitoring of input to bottom sediments in the coastal areas (Sevastopol Bay, the Black Sea) with anthropogenic plutonium radioisotopes was carried out, which was based on the study of the vertical distribution of plutonium in bottom sediments in the top and mouth area of the bay. The applicability of the radioactive tracer method using anthropogenic radioisotopes $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu for the geochronology of bottom sediments in coastal marine areas was shown. Based on the results of radiotracer geochronology, the average annual sedimentation rates and the mass accumulation rate of bottom sediments in the pre- and post-Chernobyl periods in the studied areas of the bay were determined. A quantitative assessment of the self-purification ability of the waters from plutonium radioisotopes in two areas of the bay in the period from 1962 to 2016–2019 was fulfilled by determining the fluxes of biogeochemical sedimentation of plutonium with suspended matter into bottom sediments.

Keywords: Sevastopol Bay (the Black Sea), bottom sediments, vertical profile of plutonium radioisotopes, radioisotope geochronology of bottom sediments, sedimentation rate, self-purification ability of waters.

Сведения об авторах

Терещенко Наталия Николаевна	кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», ntereshchenko@yandex.ru
Параскив Артём Алексеевич	младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», paraskiv@ibss.ras.ru
Проскурнин Владислав Юрьевич	младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», v_proskurnin@ibss-ras.ru

*Поступила в редакцию 30.07.2022 г.
Принята к публикации 02.02.2023 г.*

ИХТИОПЛАНКТОН И ЖЕЛЕТЕЛЫЙ ПЛАНКТОН АКВАТОРИИ ЗАПОВЕДНИКА «МЫС МАРТЬЯН» В ЛЕТНИЙ СЕЗОН 2021 г. *

Губанов В. В.

ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»,
г. Севастополь, Российская Федерация,
e-mail: gubanov76@mail.ru

Аннотация: В статье изложены результаты исследования ихтиопланктона и желетелого планктона акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории во второй половине летнего сезона 2021 г. Отмечены икра и личинки 10 видов и надвидовых таксономических единиц рыб. Среднее обилие икры составило $65,4 \text{ экз/м}^2 \pm 23,3 \text{ экз/м}^2$, личинок $3,9 \text{ экз/м}^2 \pm 2,5 \text{ экз/м}^2$, доля живой икры была значительной и составила 76,2 %, однако структура ихтиопланктона характеризуется значительным доминированием массовых видов и низкой выровненностью при невысоком видовом разнообразии в целом. Желетельный планктон представлен преимущественно *Beroe ovata* Bruguère, 1789 со средним обилием $10,0 \text{ экз/м}^2 \pm 8,2 \text{ экз/м}^2$, при этом размер 83,7 % отмеченных экземпляров не превышал 5 мм. Полученные данные сопоставлены с результатами исследований, выполненных автором в той же акватории в летний сезон 2019 г., а также с опубликованными данными, характеризующими летний ихтиопланктон побережья Крыма.

Ключевые слова: ихтиопланктон, желетельный планктон, Чёрное море, заповедник «Мыс Мартьян».

Введение

Акватория заповедника «Мыс Мартьян», его подводные и наземные ландшафты типичны для южного побережья Крыма и при этом характеризуются незначительной антропогенной трансформацией. По этой причине результаты исследований акватории заповедника важны для понимания явлений и процессов, связанных с биотой черноморского побережья Крыма в целом. Ихтиопланктон акватории заповедника «Мыс Мартьян» изучен недостаточно, имеющиеся опубликованные данные, характеризующие его ихтиофауну, относятся ко взрослым организмам. Всего в акватории заповедника и прилегающей акватории зарегистрирован 71 вид рыб [Болтачев, Карпова, Данилюк, 2014], но при этом отсутствует информация о том, какие виды фактически размножаются в вышеуказанной акватории и насколько эффективен их нерест.

Целью настоящего исследования было изучение размножения рыб в акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей акватории в летний период, определение структуры и состояния ихтиопланктонного комплекса, а также получение данных, характеризующих желетельный планктон по причине его способности оказывать на ихтиопланктон как косвенное, так и прямое воздействие.

Материалы и методы

Заповедник Мыс Мартьян организован в 1973 г. и расположен между территорией Никитского ботанического сада и пгт Даниловка. Акватория заповедника окаймляет мысы Никитин и Мартьян, её площадь составляет 120 гектаров, протяжённость вдоль берега порядка 2200 м [Публичная кадастровая ... ; Заповедник «Мыс Мартьян»].

* Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме НИР 121030100028-0 «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана».

В процессе выполнения работ 23.08.2021 г. в акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории на 10 станциях (рис. 1) в середине — второй половине светового дня с борта малого плавсредства выполнены вертикальные ловы планктонной сетью ИКС-80 с ячейёй 400 мкм и площадью входного отверстия 0,5 м². Отобрано 10 планктонных проб, из которых изымали ихтиопланктон и желетельный планктон, зафиксированы фактические координаты точек отбора материала, замерена температура поверхностного слоя воды. При выполнении работ судно лежало в дрейфе.

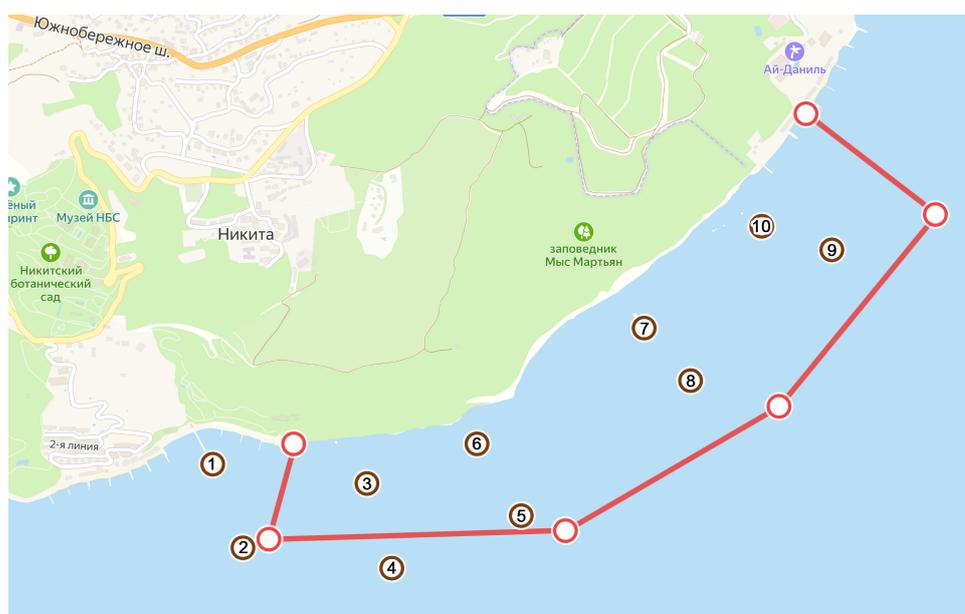


Рис. 1. Границы акватории заповедника «Мыс Мартьян» и точки отбора планктонных проб

Температура поверхностного слоя воды во время отбора проб составила 26,0–28,0 °С. Во время выполнения работ отмечен слабый ветер неопределённого направления, скорость которого не превышала 0,5 м/с, незначительное волнение моря порядка 1 балла, незначительная облачность, перекрывавшая порядка 20 % неба, над поверхностью моря дымка. При выполнении работ на станциях 3–6, ближайших к оконечностям мысов в пределах заповедника, отмечено интенсивное вдольбереговое северо-восточное течение. Наличие течения проявлялось в том, что при достижении орудием лова дна либо глубины 12 м на мористых станциях появлялся интенсивный снос плавсредства относительно орудия лова. При выполнении работ на станциях 6 и 7 на поверхности моря отмечены незначительные скопления мусора бытового и природного происхождения, включавшего в себя пластик, резину, ветви деревьев, тому подобное. Там же отмечены скопления медуз. В целом необходимо отметить высокую прозрачность воды, при выполнении работ планктонная сеть была видна в деталях при нахождении на глубине до 7–8 м.

Прибрежные станции удалены от уреза воды на 130–160 м, мористые — на 300–500 м. На станциях 1–3 ловы выполнены от дна до поверхности. На остальных станциях ловы выполнены без касания дна орудием лова с максимально возможным охватом толщи воды при учёте глубины в точке выполнения работ и сноса орудия лова. Глубина погружения сети при этом составляла от 5,5 до 16 м, угол отклонения троса от вертикали составлял от 0 до 30°.

При визуальном наблюдении и в результате касания дна орудием лова в точках отбора материала отмечены субстраты различного свойства: песок, как мелкий, так и крупный, со значительной долей створок моллюсков, валуны различного размера.

Непосредственно после отбора пробы желетельных, минимальный размер которых превышал 3 мм, отделяли для определения видового состава и выполнения промеров, а оставшуюся пробу фиксировали нейтрализованным формалином до итоговой концентрации фиксатора 4 %.

Общий объём собранного материала составил 324 икринки и 19 личинок рыб. Дальнейшая обработка проб выполнена в лабораторных условиях с применением бинокуляра.

Видовую принадлежность и этапы развития ихтиопланктона определяли по [Дехник, 1973; Калинина, 1976; Rodriguez, Alemany, Garcia, 2017]. Латинские названия всех видов приведены согласно World Register of Marine Species [WoRMS]. Все формулы исчисления приводятся по [Одум, 1986].

Результаты

Погибшей либо аномально развивающейся икры было 23,8 %, таким образом, живая, нормально развивающаяся икра рыб составила 76,2 %.

Таксономическая принадлежность определена для 97,7 % общего объёма отобранного материала, при этом отмечены икра и личинки восьми видов рыб. Погибшую икру определяли до вида при достаточной сохранности её морфологии. Не определяемая в рамках применяемого метода до видовой принадлежности икра видов рода Пескарки определена до рода *Callionymus* sp., также в группу *Gobiidae* gen. sp. сведены те мелкие личинки бычков, определение систематической принадлежности которых вызывало затруднения и не могло быть гарантированно верным.

Таким образом, икра и личинки рыб, отмеченные в акватории заповедника и непосредственно прилегающей прибрежной акватории в рамках настоящего исследования, принадлежали к 10 видам и надвидовым таксономическим единицам. Аналогичный подход был принят при обработке и анализе материалов, отобранных в той же акватории в июле 2019 г. (были отмечены икра и личинки 16 видов и надвидовых таксономических единиц рыб), результаты исследований представлены (табл. 1, рис. 1).

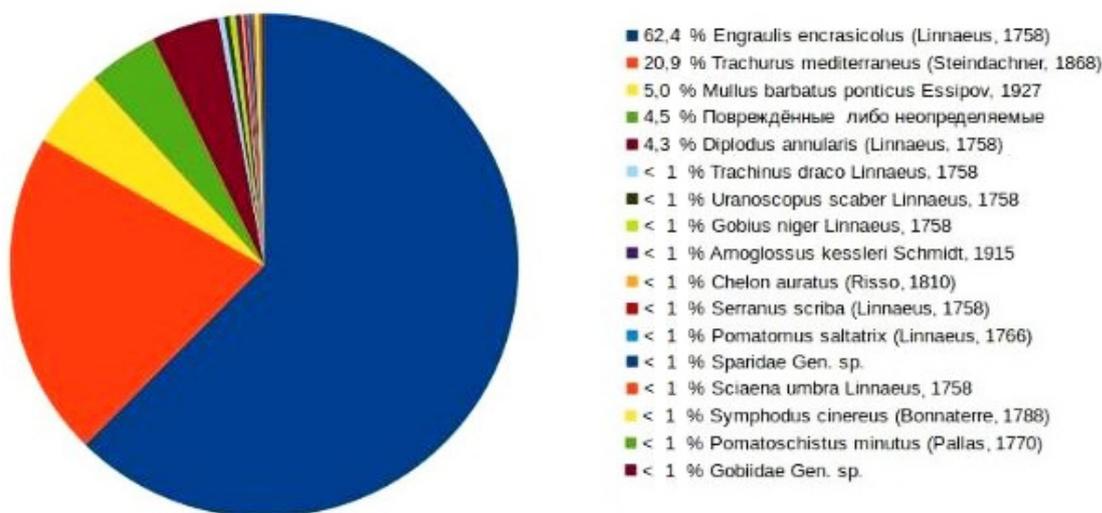
Среднее обилие икры составило $65,4 \text{ экз/м}^2 \pm 23,3 \text{ экз/м}^2$, личинок $3,9 \text{ экз/м}^2 \pm 2,5 \text{ экз/м}^2$.

Таблица 1

Видовой состав ихтиопланктона акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории по результатам сборов, выполненных в летний сезон 2019 и 2021 гг.

п/п	Виды и надвидовые единицы	Июль 2019	Август 2021
1	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758), хамса	+	+
2	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810) (<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)), сингиль	+	–
3	<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758), каменный окунь	+	+
4	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766), луфарь	+	–
5	<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868) (<i>Trachurus mediterraneus ponticus</i> Aleev, 1956), ставрида	+	+
6	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758), морской карась	+	–
7	<i>Sparidae</i> gen. sp.	+	–
8	<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758, тёмный горбыль	+	+
9	<i>Mullus barbatus ponticus</i> Essipov, 1927, султанка	+	–
10	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788), рябчик	+	–
11	<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758, морской дракон	+	+
12	<i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758, звездочёт	+	–
13	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810), морская собачка-павлин	–	+
14	<i>Callionymus</i> sp., морская мышь	–	+
15	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770), малый лысун	+	–
16	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758, бычок чёрный	+	+
17	<i>Gobiidae</i> gen. sp.	+	+
18	<i>Arnoglossus kessleri</i> Schmidt, 1915, арноглосс Кесслера	+	+
	Всего	16	10

Акватория заповедника "Мыс Мартъян" и непосредственно прилегающая прибрежная акватория
Июль 2019 г., доли видов и надвидовых групп в общем обилии ихтиопланктона



Акватория заповедника "Мыс Мартъян" и непосредственно прилегающая прибрежная акватория
Август 2021 г., доли видов и надвидовых групп в общем обилии ихтиопланктона

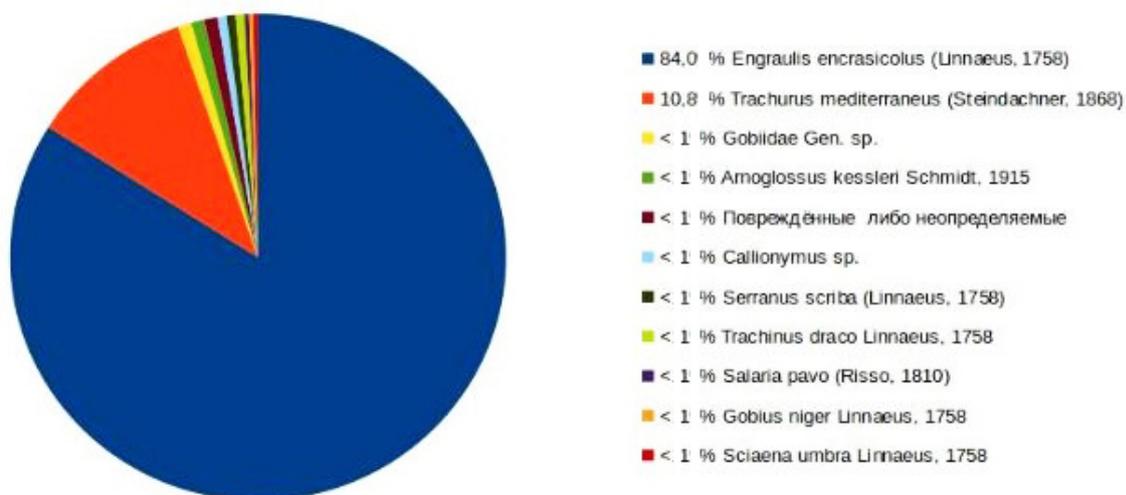


Рис. 2. Структура ихтиопланктона акватории заповедника «Мыс Мартъян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории по результатам сборов, выполненных в летний сезон 2019 и 2021 гг.

