



ISSN 2499-9768 print

**МОРСКОЙ  
БИОЛОГИЧЕСКИЙ  
ЖУРНАЛ**

**MARINE BIOLOGICAL JOURNAL**

**Том 6 № 1**

**2021**

**МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ  
MARINE BIOLOGICAL JOURNAL**

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

**Редакционная коллегия**

*Главный редактор*

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

*Заместитель главного редактора*

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

*Ответственный секретарь*

**Корнийчук Ю. М.**, к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

**Азовский А. И.**, д. б. н., проф., МГУ

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

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

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

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

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

**Мильчакова Н. А.**, к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

**Миронов О. Г.**, д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

**Неврова Е. Л.**, д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

**Празукин А. В.**, д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

**Руднева И. И.**, д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

**Рябушко В. И.**, д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

**Совга Е. Е.**, д. г. н., проф., ФИЦ МГИ

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

**Финенко З. З.**, д. б. н., проф., ФИЦ ИнБЮМ

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

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

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

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

**Magni P.**, PhD, CNR-IAS, Italy

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

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

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

**Адрес учредителя, издателя и редакции:**

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

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

Тел.: +7 8692 54-41-10.

E-mail: [mbj@imbr-ras.ru](mailto:mbj@imbr-ras.ru).

Сайт журнала: <https://mbj.marine-research.org>.

**Адрес соиздателя:**

Зоологический институт РАН.

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

**Editorial Board**

*Editor-in-Chief*

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

*Assistant Editor*

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

*Managing Editor*

**Kornychuk Yu. M.**, PhD, IBSS

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

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

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

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

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

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

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

**Finenko Z. Z.**, D. Sc., Prof., IBSS

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

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

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

**Magni P.**, PhD, CNR-IAS, Italy

**Milchakova N. A.**, PhD, IBSS

**Mironov O. G.**, D. Sc., Prof., IBSS

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

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

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

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

**Rudneva I. I.**, D. Sc., Prof., IBSS

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

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

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

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

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

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

**Founder, Publisher, and Editorial Office address:**

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

2 Nakhimov ave., Sevastopol, 299011, Russia.

Тел.: +7 8692 54-41-10.

E-mail: [mbj@imbr-ras.ru](mailto:mbj@imbr-ras.ru).

Journal website: <https://mbj.marine-research.org>.

**Co-publisher address:**

Zoological Institute Russian Academy of Sciences.

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

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

## МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2021 Том 6 № 1

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

### СОДЕРЖАНИЕ

#### Научные сообщения

Барабаничиков Ю. А., Тищенко П. Я., Семкин П. Ю., Звалинский В. И.,  
Михайлик Т. А., Тищенко П. П.

Особенности временной изменчивости содержания кислорода  
в зарослях *Zostera marina* Linnaeus, 1753 в бухте Воевода (Амурский залив, Японское море) . . . . . 3–16

Звягинцев А. Ю., Масленников С. И., Цветников А. К., Бегун А. А., Григорьева Н. И.

Исследование формирования сообществ обрастания  
в условиях установки регулируемого потока воды . . . . . 17–33

Ковалёва М. А., Вялова О. Ю.

Первое обнаружение моллюска-камнеточца *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788)  
в створках культивируемых в Крыму устриц *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793)  
(залив Донузлав, Чёрное море) . . . . . 34–40

Крышев И. И., Сазыкина Т. Г., Павлова Н. Н., Косых И. В., Бурякова А. А., Крышев А. И.

Оценка радиационной безопасности морской среды в районе расположения  
Ленинградской АЭС по данным многолетнего мониторинга (1973–2019) . . . . . 41–57

Лабай В. С.

Дополнительные сведения о морфологии и распространении  
*Melitoides valida* (Shoemaker, 1955) (Amphipoda, Melitidae) (in Eng.) . . . . . 58–66

Пучкова Т. В., Хапчаева С. А., Зотов В. С., Лукьянов А. А., Соловченко А. Е.

Морские и пресноводные микроводоросли как возобновляемый источник соединений  
с космецветической активностью (in Eng.) . . . . . 67–81

Рылькова О. А., Поликарпов И. Г.