Желетелый планктон исследуемой акватории представлен гребневиками-вселенцами *Beroe ovata* Bruguère, 1789 и *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865, нативным гребневиком *Pleurobrachia pileus* (O. F. Müller, 1776), сцифоидными медузами *Aurelia aurita* (Linnaeus, 1758) и *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778), мелкими гидромедузами.

B. ovata отмечен в пробах на большинстве станций, его обилие в среднем составило $10,0 \text{ экз/м}^2 \pm 8,2 \text{ экз/м}^2$. Этот вид представлен как личинками, так и взрослыми особями до 21 мм длиной, при этом размер 83,7 % отмеченных экземпляров не превышал 5 мм.

Таблица 2

Индексы видового разнообразия ихтиопланктона акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории по результатам сборов, выполненных в летний сезон 2019 и 2021 гг.

Индекс	Формула исчисления	Значение	
		Июль 2019	Август 2021
Индекс видового разнообразия Шеннона, H	$H = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$, p_i — удельное обилие вида	1,56	0,88
Индекс видового богатства Маргалефа, D	$D = (S - 1) / \log N$, S — число видов; N — общее число экземпляров. Логарифм по основанию 10.	5,50	3,56
Индекс доминирования Симпсона, C	$C = \sum (n_i / N)^2$, n_i — значимость каждого вида, экземпляров; N — общее число экземпляров.	0,48	0,73
Индекс выровненности Пиелу, E	$E = H / \log S$, H — индекс Шеннона; S — число видов. Логарифм по основанию 10.	0,39	0,26

M. leidy отмечен на единственной станции и представлен лишь двумя личинками длиной по 4 мм.

Холодноводный *P. pileus* отмечен на двух мористых станциях при фактическом погружении планктонной сети на глубину 7,0 и 14,0 м, всего 8 мелких экземпляров размером до 1,0 мм.

Гидроидные медузы диаметром 0,4–0,5 мм, не определяемые нами до вида, присутствовали во всех пробах, их количественный учёт был невозможен в связи с малыми размерами объекта, сопоставимыми с размером ячеек планктонной сети.

A. aurita и *R. pulmo* отсутствовали в отобранных пробах. При этом в акватории заповедника визуально отмечены один экземпляр *R. pulmo*, а также скопление и единичные экземпляры *A. aurita* диаметром 50–200 мм.

Обсуждение

Акватория заповедника «Мыс Мартьян» охватывает обращённый к открытому морю участок южного берега Крыма, при этом территория свободна от застройки, а береговая полоса не трансформирована и не содержит гидротехнических сооружений. В отношении антропогенных загрязнений состояние акватории характеризуется как удовлетворительное либо благополучное [Егоров и др., 2018; Малахова, 2018; Egorov et al., 2021]. Мысовое расположение заповедника и его акватории привело к тому, что важным фактором, формирующим условия обитания гидробионтов, могут выступать переносы воды и связанные с этим изменения значений важных экологических факторов. Интенсивные течения отмечены нами при выполнении работ как в 2021, так и в 2019 гг., они охватывали по меньшей мере верхний слой воды значительной части акватории заповедника. Факт их наличия и направление зафиксированы, в частности, в архиве данных по Чёрному морю [Морской портал]. Влияние переноса икры и личинок рыб на существование

популяций прибрежных видов рыб служило объектом ряда исследований [Faillettaz et al., 2015; Cowen, Paris, Srinivasan, 2006]. Применимо к исследуемой акватории наличие течений может означать постоянный приток расселительных стадий извне, способствуя поддержанию видового разнообразия. С другой стороны, унос транзитным током воды икры и личинок рыб, нерест которых происходил в благоприятных условиях заповедника, обедняет ихтиопланктон его акватории, но при этом, безусловно, способствует сохранению ихтиофауны южного бережья Крыма в целом. Необходимо отметить ещё один важный момент: переносы вод могут создавать температурные аномалии, регулярно отмечаемые в южной акватории Крыма в тёплое время года и, очевидно, способные выступить фактором стресса для летнерестующих видов рыб.

Все отмеченные в ихтиопланктоне заповедника виды характерны для черноморского летнего ихтиопланктона и не включены в Красную книгу Республики Крым [Красная книга ... , 2015].

Среднее для акватории заповедника обилие икры, отмеченное в настоящем исследовании и составившее $65,4 \text{ экз/м}^2 \pm 23,3 \text{ экз/м}^2$, несколько ниже такового, отмеченного при выполнении работ в 2019 году ($76,3 \text{ экз/м}^2 \pm 11,4 \text{ экз/м}^2$), но сопоставимо с ним и может быть признано достаточно высоким. Обилие же личинок и предличинок, в наших исследованиях учитываемых вместе и составившее $3,9 \text{ экз/м}^2 \pm 2,5 \text{ экз/м}^2$, было невысоким и значительно уступало таковому, отмеченному нами в 2019 г. ($18,8 \text{ экз/м}^2 \pm 4,6 \text{ экз/м}^2$). Для сравнения: согласно опубликованным данным ихтиопланктонная съёмка, выполненная в августе 2011 г., показала в прибрежных водах Крыма (от Каркинитского залива до Керченского пролива) среднее обилие икры рыб 80 экз/м^2 , личинок 11 экз/м^2 , при этом отмечены икра и личинки 16 видов рыб [Klimova, Podrezova, 2018], а в начале июля 2010 г. в прибрежной зоне Крыма (от м. Тарханкут до Карадага) среднее обилие икры и личинок рыб составило $46,2$ и $10,1 \text{ экз/м}^2$ соответственно [Климова и др., 2014]. Однако, по нашему мнению, стоит с осторожностью относиться к оценке обилия личинок рыб в исследуемой акватории в 2019 г., поскольку значительную долю (более 20 % их общего числа, отмеченного нами при выполнении работ в 2019 г.) составили мелкие и мельчайшие, с большой вероятностью нежизнеспособные, не определяемые до вида экземпляры, выклев которых произошёл до срока и, по нашему мнению, был вызван стрессом, спровоцированным резкими колебаниями температуры воды во время выполнения работ в акватории заповедника и непосредственно в предшествующий этому период. Временное формирование обусловленного воздействием течений участка акватории с пониженной температурой, охватывающего район выполнения работ, отмечено в архиве данных по Чёрному морю за соответствующий период [Морской портал]. Таким образом, относительное обилие личинок рыб, отмеченное нами в акватории заповедника в 2019 г., может говорить не об успешности нереста в период выполнения исследований, но о негативном воздействии на нерест кратковременно действующего стресса.

Доля живой, нормально развивающейся икры в августе 2021 г. составила 76,2 % общего количества, что является очень высоким показателем. Так, в июле 2019 г. в той же акватории доля живой икры составила лишь 28,6 %, что, в свою очередь, значительно ниже средних для сезона и акватории показателей. Согласно опубликованным данным, в июле — августе 2019 г. в районе шельфа и глубоководных участков Чёрного моря у Крымского полуострова и берегов Кавказа доля живой икры составила в среднем 55,5 % [Климова и др., 2020]. Также важно отметить то, что основная доля погибшей и аномально развивающейся икры (данные объединены, далее — погибшая икра) в августе 2021 г. пришлась на хамсу. Доля живой, нормально развивающейся икры этого вида составила 73,1 % общего числа икринок, что существенно превышает соответствующую долю, отмеченную нами для хамсы в той же акватории в июле 2019 г., когда она составила лишь 16,8 %. Для других же видов, отмеченных в августе 2021 г., суммарно доля живой, нормально развивающейся икры была исключительно высокой и составила 95,6 % (фактическое соотношение составило 45 экз. живых икринок, из них 41 экз. на средних и поздних (IV–VI)

этапах развития, 2 экз. погибших). Объяснение этому может заключаться в том, что большинство рыб Чёрного моря вымётывают икру во время вечерних сумерек и в ночные часы [Дехник, 1973]. При этом значительная доля, например неоплодотворённая икра, погибает на ранних (I–III) этапах развития, общая длительность которых при летних температурах воды составляет часы, например, для ставриды — в пределах полусуток [Дехник, 1973]. Следовательно, к моменту отбора проб в середине — второй половине светового дня разрушающаяся и неспособная регулировать плавучесть погибшая икра прежних суток нереста тем или иным путём в массе могла покинуть толщу воды, выжившая — достигла продвинутых этапов развития, в то время как массовый вымет настоящих суток ещё не начался.

Разнообразные субстраты, формирующие дно исследуемой акватории, а также минимальная антропогенная трансформация и невысокий уровень загрязнений среды должны создавать оптимальные условия для нереста как пелагофильных рыб, так и видов с демерсальной икрой, обеспечивать разнообразие и обилие ихтиопланктона. Однако сравнение данных, полученных в августе 2021 г., с ранее полученными материалами и анализ значений индексов видового разнообразия (табл. 2) указывают на высокое доминирование и низкую выровненность за счёт значительного преобладания двух массовых видов при невысоком видовом разнообразии в целом, при этом доля живой, нормально развивающейся икры была высокой, а для ряда видов — исключительно высокой. Проведённые в июле 2019 г. в той же акватории исследования показали иную картину: индексы видового разнообразия указывали на несколько бóльшую гармоничность структуры ихтиопланктона, однако при значительно бóльшей доле погибшей икры. Полученные результаты указывают на существование неких природных процессов, вмешивающихся в ход воспроизводства рыб и способных оказывать влияние на выживание ихтиопланктона и формирование структуры его сообщества, отличной от обоснованно ожидаемой.

В отборах ихтиопланктона в августе 2021 г. хамса *E. encrasicolus* была преобладающим видом (рис. 2). Это наиболее массовый теплолюбивый вид рыб в акватории Чёрного моря, важнейший промысловый вид для причерноморских стран [Луц и др., 2005]. Доли икры и личинок/предличинок хамсы в общем количестве ихтиопланктона в 2021 г. составили 86,1 и 47,4 % соответственно. При этом отмеченные нами в той же акватории в июле 2019 г. аналогичные доли составили 64,0 и 56,3 % соответственно. Согласно опубликованным данным, в целом в июле — августе 2019 г. в шельфовой зоне у берегов Крыма и российской части Кавказа доля икры хамсы в пробах составила 85 %, доля личинок — 77 % [Климова и др., 2020].

Икра хамсы, как живая, так и погибшая, находилась на промежуточном и позднем (III–V) этапах развития, что соответствует норме для материала, отобранного в середине и второй половине светового дня, и определяется чётко выраженным суточным ритмом размножения этого вида [Дехник, 1973]. Тотальная длина личинок/предличинок хамсы находилась в диапазоне 2,00–3,40 мм, таким образом, возраст всех отмеченных экземпляров был в пределах первых суток после выклева [Дехник, 1973]. Относительная редкость взрослых личинок и мальков хамсы в ихтиопланктонных ловах также может считаться нормой, обусловленной биологическими особенностями этого вида [Надолинский, Надолинский, 2020].

Следующей по представленности в ихтиопланктоне заповедника на момент проведения исследований в 2021 г., как и в 2019 г., была ставрида *T. mediterraneus*, икра и личинки которой составили 10,2 и 21,1 % общей численности соответственно (в 2019 г. — 23,7 и 9,8 % соответственно).

Очень малыми долями, не превышающими 1 % общей численности, в ихтиопланктоне исследуемой акватории в августе 2021 г. представлены оседлые прибрежные виды семейств *Blenniidae*, *Callionymidae*, *Gobiidae*, *Trachinidae*, *Bothidae*, а также тяготеющие к каменистым и скальным прибрежным субстратам каменный окунь *S. scribe* и тёмный горбыль *S. umbra*.

Обращает на себя внимание полное отсутствие в отборах, выполненных в 2021 г., икры и личинок барабули *M. barbatus ponticus* и морского карася *D. annularis*. Это массовые виды, наиболее характерные для летнего ихтиопланктона побережья Крыма. В июле 2019 г. в исследуемой акватории доли этих видов в общем обилии ихтиопланктона составили 5,0 и 4,3 % соответственно, при этом были отмечены как икра, так и личинки, что говорит о результативном нересте.

Притом что икра и личинки барабули отмечены в планктоне Чёрного моря с мая по сентябрь, массовый нерест приходится на середину лета [Дехник, 1973] и ко второй половине августа в прибрежной акватории икра и личинки этого вида могут отсутствовать [Климова и др., 2019; Надолинский, Надолинский, 2018]. Нерестовый же период морского карася, также имеющий пик в середине лета, более растянут и фактически охватывает август и сентябрь [Климова и др., 2019; Надолинский, Надолинский, 2018].

Наблюдаемую представленность видов можно объяснить воздействием на исследуемую акваторию течений, а именно притоком воды из удалённой от побережья акватории. Так, при сопоставлении летнего ихтиопланктона территориального моря и исключительной экономической зоны Российской Федерации в Чёрном море хамса массово представлена как икрой, так и личинками и в относительно прибрежной, и в мористой акваториях. Обилие икры ставриды в мористой акватории ниже, чем в прибрежной, однако личинки представлены в обоих случаях, причём в мористой акватории их обилие выше. Высокое в прибрежной зоне обилие икринок барабули снижается в мористой акватории значительно, личинки же перестают встречаться вовсе. Морской карась, икра и особенно личинки которого хорошо представлены в ихтиопланктоне территориального моря, в мористой акватории не отмечается вовсе [Надолинский, Патюк, Ефанов, 2021].

Особо необходимо отметить присутствие в исследуемой акватории икры арноглосса Кесслера *A. kessleri*. Несмотря на относительно широкий ареал, этот вид включён в Красный список Международного союза охраны природы (МСОП) (категория data deficient) [The IUCN Red List ...]. В частности, он относится к числу видов, о размножении которых в Чёрном море имеется недостаточно информации [Bilgin, Onay, 2020]. Малые размеры и скрытый образ жизни взрослых рыб затрудняют изучение биологии арноглосса Кесслера, тем значимее данные, полученные в результате изучения ихтиопланктона. Арноглосс Кесслера отсутствует в списке видов рыб природного заповедника «Мыс Мартьян» [Болтачев, Карпова, Данилюк, 2014], при этом ловы ихтиопланктона, выполненные летом в акватории заповедника и непосредственно прилегающей прибрежной акватории как в 2019, так и в 2021 г., показывают присутствие икры этого вида, хоть и при невысоком обилии. Так, в 2019 г. нами единично отмечена икра, погибшая на начальных (I–II) этапах развития, а в 2021 г. — три живые, нормально развивающиеся икринки на позднем (V) этапе. Следует обратить внимание на то, что в августе 2020 г. одна особь данного вида впервые за 35 лет была отмечена в акватории Карадагской биостанции, там же в июле — августе 2021 г. регулярно встречалась икра арноглосса Кесслера [Мальцев и др., 2021]. Исходя из полученной информации, на данный момент можно предположить, что популяция арноглосса Кесслера в водах южного побережья Крыма находится в стабильном состоянии и, учитывая наличие в акватории природного заповедника «Мыс Мартьян» участков песчаного дна, предпочитаемого данным видом, можно рекомендовать включение арноглосса Кесслера в список видов рыб заповедника.

Все отмеченные нами виды желетелого планктона характерны для Чёрного моря и повсеместно встречаются в его акватории.

Присутствие во время выполнения работ в августе 2021 г. в исследуемой акватории личинок и молодых экземпляров *B. ovata* при практически полном отсутствии *M. leidy* соответствует существующим представлениям о сезонной динамике численности этих видов в акватории Чёрного моря. Так, численность массово размножающегося с начала тёплого сезона *M. leidy* резко снижается, а оставшиеся особи представлены преимущественно мелкоразмерными экземплярами

к моменту появления специализированного хищника *V. ovata*, что происходит в середине — второй половине лета [Луппова, 2017]. В 2019 г. в акватории заповедника аналогичные отборы материала выполнены несколько ранее, в июле, и в полученных материалах отмечен *M. leidy* при полном отсутствии *V. ovata*.

Обилие *V. ovata*, составившее $10,0 \text{ экз/м}^2 \pm 8,2 \text{ экз/м}^2$, также соответствует ожидаемому в начале сезонного возрастания его численности. В более поздний, осенний, период в акватории внутреннего шельфа Крыма его обилие может составлять, например, десятки экземпляров на квадратный метр [Аннинский и др., 2019].

Присутствие в собранном материале *P. pileus* может говорить о том, что в мористой части исследуемой акватории с нарастающими глубинами, под тёплым согласно сезону поверхностным слоем, у дна, во время выполнения отбора материала находился слой холодной воды. Поскольку температура выше $14 \text{ }^\circ\text{C}$ близка к предельно допустимой для этого вида [Заика, Токарев, Машукова, 2014], в летний сезон он обычно не встречается в прогретых поверхностных водах.

Заключение

Выполненные в августе 2021 г. ихтиопланктонные исследования в акватории заповедника «Мыс Мартьян» и непосредственно прилегающей прибрежной акватории расширяют представления о составе ихтиологического комплекса, условиях его обитания, влияющих на него факторах.

Анализ полученных данных показывает достаточно высокое обилие икры, при этом доля живой, нормально развивающейся икры во время выполнения исследований была необычно высокой. Однако малое количество личинок рыб при низком видовом разнообразии ихтиопланктона в целом и значительном доминировании двух массовых видов не соответствует картине, ожидаемой для акватории с низким уровнем антропогенного воздействия, так же как и результат исследований, ранее выполненных автором в той же акватории в июле 2019 г., когда показатель видового разнообразия был выше, но доля живой икры была очень мала.

С наибольшей вероятностью наблюдаемую нами картину формирует комплекс факторов, связанных с интенсивным переносом воды через акваторию заповедника в мористой её части. С учётом этого необходимо проведение дальнейших исследований. При этом получение данных, отражающих ход нереста, обилие и видовой состав икры и личинок, непосредственно населяющих акваторию заповедника, также должно включать отбор материала в узкоприбрежной части акватории заповедника и его анализ. Помимо того, для охвата исследованиями видов рыб, планктонный этап в развитии которых длится короткое время, а личинки держатся у дна вне зоны воздействия течений под защитой элементов субстрата, в прибрежной акватории, непосредственно прилегающей к акватории заповедника, целесообразно временное размещение искусственных биотопов. Например, согласно [Искусственный биотоп], с применением по способу [Способ лова криптобентических ...], с созданием легко изымаемых для изучения содержимого компактных искусственных нерестилищ и убежищ для ихтиофауны, что позволит облавливать личинок и молодь рыб, переходящих к обитанию у дна на самых ранних этапах развития, а также криптобентические виды.

Как можно предположить исходя из полученных данных, акватория заповедника «Мыс Мартьян» выступает в качестве источника расселительных стадий гидробионтов, важного для поддержания обилия и разнообразия прибрежной ихтиофауны южного берега Крыма.

Видовой состав и обилие желтелого планктона исследуемой акватории соответствовали ожидаемым. Согласно полученным данным, на момент выполнения исследований летний пик обилия *M. leidy*, негативно влияющего на ихтиопланктон в качестве хищника и пищевого конкурента, был фактически погашен интенсивно размножающимся *V. ovata*.

Список литературы

1. Аннинский Б. Е., Игнатъев С. М., Финенко Г. А., Дацьк Н. А. Желетельный макропланктон открытой пелагиали и шельфа Чёрного моря: распределение осенью 2016 г. и межгодовые изменения биомассы и численности // Морской биологический журнал. – 2019. – Т. 4, № 3. – С. 3–14. – <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.3.01>
2. Болтачев А. Р., Карпова Е. П., Данилюк О. Н. Список видов рыб природного заповедника «Мыс Мартьян» // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». – 2014. – Вып. 5. – С. 113–121.
3. Дехник Т. В. Ихтиопланктон Черного моря. – Киев : Наук. думка, 1973. – 235 с.
4. Егоров В. Н., Плугатарь Ю. В., Малахова Л. В., Мирзоева Н. Ю., Гулин С. Б., Поповичев В. Н., Садогурский С. Е., Малахова Т. В., Щуров С. В., Проскурнин В. Ю., Бобко Н. И., Марченко Ю. Г., Стецюк А. П. Экологическое состояние акватории особо охраняемой природной территории «Мыс Мартьян» и проблема реализации ее устойчивого развития по факторам эвтрофикации, радиоактивного и химического загрязнения вод // Сохранение биологического разнообразия и заповедное дело в Крыму : Материалы науч.-практ. конф. с междунар. участием, посвящ. 45-летию ... «Мыс Мартьян», 23–26 окт. 2018 г., Ялта / Никит. ботан. сад – Нац. науч. центр, Гос. природ. заповедник «Мыс Мартьян». – Ялта : НБС – ННЦ, 2018. – С. 36–40. – <https://doi.org/10.25684/NBG.scnote.009.2018.04>
5. Заика В. Е., Токарев Ю. Н., Машукова О. В. Видовые различия черноморских гребневиков в реакциях на изменение температуры // Морской экологический журнал. – 2014. – Т. 13, № 1. – С. 17–25.
6. Заповедник «Мыс Мартьян» // Никитский ботанический сад. – URL: <http://nikitasad.ru/zapovednik-mys-martyan/> (дата обращения: 16.05.2022).
7. Искусственный биотоп : пат. № 162868 U1 Рос. Федерация : МПК А01К 61/00 (2006.01) / Болтачев А. Р., Губанов В. В., Карпова Е. П., Статкевич С. В. – № 2015151323/13 ; заявл. 30.11.2015 ; опубл. 27.06.2016, Бюл. № 18.
8. Калинина Э. М. Размножение и развитие азово-черноморских бычков. – Киев : Наук. думка, 1976. – 120 с.
9. Климова Т. Н., Вдодович И. В., Загородняя Ю. А., Игнатъев С. М., Малахова Л. В., Доценко В. С. Ихтиопланктон в планктонном сообществе шельфовой зоны Крымского полуострова (Чёрное море) в июле 2010 г. // Вопросы ихтиологии. – 2014. – Т. 54, № 4. – С. 426–438. – <https://doi.org/10.7868/S0042875214030060>
10. Климова Т. Н., Вдодович И. В., Загородняя Ю. А., Финенко Г. А., Дацьк Н. А. Ихтиопланктон и трофические взаимоотношения в планктонных сообществах прибрежной акватории Юго-Западного Крыма (Чёрное море) в летний сезон 2013 г. // Морской биологический журнал. – 2019. – Т. 4, № 2. – С. 23–33. – <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.2.03>
11. Климова Т. Н., Вдодович И. В., Подрезова П. С., Доценко В. С., Куришаков С. В., Завьялов А. В. Видовое разнообразие, пространственное распределение и трофические взаимоотношения ихтиопланктона Черного моря в летний нерестовый сезон 2019 г. // Сборник тезисов II Всероссийской научно-практической школы-конференции «Наземные и морские экосистемы Причерноморья и их охрана», 28 сентября – 02 октября 2020 г., Курортное, Феодосия, Республика Крым, ЮФО / редкол.: Коробушкин Д. И. [и др.]. – Севастополь : Ин-т природ.-техн. систем, 2020. – С. 95–97.
12. Красная книга Республики Крым. Животные / М-во экологии и природ. ресурсов Респ. Крым ; отв. ред.: Иванов С. П., Фатерыга А. В. – Симферополь : АРИАЛ, 2015. – 438 с. – ISBN 978-5-906813-88-6.

13. Луппова Н. Е. Коадаптация черноморских гребневиков-вселенцев *Beroe ovata* Mayer и *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz // Международный журнал гуманитарных и естественных наук. – 2017. – № 9. – С. 12–15.
14. Луц Г. И., Дахно В. Д., Надолинский В. П., Рогов С. Ф. Рыболовство в прибрежной зоне Чёрного моря // Рыбное хозяйство. – 2005. – № 6. – С. 54–56.
15. Малахова Л. В. Хлороорганическое загрязнение компонентов экосистемы морской акватории природного заповедника «Мыс Мартьян» в 2017–2018 гг. // Научные записки природного заповедника «Мыс Мартьян». – 2018. – Вып. 9. – С. 63–65.
16. Мальцев В. И., Василец В. Е., Шаганов В. В., Петрова Т. Н. Ревизия видового состава рыб прибрежного ихтиокомплекса акватории Карадагского природного заповедника // Вестник Керченского государственного морского технологического университета. – 2021. – № 2. – С. 50–65. – https://doi.org/10.47404/2619-0605_2021_2_50
17. Морской портал / Мор. гидрофиз. ин-т РАН. – URL: http://dvs.net.ru/mp/data/main_ru.shtml (дата обращения: 28.04.2022).
18. Надолинский В. П., Надолинский Р. В. Изменения в видовом составе и численности ихтиопланктона Азовского и северо-восточной части Чёрного морей за период 2006–2017 гг. под воздействием природных и антропогенных факторов // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2018. – Т. 1, № 1. – С. 51–66. – https://doi.org/10.47921/2619-1024_2018_1_1_51
19. Надолинский В. П., Надолинский Р. В. Оценка численности и биомассы производителей хамсы (*Engraulis encrasicolus*) в северо-восточной части Черного моря по данным ихтиопланктонных съёмок // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2020. – Т. 3, № 1. – С. 20–26. – https://doi.org/10.47921/2619-1024_2020_3_1_20
20. Надолинский В. П., Патюк В. В., Ефанов А. Д. Ихтиопланктон территориального моря и исключительной экономической зоны России в Черном море // Водные биоресурсы и среда обитания. – 2021. – Т. 4, № 4. – С. 44–53. – https://doi.org/10.47921/2619-1024_2021_4_4_44
21. Одум Ю. П. Экология. В 2 т. Т. 2. – Москва : Мир, 1986. – 376 с.
22. Публичная кадастровая карта России. – URL: <https://egrp365.ru/map/> (дата обращения: 14.04.2022). – Доступно на: egrp365.ru : онлайн-сервис.
23. Способ лова криптобентических животных с использованием искусственного биотопа : пат. № 2624417 С2 Рос. Федерация : МПК А01К 61/00 (2006.01) / Болтачев А. Р., Губанов В. В., Карпова Е. П., Статкевич С. В. – № 2015151335 ; заявл. 30.11.2015 ; опубл. 03.07.2017, Бюл. № 19.
24. Bilgin S., Onay H. Spawning period and size at maturity of scaldback, *Arnoglossus kessleri* Schmidt, 1915 (Pleuronectiformes: Bothidae), caught by beam trawl in the Black Sea, Turkey // Aquatic Sciences and Engineering. – 2020. – Vol. 35, iss. 1. – P. 13–18. – <https://doi.org/10.26650/ASE2019614973>
25. Cowen R. K., Paris C. B., Srinivasan A. Scaling of connectivity in marine populations // Science. – 2006. – Vol. 311, iss. 5760. – P. 522–527. – <https://doi.org/10.1126/science.1122039>
26. Egorov V. N., Gorbunov R. V., Plugatar Yu. V., Malakhova L. V., Sadogurskiy S. E., Artemov Yu. G., Proskurnin V. Yu., Mirzoyeva N. Yu., Marchenko Yu. G., Belich T. V., Sadogurskaya S. A. Cystoseira phytocenosis as a biological barrier for heavy metals and organochlorine compounds in the SPNA Cape Martyan marine area (the Black Sea) // Regional Studies in Marine Science. – 2021. – Vol. 41. – Art. no. 101572. – <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101572>
27. Faillietaz R., Blandin A., Paris C. B., Koubbi P., Irisson J.-O. Sun-Compass Orientation in Mediterranean Fish Larvae // PLoS ONE. – 2015. – Vol. 10, iss. 8. – Art. no. e0135213. – <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135213>

28. Klimova T., Podrezova P. Seasonal distribution of the Black Sea ichthyoplankton near the Crimean Peninsula // Regional Studies in Marine Science. – 2018. – Vol. 24. – P. 260–269. – <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.08.013>
29. Rodriguez J. M., Alemany F., Garcia A. A guide to the eggs and larvae of 100 common Western Mediterranean Sea bony fish species. – Rome, Italy : FAO, 2017. – 256 pp.
30. The IUCN Red List of Threatened Species : version 2021-3. – URL: <https://www.iucnredlist.org/> (дата обращения: 18.06.2022).
31. WoRMS. World Register of Marine Species. – URL: <https://www.marinespecies.org/> (дата обращения: 27.04.2022).