Сезонная динамика и пространственное распределение структурных показателей  
бактериопланктонного сообщества бухты Севастопольская (Крым, Чёрное море) . . . . . 82–101

Финенко З. З., Мансурова И. М., Ковалёва И. В., Георгиева Е. Ю.

Развитие фитопланктона в зимне-весенний период в прибрежных водах Крыма . . . . . 102–114

#### Хроника и информация

К юбилею Лидии Павловны Салеховой . . . . . 115–116

Памяти Лидии Сергеевны Овен (06.05.1930 – 09.01.2021) . . . . . 117–118

# МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

## MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2021 Vol. 6 no. 1

---

*Established in February 2016*

SCIENTIFIC JOURNAL

*4 issues per year*

---

### CONTENTS

#### Scientific communications

- Barabanshchikov Yu. A., Tishchenko P. Ya., Semkin P. Yu., Zvalinsky V. I., Mikhailik T. A., and Tishchenko P. P.*  
Peculiarities of temporal variability of dissolved oxygen content  
in eelgrass *Zostera marina* Linnaeus, 1753 meadows in the Voevoda Bay  
(the Amur Bay, the Sea of Japan) (in Russ.) ..... 3–16
- Zvyagintsev A. Yu., Maslennikov S. I., Tsvetnikov A. K., Begun A. A., and Grigoryeva N. I.*  
Study of fouling communities succession  
under conditions of the device of controlled water flow (in Russ.) ..... 17–33
- Kovalyova M. A. and Vyalova O. Yu.*  
The first record of rock-boring mollusc *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788)  
inside the valves of oysters *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793),  
cultivated in Crimea (the Donuzlav Bay, the Black Sea) (in Russ.) ..... 34–40
- Kryshev I. I., Sazykina T. G., Pavlova N. N., Kosykh I. V., Buryakova A. A., and Kryshev A. I.*  
Assessment of radiation state of marine environment  
in the Leningrad NPP area according to long-term monitoring data (1973–2019) (in Russ.) ..... 41–57
- Labay V. S.*  
Additional data on morphology and distribution of *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955)  
(Amphipoda, Melitidae) ..... 58–66
- Puchkova T. V., Khapchaeva S. A., Zotov V. S., Lukyanov A. A., and Solovchenko A. E.*  
Marine and freshwater microalgae as a sustainable source of cosmeceuticals ..... 67–81
- Rylkova O. A. and Polikarpov I. G.*  
Seasonal dynamics and spatial distribution of structural indicators  
of the bacterioplankton community of the Sevastopol Bay (the Black Sea) (in Russ.) ..... 82–101
- Finenko Z. Z., Mansurova I. M., Kovalyova I. V., and Georgieva E. Yu.*  
Development of phytoplankton in the winter-spring period  
in the coastal waters of Crimea (in Russ.) ..... 102–114
- #### Chronicle and information
- To the jubilee of Lidiya Salekhova (in Russ.) ..... 115–116
- To the memory of Lidiya Oven (06.05.1930 – 09.01.2021) (in Russ.) ..... 117–118

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

УДК [551.464.621:581.13](265.54.04)

**ОСОБЕННОСТИ ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ СОДЕРЖАНИЯ КИСЛОРОДА  
В ЗАРОСЛЯХ *ZOSTERA MARINA* LINNAEUS, 1753 В БУХТЕ ВОЕВОДА  
(АМУРСКИЙ ЗАЛИВ, ЯПОНСКОЕ МОРЕ)**© 2021 г. Ю. А. Барабанщиков<sup>1</sup>, П. Я. Тищенко<sup>1</sup>, П. Ю. Семкин<sup>1</sup>, В. И. Звалинский<sup>1</sup>,  
Т. А. Михайлик<sup>2</sup>, П. П. Тищенко<sup>1</sup><sup>1</sup>Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильичёва ДВО РАН,  
Владивосток, Российская Федерация<sup>2</sup>Санкт-Петербургский филиал ВНИРО (ГосНИОРХ имени Л. С. Берга),  
Санкт-Петербург, Российская Федерация  
E-mail: [biw90@mail.ru](mailto:biw90@mail.ru)Поступила в редакцию 14.08.2020; после доработки 10.11.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