**ICHTHYOPLANKTON AND GELATINOUS PLANKTON OF THE «CAPE MARTYAN»
NATURE RESERVE WATER AREA IN THE SUMMER SEASON OF 2021**
Gubanov V. V.

*A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation,
e-mail: gubanov76@mail.ru*

Abstract: The article presents the results of a study of ichthyoplankton and gelatinous plankton in the waters of the «Cape Martyan» nature reserve and the immediately adjacent coastal waters in the second half of the summer season of 2021. Eggs and larvae of 10 species and supraspecific taxonomic units of fish were noted. The average abundance of eggs was $65.4 \text{ ind/m}^2 \pm 23.3 \text{ ind/m}^2$, of larvae $3.9 \text{ ind/m}^2 \pm 2.5 \text{ ind/m}^2$, the share of alive eggs was significant and amounted to 76.2 %, however, the structure of ichthyoplankton is characterized by the significant dominance of mass species and low evenness with the low species diversity in general. The gelatinous plankton is predominantly represented by *Beroe ovata* Bruguère, 1789 with the average abundance of $10.0 \text{ ind/m}^2 \pm 8.2 \text{ ind/m}^2$, while the size of 83.7 % of the noted individuals did not exceed 5 mm. The data obtained are compared with the results of studies carried out in the same water area in the summer season of 2019, as well as with the literature data characterizing the summer ichthyoplankton of the Crimean coastal waters.

Keywords: ichthyoplankton, gelatinous plankton, the Black Sea, the «Cape Martyan» nature reserve.

Сведения об авторах

Губанов Владимир Викторович ведущий инженер, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», gubanov76@mail.ru

*Поступила в редакцию 27.05.2022 г.
Принята к публикации 11.02.2023 г.*

СТРУКТУРА, ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ
И ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ

УДК 630*9:581.526.53

DOI: [10.21072/eco.2023.25.04](https://doi.org/10.21072/eco.2023.25.04)

CHANGES OF THE MANGROVE FOREST AREA IN THANH PHU DISTRICT,
BEN TRE PROVINCE DURING 1990–2020 *

Phung Thai Duong¹, Pham Cam Nhung², Ngo Thi Ngoc Tu³, Huynh Thi Sanh⁴,
Nguyen Quoc Hau⁵, Nguyen Van Dung⁶

¹Dong Thap University, province Dong Thap, Viet Nam,

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

³My Hiep junior high school, province Dong Thap, Viet Nam,

⁴Tan Hoi Trung junior high school, province Dong Thap, Viet Nam,

⁵Mien Tay Construction University, province Vinh Long, Viet Nam,

⁶People's Police University, Ho Chi Minh City, Viet Nam,

e-mail: ptduong@dthu.edu.vn

Abstract: The complex ecosystem of mangrove forests holds great ecological and economic significance. Unfortunately, in the last half-century, numerous mangrove forests have been lost due to high population growth, rapid urbanization, aquaculture expansion, and other human activities. Asia, in particular, has experienced the most significant decline of mangrove forests, including Vietnam. However, recent studies indicate that mangroves in Vietnam are either expanding or fragmenting. The objective of the study is to evaluate changes in the area of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2020 by applying remote sensing technology. To plan for management and to improve the role of mangroves in providing ecosystem services and resources, local livelihoods, and global benefits. Based on the research and analysis results, the authors have established a map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province. In general, the area of mangrove forests in Thanh Phu district has decreased over 30 years. Despite the fact that after 2000 there has been an increase in the area of mangrove forests in the study area. The spatial transformation of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province over a span of 30 years and the factors responsible for their reduction are investigated in the study. The research also reveals the recovery process of mangroves through various stages, offering valuable insights to government for proposing solutions to regenerate and enhance mangrove ecosystems. This could ultimately aid in the restoration and enrichment of varied coastal ecosystems.

Keywords: mangrove, forest area, remote sensing, Landsat, Vietnam.

Introduction

Vietnam has a rich coastal mangrove vegetation, stretching from Quang Ninh to Ha Tien. However, its area of mangroves has been significantly diminished. Mangrove forests are a complex ecosystem of ecological and economic importance [Huan, Lan, 2019]. They are able to prevent the washing away of soil and the destruction of coastlines by the ebb and flow. The root systems of mangrove forests delay rainfall runoff and strengthen the soil, thereby reducing soil erosion. Mangrove forests weaken the destructive effects of hurricanes and tsunamis, constant erosion. It has been established that such forests protect the soil from natural disasters more effectively than artificial structures [Фан и др., 2021].

Mangrove ecosystems can act as highly efficient carbon sinks in tropical climates [Donato et al., 2011] because they can sequester carbon in both aboveground biomass [Pham et al., 2018] and below-ground biomass [Pham, Yoshino, 2017; Pham, Yoshino, Bui, 2017], as well as in sediments [Alongi, 2012;

*The work is carried out within the framework of the Research Work of A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS — «Study of the spatial and temporal organization of water and land ecosystems in order to develop an operational monitoring system based on remote sensing data and GIS technologies» registration number: 121040100327-3.

Kauffman et al., 2014]. Despite such benefits, many mangrove forests have been lost in the past 50 years worldwide due to high population growth, rapid urbanization, aquaculture expansion and the impact of other human activities [Alongi, 2002; Chen et al., 2017; Giri et al., 2015]. Among the regions of the world, Asia has suffered the greatest loss (1.9 million hectares) of mangroves [The world's mangroves ... , 2007], with more than 100 000 ha being lost from 2000 to 2012 [Richards, Friess, 2015].

Mangroves in Vietnam have either been expanding or fragmenting, according to several recent research papers. Hauser et al. (2017) conducted a study of mangroves in Ca Mau province (Ngoc Hien region) during 2004–2013, and they discovered that the mangrove area was decreased between 2004 and 2009 before stopping in 2009 [Hauser et al., 2017]. An increase in mangrove area due to afforestation was also observed in the Can Gio region from 2000 to 2011 [Pham, Brabyn, 2017]. Pham and Brabin (2017) found that this increase in mangrove area was due to rhizophora colonization, while changes in aboveground biomass caused by *avicennia marina* and mangrove apples were not consistent in terms of space surface.

Landsat remote sensing imagery provides information about the Earth's surface with its broad coverage, objective and cyclical information. Therefore, this photographic material is widely used in many fields, including monitoring of forest cover changes. Several studies have evaluated changes in forest areas using satellite images, and their conclusions are reasonably accurate and objective [Nardin, Woodcock, Fagherazzi, 2016; Van et al., 2015; Manh et al., 2015; Son et al., 2015; Pham, Yoshino, 2015; Nguyen et al., 2013; Pham et al., 2013; Thu, Populus, 2007; Seto, Fragkias, 2007; Béland et al., 2006; Binh et al., 2005; Thu, Demaine, 1996; Phùng, Tôn, Đánh giá biển ... Tiền Giang ... , 2021; Phùng, Tôn, Đánh giá biển ... Cà Mau ... , 2021; Tôn, Phùng, 2020; Quyen, Brunner, 2011; Hauser et al., 2017; Pham, Brabyn, 2017; Vo, Kuenzer, Oppelt, 2015; Kuenzer, Tuan, 2013]. Ton and Phung (2020) used Landsat satellite images and GIS technology to assess changes in mangrove area in Bac Lieu province through the periods 1988–1998, 1998–2013, 2013–2018 and 1988–2018 [Phùng, Tôn, 2020]. Tran and Vien Ngoc Nam (2017) used Landsat remote sensing images, calculated NDVI, RVI, DVI, LAI indexes combined with natural color combinations to conduct image classification over the years 2001, 2004, 2007, 2010, 2013 and 2016. Then they analyzed the formation process of the alluvial flat Con Ngang and mangroves from 2001 to 2016 [Trần, Viên, 2017]. Nguyen and Nguyen (2017) successfully created maps of the state of mangrove areas in 2001, 2008 and 2015 in two buffer zone communes of Xuan Son National Park, Phu Tho province. Based on the results of forest land area, they built maps of changes in forest land area in the period 2001–2008 and 2008–2015 [Mai, Nguyen, 2017].

Stemming from the above facts, using multi-temporal Landsat remote sensing images and GIS technology in assessing changes in coastal mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2020 is an urgent and scientifically meaningful work.

The objective of the study is to evaluate changes in the area of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2020 by applying remote sensing technology. To plan for management and to improve the role of mangroves in providing ecosystem services and resources, local livelihoods, and global benefits.

Materials and methods

Study area

Thanh Phu district is located in the south of Ben Tre province [Trần, 2009] (Figure 1). Thanh Phu's coastal communes, including An Nhon, Giao Thanh, Thanh Phong, and Thanh Hai, specialize in shrimp farming. Notably, there is a wetland nature reserve in Thanh Phu.

Thanh Phu Wetland Nature Reserve has a total natural area of 8825 ha, of which forest land is 4307.1 ha, accounting for 48 %; plantation forest is 3329.9 ha, accounting for 37 % of the total natural area; and natural forest reaches 977.2 ha, accounting for 11 %, with coordinates 9°57'40"–9°50'05"N and 106°32'58"–106°32'56"E [Phạm, 1997].

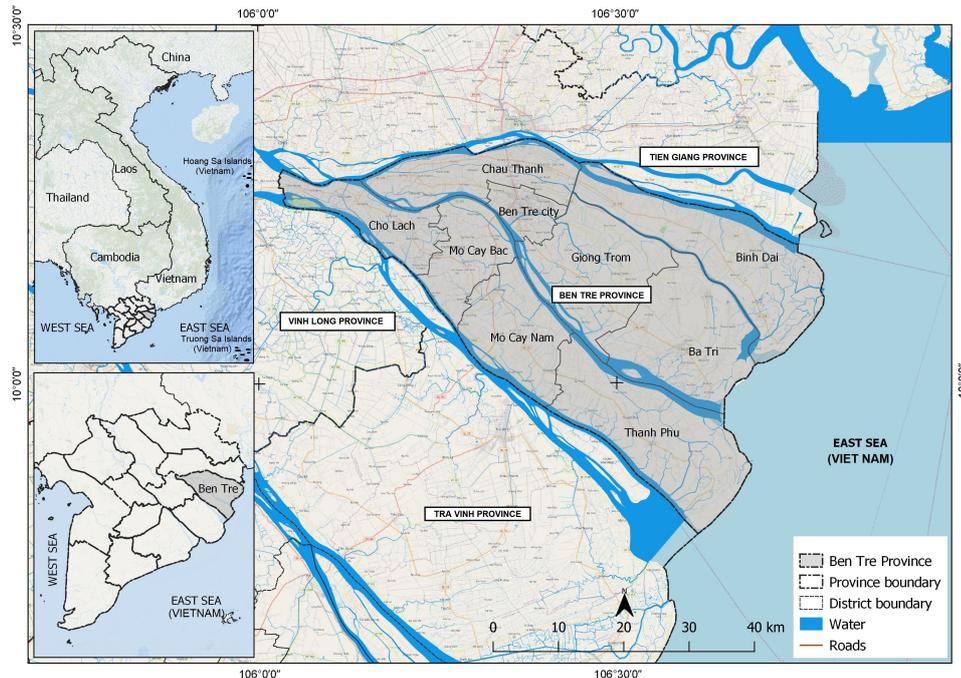


Fig. 1. Administrative map of Ben Tre province

Data sources

The study used Landsat image data for the years 1990, 2000, 2010 and 2020. The data was downloaded from the website of the United States Geological Survey [USGS] 30 m resolution for conventional channels and 15 m for panchromatic channels.

In the study, Landsat 5-TM and Landsat 8-OLI images are used because these are two generations of satellites with stable quality and provide data during the research period (1990–2020). Meanwhile, Landsat 7-ETM satellite has many limitations in data quality due to the error of the Scan Line Corrector (SLC) since 2003.

In order to minimize the influence of clouds, it is preferable to use photos taken in the dry season (November — April), the time when the photos were taken is suitable for the time to be evaluated, but due to the limited number of photos, using photos with not much difference in time is completely acceptable.

Image Processing and Classification: The first stage is pre-processing of the image which includes atmospheric and radiometric correction to remove noise from the image and improve its clarity. In the second stage, Maximum Likelihood classifier was used to classify the satellite image into different categories including forest, water bodies, and urban areas. The training samples were selected for each class using visual interpretation of the image. For the forest class, different forest types, such as mangroves, natural and plantation forests, were used for training. For urban areas and water bodies, characteristic features such as color, texture, and shape were used for training. Visual interpretation of the classified images was conducted to assess accuracy using field data collected from the study area.

Mapping and Analysis: Maps of forest status in 1990 and 2020 were established using the Maximum Likelihood Classifier (MCL) approximation method, which was applied to classify the Landsat images. The CMRI threshold calculation was based on the NDVI and NDWI indexes, combined with the MNDWI index to improve contrast between mangrove areas and other objects. The Kappa index (K) was used for accuracy assessment, and the reliability rating scale of Kappa index [McHugh, 2012] was used to evaluate the accuracy of the interpretation results relative to the field test results.

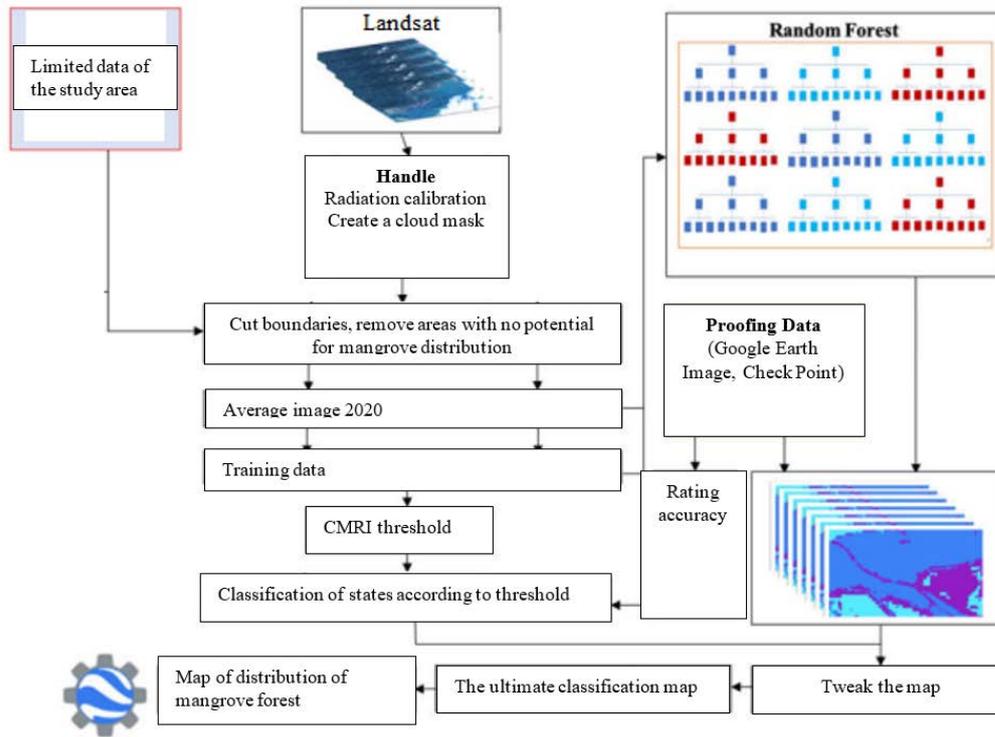


Fig. 2. Diagram of research implementation

In the study, the characteristics between forest and other subjects in the study area are distinguished based on the key to interpreting remote sensing images (Table 2) by the criteria of shape, size, color, structure, brightness.

Table 1

Keys to deciphering remote sensing images				
The key to deciphering	Forest (new plantation forest, thick forest)		Other subjects (Ex: water surface, construction site, agricultural land)	
Object Pattern (N-R-G* Infrared Color Combination)				
Color, Brightness	Red, bright	Dark, Black	Green	Bright
Structure	Rough	Rough	Smooth	Rough
Distribution shape	Centralized distribution in clusters	Cluster distribution	Long and narrow (canal, river)	Plot format
Size/area	Large array	Large	Small	Small, adjacent

The training sample areas in Table 1 consist of pixel collections representing forest and non-forest objects. These sample areas are used for image analysis and interpretation on Google Earth Engine (GEE) to recognize and classify similar pixels and correct objects according to the trained sample area. The random split method is employed to reduce bias in the final classification results. The scores derived from this process are fed into GEE for automatic programming and calculation using both the vegetation indices method and the random forest method. During the referencing process, GEE carries out resampling based on the nearest neighbor algorithm (Nearest Neighbor — NN) by default to minimize errors.

At the same time, based on the different reflectance characteristics of the objects in the image through the vegetation difference index (NDVI), water difference (NDWI), mangrove identification index (MMRI) and combined forest identification index (CMRI). Indicators and typical values are shown in Table 2.

Table 2

Summary of indicators to determine the current status of forests in the study area

Index	Symbol	Formula	References
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	$(NIR - RED) / (NIR + RED)$	Tucker C. J. (1979)
Normalized Difference Water Index	NDWI	$(GREEN - NIR) / (GREEN + NIR)$	Gao B. C. (1996)
Modified. Normalized Difference Water Index	MNDWI	$(GREEN - SWIR) / (GREEN + SWIR)$	Xu H. Q. (2005)
Modular Mangrove Recognition Index	MMRI	$(MNDWI - NDVI) / (MNDWI + NDVI)$	Diniz C. et al. (2019)
(Combine Mangrove Recognition Index)	CMRI	$NDVI - NDWI$	Gupta K. et al. (2018)

The calculation of the CMRI threshold is based on the NDVI and NDWI indexes, but intermediate values are required to improve the contrast between mangrove areas and other objects, hence the need for the MNDWI index. The CMRI index is computed by subtracting NDWI from NDVI, but its range is not restricted to -1 to 1. Moreover, NDWI may not effectively eliminate signals from built-up land, causing extracted water features to be mixed with built-up land noise. Therefore, this study adopts MNDWI to extract the water features. The MMRI consists of a combination of two classic indices — vegetation and water indices — that enhance mangrove contrast.

The classification using the CMRI Index yields the Combined Mangrove Recognition Index, with NDVI referring to Normalized Difference Vegetation Index, IM to Mangrove Index, MMRI to Modular Mangrove Recognition Index, NIR to Near Infrared (Band 4 at L5 (Landsat 5) and L7, Band 5 at L8), SWIR to Shortwave Infrared (Band 5 at L5 and L7, Band 6 at L8), and Red to Red (Band 3 at L5 and L7, Band 4 at L8).

For statistical purposes and to assess the agreement between different data sources or when various algorithms are used, this study employs two indicators: the global accuracy (T) and the Kappa index (K). The Kappa index (K) is used to evaluate the accuracy of interpretation results compared to field test results. The reliability rating scale of Kappa index [McHugh, 2012] is used to evaluate the accuracy of the interpretation results relative to the field test results.

To calculate the K-factor, T represents the global precision (computed from the number of pixels in the diagonal cell in the matrix table divided by the total number of pixels in the sample area), while E is calculated similarly to T but the data are drawn from the product matrix of rows and columns of the classification error matrix.

With T and E, the K-coefficient can be calculated. With this coefficient, it is possible to publish the accuracy of the forest maps interpreted on the basis of the field-tested sample areas.

The way to determine the global precision (T) is shown in the following formula:

$$T = \frac{\sum_{i=1}^K O_{ii}}{n} \cdot 100 \% , \tag{1}$$

in there $T = \sum_{i=1}^K O_{ii}$ — total number of correctly classified pixels;
 n — total number of pixels classified.

The way to determine the Kappa index is shown in the formula:

$$K = \frac{T - E}{1 - E}, \tag{2}$$

in there K — Kappa index;

T — global precision given by error matrix;

E — a quantity that represents a predictable (expected) accurate classification, that is, E contributes to an estimate of the likelihood of an accurate classification in the actual classification process.

Table 3

Reliability rating scale of Kappa index [McHugh, 2012]

Value of Kappa	Level of Agreement
$K < 0.2$	None
$0.2 < K < 0.4$	Minimal
$0.4 < K < 0.6$	Weak
$0.6 < K < 0.8$	Moderate
$0.8 < K < 1.0$	Strong
$K = 1$	Almost Perfect

When the Kappa coefficient = 1, the classification accuracy is absolute. In addition to the Kappa coefficient, the classification accuracy is also evaluated based on the error matrix, or confusion matrix. This matrix compares on a one-to-one basis.

The error matrix obtained from comparing random points on Google Earth images with the classification results in 1990 and 2020 is used to perform reliability assessment. Google Earth is utilized to collect a representative sample area of objects that need to be interpreted in the past but cannot be accessed in the field. The study also employs data from the current status monitoring system of SERVIR-Mekong organization to verify and assess accuracy. The global accuracy and Kappa index aid in evaluating the results of the image classification and highlight confusion among objects during the classification process.

The results of object decoding yield discrete regions that are not connected to each other in the same object. Therefore, regions of the same object require connection or grouping to facilitate overlap and analysis of fluctuations in analytical algorithms. This makes the process of switching back and forth between the three main subjects that the study aims to track feasible. Before conducting statistics on the current status of mangroves, it is essential to group targets into three main categories to enable the statistics and analysis of changes. These categories are coastal mangroves, rivers/lakes/canals, and other subjects (including all remaining targets). The area of each group is then calculated at two levels (district and commune) for each year.

To analyze changes in coastal mangrove areas and determine the primary drivers of change in mangroves, overlapping maps of the mangrove state grouped by 10-year periods are created using the union method. This method aids in overlapping and comparing data to identify areas of change while keeping the general and individual regions intact for each year.

Determine changes in mangrove status by analyzing data attributes at two time points, for example: mangroves (1990) → mangroves (2000) unchanged mangroves; mangroves (1990) → other lands (2000) mangroves lost due to farming change; mangroves (1990) → water surface (2000) mangroves lost due to coastal erosion. Then proceed to calculate the area for each type of change for each 10-year period.

Research results

I. The state of coastal mangrove forest in Thanh Phu district, Ben Tre province in 1990.

Based on the results of image interpretation Landsat 4.5 TM, the authors have created a map of the current state of coastal mangroves in 1990 with a confidence level of 97.7 % and a Kappa coefficient of 0.96. The map of the current state of coastal mangrove forest in Thanh Phu district, Ben Tre province in 1990 is shown in Figure 3.

The results of Table 4 show that the total area of mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 1990 was 3061.112 ha, of which Thanh Hai commune was the highest with 1701.71 ha (55.6 %), followed by Thanh Phong commune with 944.12 ha (30.8 %), finally An Dien commune was the lowest distributed mainly on the narrow coastal strip with only 1.1 thousand ha (13 %).

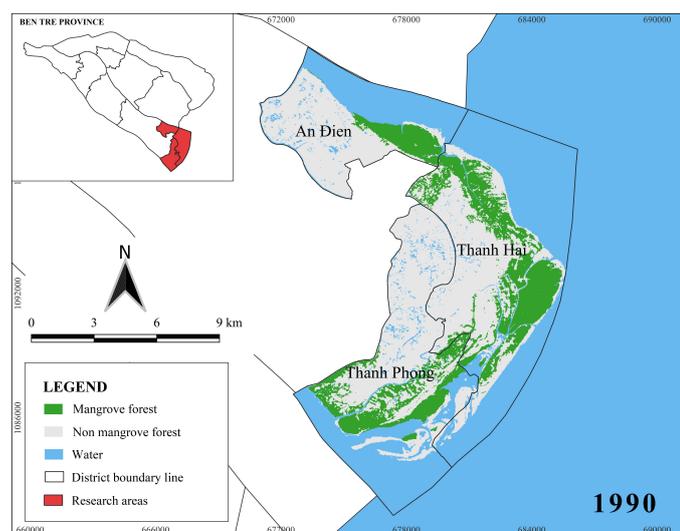


Fig. 3. Map of the current state of coastal mangrove forest in Thanh Phu district, Ben Tre province in 1990

Table 4

Mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 1990

No	District	Commune	Acreage (ha)	Ratio (%)
1	Thanh Phu	An Dien	415.282	13.6
2		Thanh Hai	1701.710	55.6
3		Thanh Phong	944.120	30.8
Total			3061.112	

II. The state of coastal mangrove forest in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2000

Based on the results of image interpretation Landsat 7 TM, the authors have built a map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district in 2000 with a confidence level of 96.7 % and a Kappa coefficient of 0.95. The map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2000 is shown in Figure 4.

The results of Table 5 and Figure 4 show that the total area of mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2000 was 2162.969 ha, of which Thanh Hai commune was the highest with 1128.2 ha (52.2 %), followed by Thanh Phong commune with 661.899 ha (30.6 %), finally An Dien commune the lowest distributed mainly on the narrow coastal strip with only 372.87 ha (17.2 %).

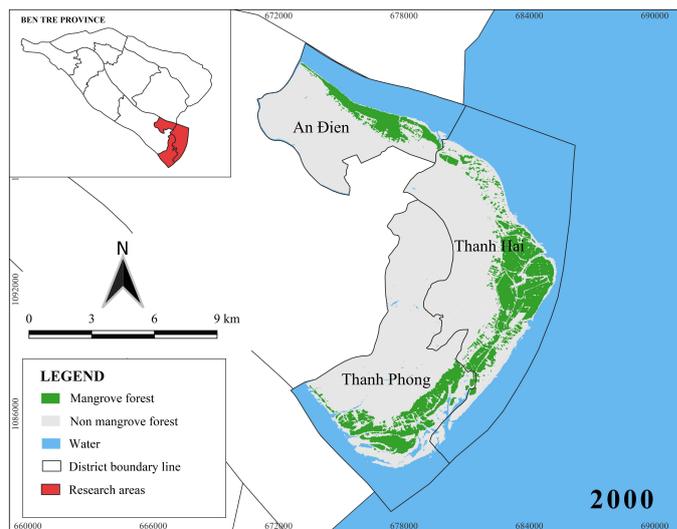


Fig. 4. Map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2000

Table 5

Mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2000

No	District	Commune	Acreage (ha)	Ratio (%)
1	Thanh Phu	An Dien	372.87	17.2
2		Thanh Hai	1128.2	52.2
3		Thanh Phong	661.899	30.6
Total			2162.969	

III. The current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2010

Based on the results of image interpretation Landsat 7 TM, the authors have established a map of the current status of coastal mangroves in 2010 with a confidence level of 96.7 % and a Kappa coefficient of 0.95. The map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2010 is shown in Figure 5.

The results of Table 6 show that the total area of mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2010 was 2537.909 ha, of which Thanh Hai commune is the highest with 1087.5 ha (42.9 %), followed by Thanh Phong commune with 1033.42 ha (40.7 %), finally An Dien commune was the lowest distributed mainly on the narrow coastal strip with only 416.979 ha (16.4 %).

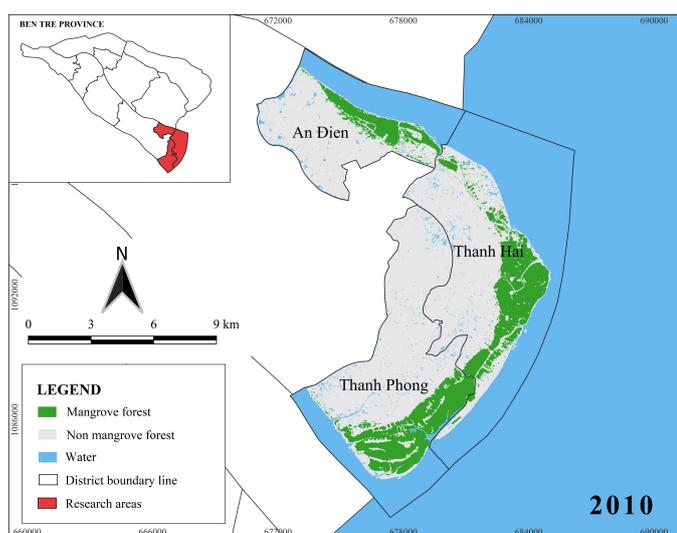


Fig. 5. Map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2010

Table 6

Mangrove forest area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2010				
No	District	Commune	Acreage (ha)	Ratio (%)
1	Thanh Phu	An Dien	416.979	16.4
2		Thanh Hai	1087.51	42.9
3		Thanh Phong	1033.42	40.7
Total			2537.909	

IV. The state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020

Based on the results of image interpretation Landsat 8 TM, the authors have established a map of the current state of coastal mangroves in 2020 with a confidence level of 95.3 % and a Kappa coefficient of 0.93. The map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020 is shown in Figure 6.

Results of Table 7 show that mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020 was 2420 ha, of which Thanh Phong commune was the highest with 1050.4 ha (43.4 %), followed by Thanh Hai commune with 966.676 ha (39.95 %), and finally An Dien commune, the lowest distributed mainly on the narrow coastal strip of only 402.924 ha (16.65 %).