В настоящее время мелководные бассейны с лугами *Zostera marina* L. рассматривают в качестве поглотителей атмосферного углекислого газа, способных сдерживать увеличение его концентрации. Благодаря своей высокой продуктивности взморник выделяет в среду большое количество кислорода. Для установления особенностей проявления продукционной активности мелководных бассейнов, покрытых лугами *Z. marina*, на примере бухты Воевода (Амурский залив, Японское море) проведён мониторинг гидрологических и продукционных параметров с различными интервалами измерений. Наблюдения продолжались 8,5 мес. (22.09.2012–07.06.2013). В зарослях *Z. marina* на глубине 4 м измеряли температуру, солёность, флуоресценцию хлорофилла и мутность с помощью гидрологической станции Water Quality Monitor с интервалом 3 часа. Малоинерционным оптическим кислородным датчиком ARO-USB определяли концентрацию растворённого кислорода с интервалом 1 час. Установлено два типа изменчивости содержания кислорода в среде: 1) долгопериодная изменчивость, обусловленная сезонными изменениями среды; 2) суточная в период ледостава, определяемая интенсивностью проникновения фотосинтетически активной радиации в подлёдную воду. В осенний сезон отмечены низкие концентрации кислорода, достигающие уровня гипоксии. Для зимнего и весеннего периодов содержание кислорода находилось, как правило, на уровне 100–130 % от насыщения. Высокую суточную изменчивость наблюдали в период ледостава, в отсутствие снега. В феврале амплитуда суточных колебаний концентрации кислорода достигала 730 мкмоль·кг<sup>-1</sup>, с трёхкратным пересыщением по отношению к атмосферному O<sub>2</sub>. Установлено, что максимальная скорость продукции кислорода, отнесённая к 1 г сырой массы *Z. marina*, составляет 6,5 мг O<sub>2</sub>·час<sup>-1</sup>·г<sup>-1</sup>. Суточная динамика кислорода в морской воде проанализирована в связи с физиологическими особенностями *Z. marina* (воздухоносные полости в побегах играют важную роль в динамике кислорода в среде), а также в связи с короткопериодными приливами.

**Ключевые слова:** *Zostera marina* L., макрофиты, растворённый кислород, бухта Воевода, Амурский залив, Японское море

В настоящее время существует много доказательств, что в Мировом океане происходят такие глобальные изменения, как деоксигенация и ацидификация (Dore et al., 2009 ; Schmodtko et al., 2017). Эти изменения затрагивают как прибрежные воды, так и открытую часть Мирового океана, причём объяснения им даются с разных позиций. Большинство исследователей связывает глобальные изменения открытого океана с потеплением, которое уменьшает растворимость кислорода и приводит к стагнации вод, то есть к уменьшению скорости переноса кислорода с поверхностных горизонтов в глубинные слои океана. Изменения в прибрежных акваториях объясняют главным образом эвтрофикацией, то есть их обогащением биогенными веществами, а также увеличением интенсивности продукции и деструкции органического вещества (De Jonge et al., 2002). Ацидификацию Мирового океана связывают, как правило, с ростом концентрации углекислого газа в атмосфере (Dore et al., 2009).