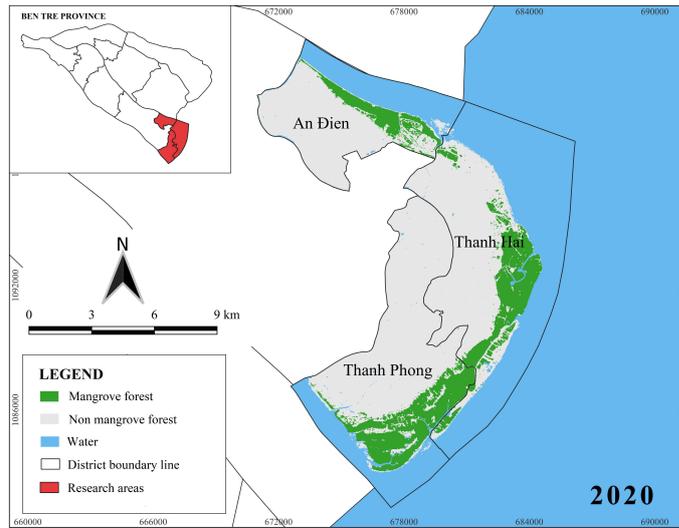


Fig. 6. Map of the current state of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020

Table 7

Mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020

No	District	Commune	Acreage (ha)	Ratio (%)
1	Thanh Phu	An Dien	402.924	16.65
2		Thanh Hai	966.676	39.95
3		Thanh Phong	1050.4	43.40
Total			2420	

V. Period 1990–2000

This is a period with many changes in the mangrove area of Thanh Phu district. There have been 898.143 ha of mangroves degraded, mainly in Thanh Hai commune (573.71 ha). Figure 7 shows the change in mangrove area in Thanh Phu district in the period 1990–2000.

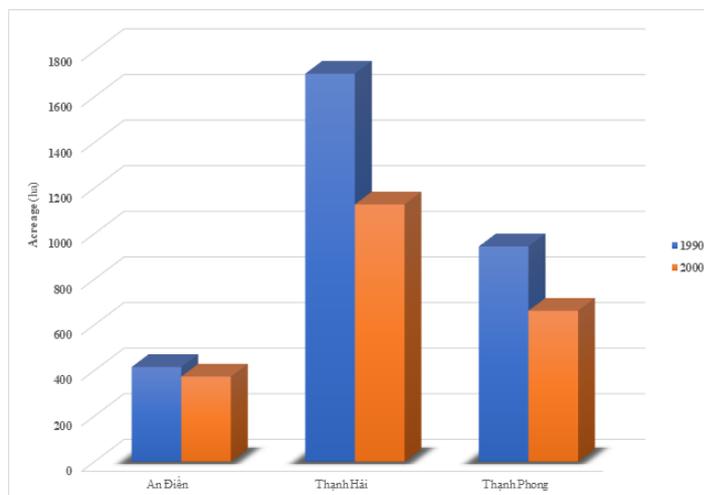


Fig. 7. Chart of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2000

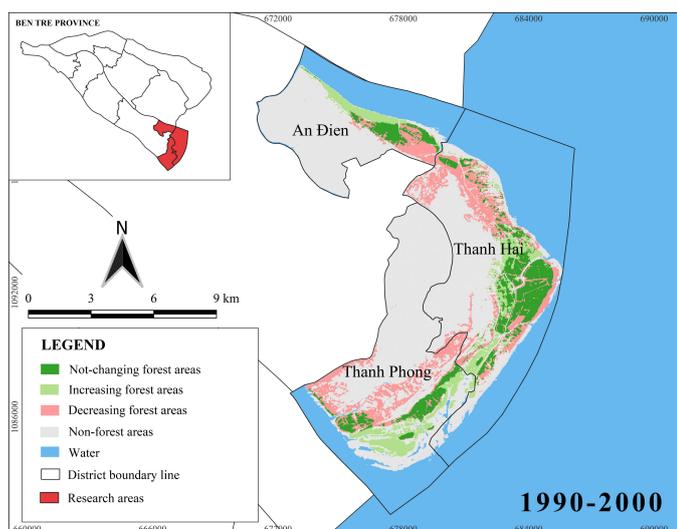


Fig. 8. Map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2000

Figure 8 shows that almost all mangrove areas are reduced in communes. The largest decrease in area is Thanh Hai commune, followed by Thanh Phong commune. While An Dien commune is almost unchanged. In Thanh Hai commune, the forest area decreased by 573.51 ha, accounted to 33.7 % of the forest area. Meanwhile, in Thanh Phong commune, the reduced forest area is 282.221 ha (29.9 %).

Based on the above research and analysis results, the authors have established a map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2000 (Figure 8).

Table 8

Mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in 2020			
1990-2000	Other objects	Mangroves	Rivers, lakes, canals
Other objects	6844.7	455.4	193.6
Mangroves	1804.7	1214.1	42.8
Rivers, lakes, canals	960.0	493.5	5301.0

Figure 8 and Table 8 show that the area of mangroves in Thanh Phu district is mainly lost and concentrated in 02 communes — Thanh Phong and Thanh Hai. The forest area lost during this period is quite large: 1804.7 ha has been converted to other uses, 42.8 ha has been converted to rivers, lakes, canals. However, the forest area is increased due to accumulation is also quite large (948.9 ha), concentrated mainly in the coastal area of Thanh Phong commune and part of the periphery of An Dien commune. In general, during this period, Thanh Phu district lost about 1000 ha of mangrove forest.

VI. Period 2000–2010

This is the period when the mangrove area in Thanh Phu district increased again. While the mangroves in Thanh Hai commune continued to be reduced slightly, the mangrove area in Thanh Phong commune significantly increased (371.5 ha).

Figure 9 shows that almost all areas tend to increase in communes of Thanh Phu district. The largest increase in area is Thanh Phong commune. While An Dien and Thanh Hai communes are almost unchanged. Compared with the period 1990–2000 we can see that the area of mangroves that was not affected in the period 2000–2010 has increased significantly, from 1214.1 ha to 1739.8 ha.

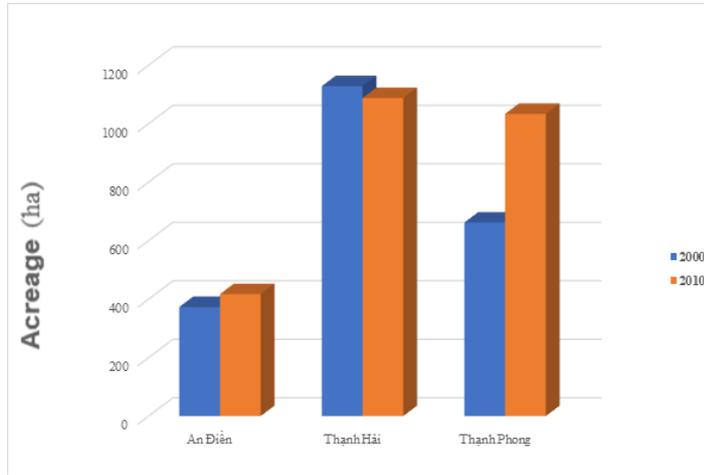


Fig. 9. Chart of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2000–2010

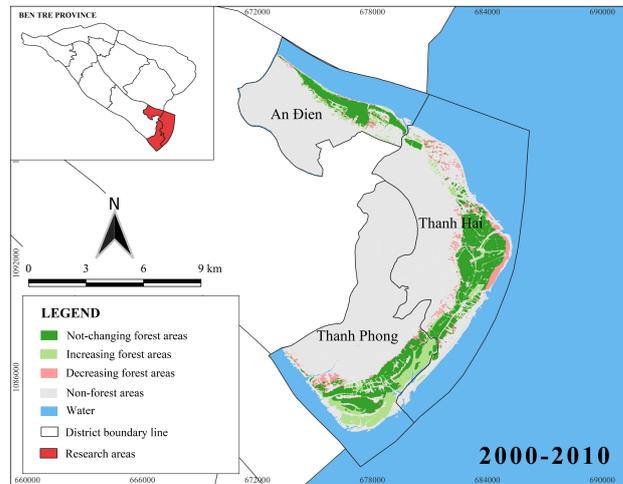


Fig. 10. Map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2000–2010

Table 9

Table of rotation of mangrove areas in Thanh Phu district in the period 2000-2010

2000-2010	Other objects	Mangroves	Rivers, lakes, canals
Other objects	8339.3	716.0	554.0
Mangroves	351.4	1739.8	71.8
Rivers, lakes, canals	116.5	82.4	5338.5

Figure 10 and Table 9 show that the area of mangroves in Thanh Phu district was in the recovery stage. It can be clearly seen that the forest area unchanged during this period was quite large (1739.8 ha) and the additional forest area due to accretion was also quite large (798.4 ha), mainly concentrated in the coastal zones of Thanh Phong beach. The area of mangroves converted to other purposes has decreased significantly compared to the period 1990–2000. During this period, only 351.4 hectares were converted to other purposes (1804.7 ha in the 1990–2000 period). However, the forest area converted into rivers, lakes and canals tends to increase (71.8 ha). Based on the above research and analysis results, the authors have established a map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2000–2010 (Figure 9).

VII. Period 2010–2020

This is a period with very little fluctuation and the trend of forest area has been saturated due to appropriate protection policies. Only Thanh Hai commune has the forest area continues to decrease with 120.8 ha while Thanh Phong commune has an increase of 16 ha.

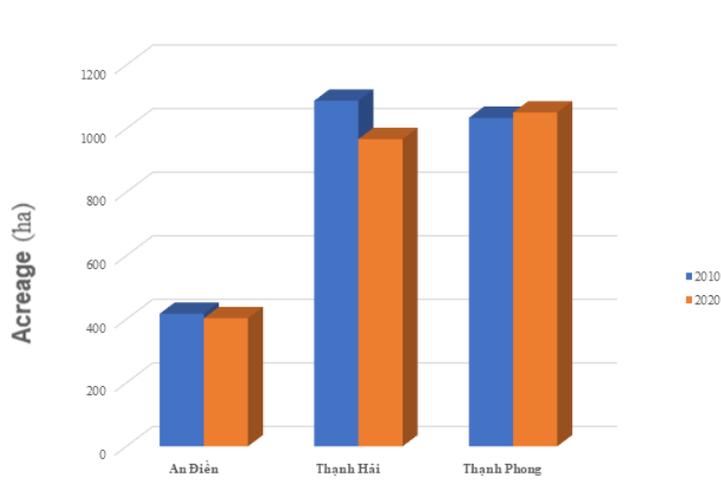


Fig. 11. Chart of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2010–2020

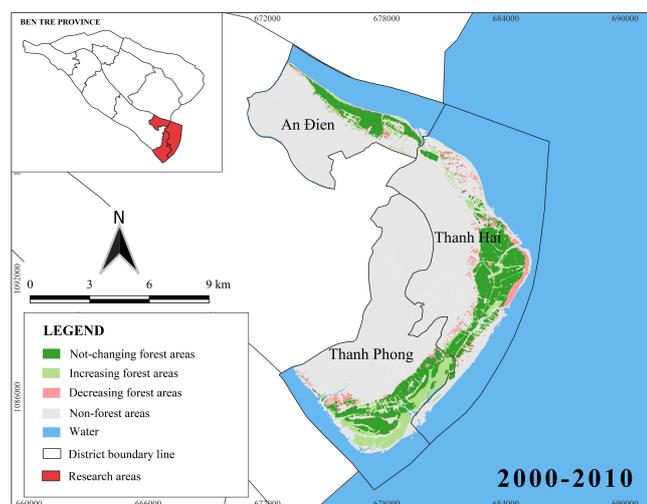


Fig. 12. Map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2010–2020

Figure 12 and Table 10 show that the area of mangroves in Thanh Phu district is in a relatively stable stage. It can be clearly seen that the forest area unchanged during this period is quite large (2115.2 ha) in which the forest area increased by accretion is also quite large (305.7 ha), mainly concentrated in the coastal area of Thanh Phong commune. Forest area converted to other uses continued to decrease compared to previous periods (291.6 ha). During this period, the area of mangroves turned into rivers, lakes and canals continuously increased (131.5 ha).

Table 10

Table of rotation of mangrove areas in Thanh Phu district in the period 2010–2020

2010-2020	Other objects	Mangroves	Rivers, lakes, canals
Other objects	8312.3	261.4	233.5
Mangroves	291.6	2115.2	131.5
Rivers, lakes, canals	372.2	44.3	5547.9

Based on the above research and analysis results, the authors have established a map of changes in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 2000–2010 (Figure 12).

Figure 13 shows the variation of mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province in the period 1990–2020. Through Figure 12, we see that the area of mangroves in Thanh Phu district in the period 1990–2020 has fluctuated, from 3061.6 ha, it decreased to 2163.0 ha in 1990, then increased to 2538.3 ha in 1990, and recently reduced to only 2420.8 ha. The reason for the decrease is due to the movement of encroaching on forests for shrimp farming in the 2000s and in recent times due to deforestation to build houses, especially in An Dien and Thanh Hai communes. Though, Thanh Phong commune has recently increased in terms of mangrove area due to alluvial accretion.

To see more clearly the variation of mangrove area in Thanh Phu district, the authors studied the change of forest area in each commune through each period during the research period from 1990 to the year (Figure 14). From Figure 14, we can see that in the period 1990–2020, the area of mangroves in An Dien commune was relatively unchanged, while Thanh Phong commune fluctuated a lot in the period 1990–2000, then increased and stabilized. Particularly in Thanh Hai commune, the area of mangroves has tended to decrease continuously over the years, from 1701.7 ha (1990) to 966.7 ha (2020). This is alarming and needs deep attention.

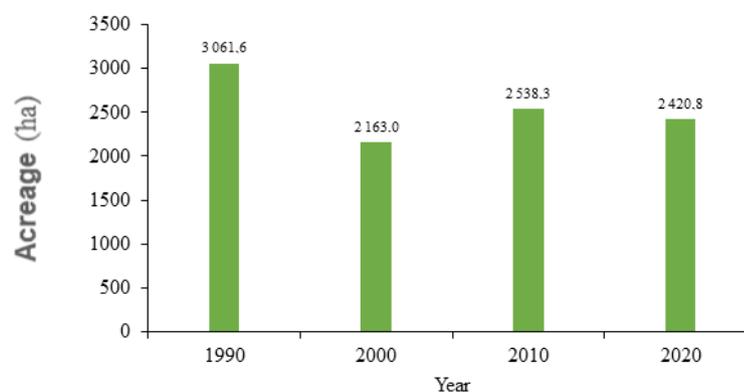


Fig. 13. Area of mangroves in Thanh Phu district in the period 1990–2020 (ha)

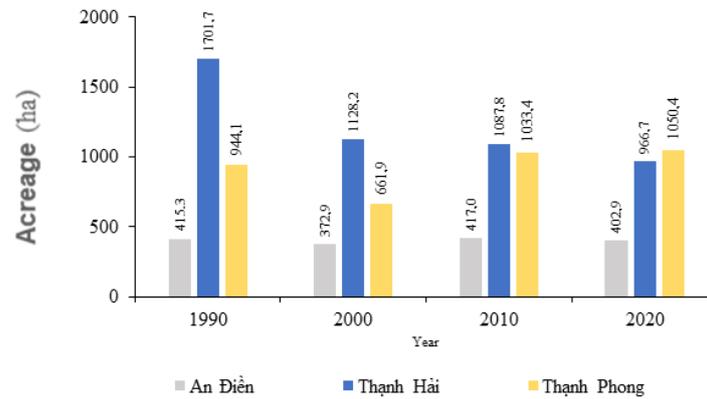


Fig. 14. Area of mangroves by commune over the years

Coastal erosion and the conversion of mangroves to aquaculture are the main factors contributing to the loss of mangrove habitat. Not much mangrove habitat has been converted to agricultural land or other uses. Mangrove erosion is occurring in Thanh Phu district, Ben Tre province, as it is in other districts and provinces across the Mekong Delta. Plate erosion impacts the top layer of the soil, which can lead to the exposure of tree roots, soil loosening, a decrease in mangrove soil level, and widening of the river mouth. Estuary erosion, on the other hand, is caused by tides and can result in the destruction of riverbanks and the depletion of forest cover. Mangrove soil erosion happens quickly and is widespread in many regions as a result of sea level rise. Mangrove erosion is caused by: Because of human-caused logging, the forest belt is too thin, there is no longer a regenerating tree belt, and as a result, the number of canopy layers, ability to absorb wave energy, and wave resistance of the forest all decrease. poor, effortlessly swept away by waves. Sand washed up on the shore by the high tide, covering the submerged tree stump and the mangrove trees' breathing roots, rendering them unable of breathing and ultimately killing them. Currently, mangroves are buried and several sites have been alluvialized, including Thanh Phu in the province of Ben Tre.

Discussion

In general, the area of mangrove forests in Thanh Phu district has decreased over 30 years. Despite the fact that after 2000y. there has been an increase in the area of mangrove forests in the study area. Deforestation and replacement with aquaculture ponds has been the main contributor to the reduction of mangroves [Son, Ye, Stive, 2017]. Changes in mangrove forests covers were affected by two activities: deforestation and replanting, but planting capacity was slower than deforestation. Recent mangrove changes are due mainly to shrimp farming expansion, which is developing in an unplanned way. Shrimp farm development and degradation also caused environmental and natural resource problems with socio-economic consequences such as land degradation, environmental pollution, the conflicts among natural resource users and the gap between the rich and poor.

For example, according to our data and according to the literature, these processes have had the largest scale in the provinces of Ca Mau and Tra Vinh [Binh et al., 2005; Van et al., 2015]. The decline in the popularity of aquaculture has been associated with a decrease in the economic efficiency of mariculture and changes in management measures [Vo, Kuenzer, Oppelt, 2015]. In recent decades, «clean» aquaculture in the form of open ponds has been gradually replaced by mixed mangrove-shrimp farms [Truong, Do, 2018]. In the total balance of the area covered by mangroves, these farms have a positive effect. Their ecological efficiency and the extent to which these artificial plantings

correspond to natural mangrove forests require a separate discussion. The second direction of anthropogenic impact on the mangroves of the delta provinces is the artificial planting of mangroves. Traditionally, such landings are arranged to protect coasts from wave abrasion. These activities have been carried out in all provinces in recent decades and are gaining momentum. The natural process behind mangrove dynamics in the Mekong Delta is the redistribution of sediment along the coast. On the eastern coasts, abrasion processes predominate, on the western coasts — accumulation of bottom sediments. This process can be called completely natural with some stretch, since many researchers associate the observed changes in the dynamics of bottom sediments with an increase in the number of dams in the middle and upper reaches of the Mekong [Li et al., 2017], as well as with the development of a canal system in the southern part of the delta [Nguyen et al., 2016]. Both on the abrasion and on the accumulative, newly formed sections of the coast, intensive work is underway on the cultivation of mangroves. As a result, the current dynamics of mangrove vegetation is a reflection of oppositely directed natural and anthropogenic processes occurring at different rates. The turnover rates of artificial mangroves in the southern provinces of Vietnam is about 20 years. At this age, plantings of *Rhizophora apiculata*, the main mangrove species in shrimp-mangrove farms, go to felling [Alongi et al., 2000]. Thus, during the studied period of time in the areas occupied by mangrove-shrimp aquaculture, a complete cycle of vegetation transformation could have occurred, which remained unnoticed, since it fell between the survey periods. The average rate of loss of mangrove area in the study area is about 0.7 %/year, close to the average rate of loss of mangrove area in the Mekong Delta, which is about 1 % per year. Over a thirty-year period, the total area of mangroves has decreased by about 20 %. This estimate does not take into account the transformation of mangrove forests and their redistribution in space. The average mangrove extinction rate (0.7 % per year) obtained by us is close to the minimum estimates given for Vietnam, and less than the average values for Southeast Asia and the world — 1–2 % [Duke et al., 2007].

The reduction of mangrove resource causes the loss of coastal fisheries. Breeding areas of economically important fish and shrimp species have been lost. Habitat of biological species is degraded, leading to a decrease in biodiversity. The number of birds in the protected forest belt has decreased significantly and many mammal species have disappeared. The complete absence of a mature coastal protective mangrove belt is a major obstacle to sustainability and resource values in the coastal belt.

Conclusion

Using multi-temporal satellite images allows researchers to assess the fluctuations of large spatially distributed elements quickly and relatively accurately. In which, the change in vegetation cover, especially in mangrove forests.

Through analysis of satellite images, it was found that over a period of 30 years (1990–2020), the total area of mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province has decreased by more than 20 % (equivalent to 640.8 ha) compared to the original (from 3061.6 ha in 1990 reduced to 2420.8 ha in 2020). Thanh Hai commune has the most mangrove area but is also the experienced the largest reduction in mangrove area (from 1701.7 ha in 1990 to 996.7 ha). An Dien commune had the least mangrove area and its the area of mangroves decreased in a small amount (from 415.3 in 1990 to 402.9 ha in 2020). Thanh Phong commune's area of mangroves fluctuated between 1990 and 2000; it decreased from 944.1 ha to 661.9 but then increased to 1033.4 ha in 2010 and continued to increase to 1050,4 in 2020. The recovery rate of mangroves was low, the mangrove restoration took place mainly in Thanh Phong commune. Specifically, from 1990 to 2020, a mangrove area of 640.8 ha disappeared but then appeared on a new area of 3061.6 ha. The decrease in mangrove area in Thanh Phu district, Ben Tre province is closely related to the process of deforestation of mangroves to dig shrimp ponds and landslides in the eastern coastal areas. The process of mangrove restoration mainly takes place on newly accreted coastal areas, estuaries and reforestation in inefficient shrimp ponds.

The research results determine the spatial change of coastal mangroves in Thanh Phu district, Ben Tre province after 30 years, the causes leading to the decline in mangrove area, along with their recovery process through the different stages, thereby helping policymakers propose solutions to restore and develop mangrove ecosystems, contributing to the restoration and enrichment of diverse coastal ecosystems.

References

1. Фан Ч. Х., Ковязин В. Ф., Звонарёва С. С., Нгуен Т. Х. Т., Нгуен Т. Л. Физико-химические свойства почв мангровых лесов Вьетнама // Известия вузов. Лесной журнал. – 2021. – № 5. – С. 9–21. – <https://doi.org/10.37482/0536-1036-2021-5-9-21>
2. Alongi D. M. Carbon sequestration in mangrove forests // Carbon Management. – 2012. – Vol. 3, iss. 3. – P. 313–322. – <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
3. Alongi D. M. Present state and future of the world's mangrove forests // Environmental Conservation. – 2002. – Vol. 29, iss. 3. – P. 331–349. – <https://doi.org/10.1017/S0376892902000231>
4. Alongi D. M., Tirendi F., Trott L. A., Xuan T. T. Benthic decomposition rates and pathways in plantations of the mangrove *Rhizophora apiculata* in the Mekong delta, Vietnam // Marine Ecology – Progress Series. – 2000. – Vol. 194. – P. 87–101. – <https://doi.org/10.3354/meps194087>
5. Béland M., Goïta K., Bonn F., Pham T. T. H. Assessment of land-cover changes related to shrimp aquaculture using remote sensing data: a case in the Giao Thury District, Vietnam // International Journal of Remote Sensing. – 2006. – Vol. 27, iss. 7/8. – P. 1491–1510. – <https://doi.org/10.1080/01431160500406888>
6. Binh T. N. K. D., Vromant N., Hung T. N., Hens L., Boon K. E. Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau peninsula, Vietnam // Environment, Development and Sustainability. – 2005. – Vol. 7, iss. 4. – P. 519–536. – <https://doi.org/10.1007/s10668-004-6001-z>
7. Chen B., Xiao X., Li X., Pan L., Doughty R., Ma J., Dong J., Qin Y., Zhao B., Wu Z., Sun R., Lan G., Xie G., Clinton N., Giri C. A mangrove forest map of China in 2015: analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform // ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. – 2017. – Vol. 131. – P. 104–120. – <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.07.011>
8. Diniz C., Cortinhas L., Nerino G., Rodrigues J., Sadeck L., Adami M., Souza-Filho P. W. M. Brazilian mangrove status: three decades of satellite data analysis // Remote Sensing. – 2019. – Vol. 11, iss. 7. – P. 808. – <https://doi.org/10.3390/rs11070808>
9. Donato D. C., Kauffman J. B., Murdiyarso D., Kurnianto S., Stidham M., Kanninen M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics // Nature Geoscience. – 2011. – Vol. 4, iss. 5. – P. 293–297. – <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
10. Duke N. C., Meynecke J. O., Dittmann S., Ellison A. M., Anger K., Berger U., Cannicci S., Diele K., Ewel C. K., Field C. D., Koedam N., Lee S. Y., Marchand C., Nordhaus I., Dahdouh-Guebas F. A World without mangroves? // Science. – 2007. – Vol. 317, iss. 5834. – P. 41–42. – <https://doi.org/10.1126/science.317.5834.41b>
11. Gao B. C. NDWI — A Normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space // Remote Sensing of Environment. – 1996. – Vol. 58, iss. 3. – P. 257–266. – [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
12. Giri C., Long J., Abbas S., Murali R. M., Qamer F. M., Pengra B., Thau D. Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia // Journal of Environmental Management. – 2015. – Vol. 148. – P. 101–111. – <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.020>

13. Gupta K., Mukhopadhyay A., Giri S., Chand A., Majumdar S. D., Samanta S., Mitra D., Samal R. N., Pattnaik A. K., Hazra S. An index for discrimination of mangroves from non-mangroves using LANDSAT 8 OLI imagery // *MethodsX*. – 2018. – Vol. 5. – P. 1129–1139. – <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.09.011>
14. Hauser L. T., Vu G. N., Nguyen B. A., Dade E., Nguyen H. M., Nguyen T. T. Q., Le T. Q., Vu L. H., Tong A. T. H., Pham H. V. Uncovering the spatio-temporal dynamics of land cover change and fragmentation of mangroves in the Ca Mau peninsula, Vietnam using multi-temporal SPOT satellite imagery (2004–2013) // *Applied Geography*. – 2017. – Vol. 86. – P. 197–207. – <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.019>
15. Huan P. N., Lan N. T. A Study of mangrove forests in the Khanh Hoa province of Vietnam // *Известия вузов. Лесной журнал*. – 2019. – № 3. – С. 64–72. – <https://doi.org/10.17238/issn0536-1036.2019.3.64>
16. Kauffman J. B., Heider C., Norfolk J., Payton F. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic // *Ecological Applications*. – 2014. – Vol. 24, iss. 3. – P. 518–527. – <https://doi.org/10.1890/13-0640.1>
17. Kuenzer C., Tuan V. Q. Assessing the ecosystem services value of can Gio mangrove biosphere reserve: combining earth-observation- and household-survey-based analyses // *Applied Geography*. – 2013. – Vol. 45. – P. 167–184. – <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.08.012>
18. Li X., Liu J. P., Saito Yo., Nguyen V. L. Recent evolution of the Mekong delta and the impacts of dams // *Earth-Science Reviews*. – 2017. – Vol. 175. – P. 1–17. – <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.10.008>
19. Mai Trong Thinh, Nguyen Hai Hoa. Sử dụng ảnh viễn thám đa thời gian trong đánh giá biến động diện tích rừng ngập mặn tại thị xã Quảng Yên, tỉnh Quảng Ninh // *Tạp chí Khoa học và công nghệ lâm nghiệp*. – 2017. – Vol. 3. – P. 101–112.
20. Manh N. V., Dung N. V., Hung N. N., Kumm M., Merz B., Apel H. Future sediment dynamics in the Mekong delta floodplains: impacts of hydropower development, climate change and sea level rise // *Global and Planetary Change*. – 2015. – Vol. 127. – P. 22–33. – <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.01.001>
21. McHugh M. L. Interrater reliability: the kappa statistic // *Biochemia Medica*. – 2012. – Vol. 22, iss. 3. – P. 276–282. – <https://doi.org/10.11613/BM.2012.031>
22. Nardin W., Woodcock C. E., Fagherazzi S. Bottom sediments affect *Sonneratia* mangrove forests in the prograding Mekong delta, Vietnam // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2016. – Vol. 177. – P. 60–70. – <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.019>
23. Nguyen H. H., Dargusch P., Moss P., Tran D. B. A review of the drivers of 200 years of wetland degradation in the Mekong delta of Vietnam // *Regional Environmental Change*. – 2016. – Vol. 16, iss. 8. – P. 2303–2315. – <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0941-3>
24. Nguyen H. H., McAlpine C., Pullar D., Johansen K., Duke N. C. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: case study of Kien Giang coast, Vietnam // *Ocean and Coastal Management*. – 2013. – Vol. 76. – P. 12–22. – <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.01.003>
25. Phạm H. L. Nghiên cứu tổng hợp các vấn đề môi trường vùng ven biển và cửa sông tỉnh Bến Tre, xây dựng các biện pháp phòng chống sự cố môi trường trong khu vực. Phần I, giai đoạn I năm, 1996. Điều tra nghiên cứu trượt lở đất và bồi lắng vùng cửa sông ven biển : Báo cáo là kết quả nghiên cứu theo hợp đồng số 609HĐMTg (8/8/1996) / Sở Khoa học công nghệ tỉnh Bến Tre, Liên đoàn địa chất 6 – Trung tâm Kiến tạo-Tai biến và Môi trường tự nhiên Bến Tre. – [Vietnam], 1997.

26. *Pham L. T. H., Brabyn L.* Monitoring mangrove biomass change in Vietnam using SPOT images and an object-based approach combined with machine learning algorithms // *SPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.* – 2017. – Vol. 128. – P. 86–97. – <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.03.013>
27. *Pham T. D., Yoshino K.* Aboveground biomass estimation of mangrove species using ALOS-2 PALSAR imagery in Hai Phong city, Vietnam // *Journal of Applied Remote Sensing.* – 2017. – Vol. 11, iss. 2. – [Art. no.] 026010. – <https://doi.org/10.1117/1.JRS.11.026010>
28. *Pham T. D., Yoshino K.* Mangrove mapping and change detection using multitemporal Landsat imagery in Hai Phong city, Vietnam // *The International Symposium on Cartography in Internet and Ubiquitous Environments*, 17–19 March, 2015, Tokyo.
29. *Pham T. D., Yoshino K., Le N., Bui D. T.* Estimating aboveground biomass of a mangrove plantation on the northern coast of Vietnam using machine learning techniques with an integration of ALOS-2 PALSAR-2 and Sentinel-2A data // *International Journal of Remote Sensing.* – 2018. – Vol. 39, iss. 22. – P. 7761–7788. – <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1471544>
30. *Pham T. D., Yoshino K., Bui D. T.* Biomass estimation of *Sonneratia caseolaris* (L.) Engler at a coastal area of Hai Phong city (Vietnam) using ALOS-2 PALSAR imagery and GIS-based multi-layer perceptron neural networks // *GIScience & Remote Sensing.* – 2017. – Vol. 54, iss. 3. – P. 329–353. – <https://doi.org/10.1080/15481603.2016.1269869>
31. *Pham T. L., Son T. S., Gunasekara K., Nhan N. T., La H. P.* Application of remote sensing and GIS technology for monitoring coastal changes in estuary area of the Red river system, Vietnam // *Journal of the Korean Society of Surveying Geodesy Photogrammetry and Cartography.* – 2013. – Vol. 31, iss. 6-2. – P. 529–538. – <https://doi.org/10.7848/ksgpc.2013.31.6-2.529>
32. *Phùng Thái Dương, Tôn Sơn.* Đánh giá biến động rừng ngập mặn tỉnh Cà Mau trên cơ sở ảnh vệ tinh giai đoạn 1988–2018 // *Tạp chí Đại học Sư phạm Hà Nội.* – 2021. – Vol. 66, iss. 1. – P. 175–185.
33. *Phùng Thái Dương, Tôn Sơn.* Đánh giá biến động rừng ngập mặn tỉnh Kiên Giang trên cơ sở ảnh vệ tinh giai đoạn 1988–2018 // *Tạp chí Đại học Thái Nguyên.* – 2020. – Vol. 225, iss. 6. – P. 141–148.
34. *Phùng Thái Dương, Tôn Sơn.* Đánh giá biến động rừng ngập mặn tỉnh Tiền Giang trên cơ sở ảnh vệ tinh giai đoạn 1988–2018 // *Tạp chí Đại học Cần Thơ.* – 2021. – Vol. 57, iss. 1. – P. 64–74.
35. *Quyên N. H., Brunner J.* Land cover change assessment in the coastal areas of the Mekong delta 2004–2009. – Hanoi, Vietnam : IUCN, 2011. – 13 p.
36. *Richards D. R., Friess D. A.* Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012 // *Proceedings of the National Academy of Sciences.* – 2015. – Vol. 113, iss. 2. – P. 344–349. – <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>
37. *Seto K. C., Fragkias M.* Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: a remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands // *Global Environmental Change.* – 2007. – Vol. 17, iss. 3/4. – P. 486–500. – <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2007.03.001>
38. *Son N. T., Chen C. F., Chang N. B., Chen C. R., Chang Ly Yu., Thanh B. X.* Mangrove mapping and change detection in Ca Mau peninsula, Vietnam, using Landsat data and object-based image analysis // *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing.* – 2015. – Vol. 8, iss. 2. – P. 503–510. – <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2360691>
39. *Son T. H., Ye Q., Stive M.* Estuarine mangrove squeeze in the Mekong delta, Vietnam // *Journal of Coastal Research.* – 2017. – Vol. 33, iss. 4. – P. 747–763. – <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-16-00087.1>
40. The world's mangroves 1980–2005 : A thematic study prepared in the framework of the global forest resources assessment 2005 / Food and Agriculture Organization of the UN. – Rome : FAO, 2007. – 128 p. – URL: <https://www.fao.org/3/a1427e/a1427e.pdf> (дата обращения: 19.12.2022).

41. Thu P. M., *Populus J.* Status and changes of mangrove forest in Mekong delta: Case study in Tra Vinh, Vietnam // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2007. – Vol. 71, iss. 1/2. – P. 98–109. – <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.007>
42. Thu T. N., Demaine H. Potentials for different models for freshwater aquaculture development in the Red River delta (Vietnam) using GIS analysis // *Naga, the ICLARM Quarterly*. – 1996. – Vol. 19, iss. 1. – P. 29–32. – <https://hdl.handle.net/20.500.12348/2732> (дата обращения: 23.01.2023).
43. Tôn Sơn, Phùng Thái Dương. Đánh giá biến động rừng ngập mặn tỉnh Bến Tre trên cơ sở ảnh vệ tinh giai đoạn 1988–2018 // *Tạp chí Đại học Đồng Tháp*. – 2020. – Vol. 9, iss. 3. – P. 52–64.
44. Trần Thị Thu. Phân tích một số nguyên nhân gây xói lở và bồi tụ trầm tích trong vùng rừng ngập mặn : master's diss. – Hồ Chí Minh [?], 2009. – 149 p.
45. Trần Vũ Khánh Linh, Viên Ngọc Nam. Phân tích diễn biến rừng bằng ảnh viễn thám tại Cồn Ngang, huyện Tân Phú, tỉnh Tiền Giang // *Tạp chí Khoa học công nghệ lâm nghiệp*. – 2017. – P. 34–40.
46. Truong T. D., Do H. L. Mangrove forests and aquaculture in the Mekong river delta // *Land Use Policy*. – 2018. – Vol. 73. – P. 20–28. – <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.029>
47. Tucker C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation // *Remote Sensing of Environment*. – 1979. – Vol. 8, iss. 2. – P. 127–150. – [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
48. USGS. Science for a changing world : [website]. — URL: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (дата обращения: 25.01.2023).
49. Van T. T., Wilson N., Tung H. T., Quisthoudt K., Minh V. Q., Tuan L. X., Guebas F. D., Koedam N. Changes in mangrove vegetation area and character in a war and land use change affected region of Vietnam (Mui Ca Mau) over six decades // *Acta Oecologica*. – 2015. – Vol. 63. – P. 71–81. – <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.11.007>
50. Vo Q. T., Kuenzer C., Oppelt N. How remote sensing supports mangrove ecosystem service valuation: A case study in Ca Mau province, Vietnam // *Ecosystem services*. – 2015. – Vol. 14. – P. 67–75. – <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.04.007>
51. Xu H. Q. A Study on information extraction of water body with the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) // *Journal of Remote Sensing*. – 2005. – Vol. 9, no. 5. – P. 589–595.

ИЗМЕНЕНИЯ ПЛОЩАДИ МАНГРОВЫХ ЛЕСОВ В РАЙОНЕ ТХАНЬФУ ПРОВИНЦИИ БЕНЧЕ В ТЕЧЕНИЕ 1990–2020 гг.

Фунг Тхай Зьонг¹, Фам Кам Ньунг², Нго Тхи Нгок Ту³, Хуинь Тхи Шань⁴,
Нгуен Куок Хау⁵, Нгуен Ван Зунг⁶

¹ Университет Донгтхап, провинция Донгтхап, Вьетнам,

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

³ Неполная средняя школа Мй Хиен, провинция Донгтхап, Вьетнам,

⁴ Неполная средняя школа Тан Хой, провинция Донгтхап, Вьетнам,

⁵ Строительный университет Миен Тай, провинция Виньлонг, Вьетнам,

⁶ Университет народной полиции, Хошимин, Вьетнам,

e-mail: ptduong@dtthu.edu.vn

Аннотация: Сложная экосистема мангровых лесов имеет большое экологическое и экономическое значение. К сожалению, за последние полвека обширные площади мангровых лесов были утрачены из-за стремительного роста населения, быстрой урбанизации, расширения аквакультурных хозяйств и других видов деятельности человека. В частности, в Азии произошло наиболее значительное сокращение мангровых лесов, включая Вьетнам. Однако недавние исследования показывают, что территория мангров во Вьетнаме либо расширяется, либо фрагментируется. Целью исследования является оценка изменения площади прибрежных мангровых лесов в районе Тханьфу провинции Бенче в период 1990–2020 гг. с применением технологии дистанционного зондирования. Планирование и повышение роли мангровых лесов может стать

важным фактором в обеспечении экосистемных услуг, ресурсом для местных бюджетов и глобальных выгод. По результатам исследования авторы составили карту изменения площади мангровых лесов в районе Тханьфу (провинция Бенче). В целом площадь мангров в округе Тханьфу за 30 лет сократилась, несмотря на то что после 2000 г. в районе исследований наблюдается увеличение их площади. В исследовании показана пространственная трансформация прибрежных мангровых зарослей в районе Тханьфу провинции Бенче за 30 лет и факторы, ответственные за их сокращение. Исследование также раскрывает процесс восстановления мангровых зарослей на различных этапах, предоставляя ценную информацию для формирования правительством решений по восстановлению и улучшению мангровых экосистем. В конечном итоге это может помочь в восстановлении и обогащении разнообразных прибрежных экосистем.

Ключевые слова: мангровые леса, площадь лесов, дистанционное зондирование, Landsat, Вьетнам.

Authors Details

Phung Thai Duong	PhD of Geography, Vice Dean of the Faculty of Social Sciences Pedagogy, Dong Than University, Dong Thap City, Dong Thap Province, Vietnam, e-mail: ptduong@dthu.edu.vn, (phungthaiduongdhd@gmail.com).
Pham Cam Nhung	PhD of chemistry, junior researcher, A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia, e-mail: nhung5782@yahoo.com.
Ngo Thi Ngoc Tu	MS in Geography, My Hiep junior high school, province Dong Thap, Viet Nam, e-mail: minhitud@gmail.com.
Huynh Thi Sanh	MS in Geography, Tan Hoi Trung junior high school, province Dong Thap, Viet Nam, e-mail: huynhthisanhtht@gmail.com.
Nguyen Quoc Hau	PhD of Geography, Mien Tay Construction University, province Vinh Long, Viet Nam, e-mail: nguyenguochau@mtu.edu.vn.
Nguyen Van Dung	Bachelor, People's Police University, Ho Chi Minh city, e-mail: vandung.csmtr@gmail.com.

Сведения об авторах

Фунг Тхай Зьонг	PhD (география), заместитель декана факультета социальной педагогики, Университет Донгтхап, ptduong@dthu.edu.vn
Фам Кам Ньунг	PhD (химия), младший научный сотрудник, ФГБУН ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», nhung5782@yahoo.com
Нго Тхи Нгок Ту	MS (география), Неполная средняя школа Мй Хиеп, minhitud@gmail.com
Хуинь Тхи Шань	MS (география), Неполная средняя школа Тан Хой, huynhthisanhtht@gmail.com
Нгуен Куок Хау	PhD (география), Строительный университет Миен Тай, nguyenguochau@mtu.edu.vn
Нгуен Ван Зунг	бакалавр, Университет народной полиции, vandung.csmtr@gmail.com

*Поступила в редакцию 25.01.2023 г.
Принята к публикации 29.03.2023 г.*

**ВИКТОРУ НИКОЛАЕВИЧУ ЕГОРОВУ ВРУЧЕНА МЕДАЛЬ ОРДЕНА
«ЗА ЗАСЛУГИ ПЕРЕД ОТЕЧЕСТВОМ» II СТЕПЕНИ**

За вклад в развитие науки и многолетнюю добросовестную работу медалью ордена «За заслуги перед Отечеством» II степени награждён научный руководитель Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН академик РАН, доктор биологических наук, профессор Виктор Николаевич Егоров.

Высокую государственную награду 14 июня 2023 года Виктору Николаевичу вручил губернатор Севастополя Михаил Владимирович Развожаев во время торжественной церемонии, посвящённой празднованию 240-й годовщины со дня основания города-героя.

Указ о награждении государственными наградами Российской Федерации был подписан президентом Владимиром Владимировичем Путиным 26 января 2023 года.

Глубокоуважаемый Виктор Николаевич, примите самые сердечные поздравления от всего коллектива ФИЦ ИнБЮМ! От души желаем Вам крепкого здоровья, счастья, благополучия, неиссякаемой творческой энергии и дальнейших побед на благо науки!



Рис. 1. Фото: Пресс-служба Правительства Севастополя

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр
«ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ имени А.О. КОВАЛЕВСКОГО РАН»

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
«Федеральный исследовательский центр
«СУБТРОПИЧЕСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК»

БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ

Основан в мае 2016 г.

Основатель журнала –
ФГБУН «Карадагская научная станция им. Т.И.Вяземского –
природный заповедник РАН»

Научное издание

Журнал зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций

**Свидетельство о регистрации средства массовой информации
Сер. ПИ № ФС77-76870 от 11 октября 2019 г.**

Рекомендовано к печати решением учёного совета Федерального государственного бюджетного
учреждения науки Федерального исследовательского центра
«Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН»
(протокол № 11 от 09.10.2023 г.).

Главный редактор: доктор геогр. наук Горбунов Р. В.
Заместитель главного редактора: доктор биол. наук Довгаль И. В.
Ответственный секретарь: Горбунова Т. Ю.
Корректор: Уткина Е. Г.
Компьютерная вёрстка: Майборода Д. И.
Макет обложки: Келип М.-Е. А.

Фото на обложке: Один из примеров многолучевых биоморфных объектов (предположительно «трихом» наземных сосудистых растений) в донных осадках зоны Приморья (Японское море)

Подписано к печати: 09.10.2023 г.

Дата выхода: 10.10.2023 г.

Формат 60x84/8 Усл. печ. л. 10,9 Тираж: 100 экз.

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 2949-4583



9 772949458006 >