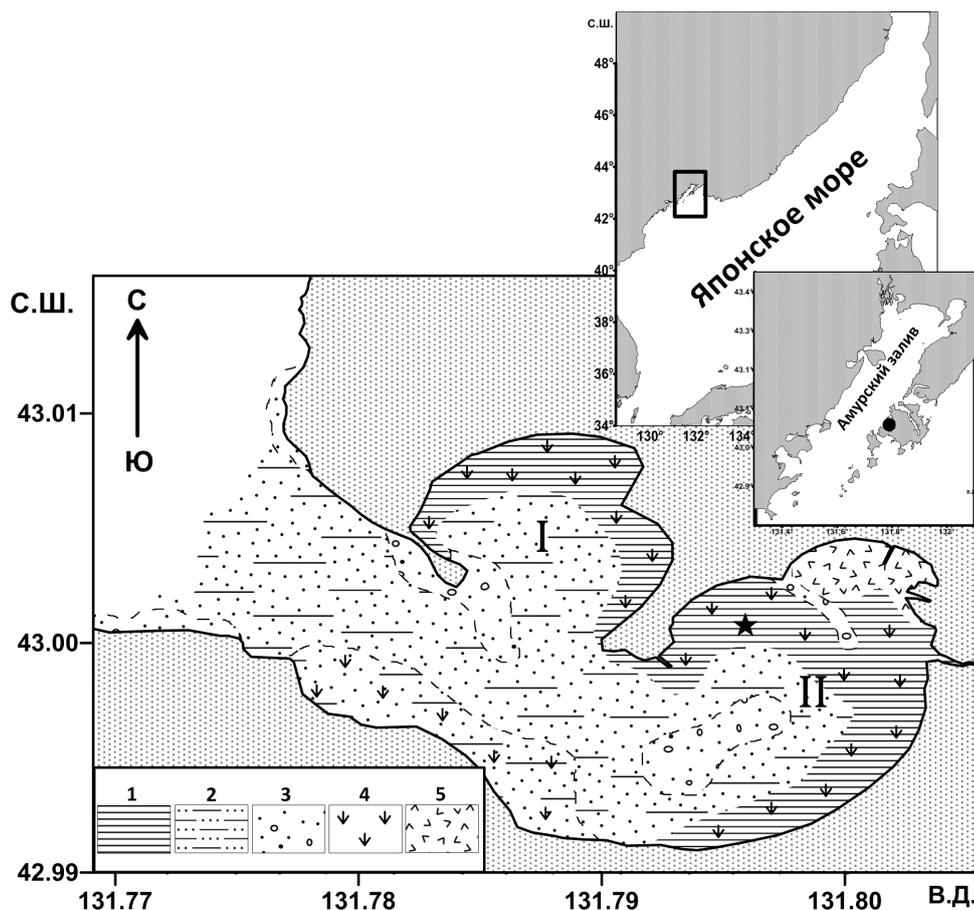
Мелководные бассейны с лугами *Zostera marina* Linnaeus, 1753 рассматривают в качестве поглотителей атмосферного углекислого газа, способных, благодаря своей высокой продуктивности, сдерживать дальнейшее увеличение его содержания (Blue Carbon..., 2009). Очевидно, что в результате фотосинтетической активности *Z. marina* происходят не только поглощение углекислого газа и образование органического вещества (вегетативные и генеративные побеги и корневища), но и выделение в среду кислорода, что подтверждено прямыми измерениями его продукции, валовые значения которой могут достигать  $2 \text{ мг O}_2 \cdot \text{ч}^{-1}$  на 1 г сырой массы (Бергер, 2011). Ранее было установлено, что направленность биогеохимических процессов в бухте Воевода (Амурский залив, Японское море), где произрастают луга *Z. marina*, определяется сезонной изменчивостью процессов продукции/деструкции органического вещества (Барабанщиков и др., 2015). Было предположено, что в зимний сезон интенсивность продукционных процессов у дна выше, чем на поверхности, благодаря участию *Z. marina*. Доминирование продукционной активности в придонных горизонтах в зимний сезон обуславливает увеличение концентрации кислорода и уменьшение парциального давления углекислого газа придонных вод в сравнении с таковым поверхностного слоя (Барабанщиков и др., 2015). Также было установлено, что продукционная активность *Z. marina* имеет не только сезонную, но и суточную изменчивость (Харламенко и др., 1994).

Цель данной работы — установить особенности проявления продукционной активности мелководных бассейнов, покрытых лугами *Z. marina*, на примере бухты Воевода (Амурский залив, Японское море) с помощью мониторинга гидрологических и продукционных параметров с различными интервалами измерений.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Бухта Воевода располагается в восточной части мористого района Амурского залива (залив Петра Великого, Японское море), глубоко вдаваясь в западное побережье острова Русский (рис. 1).

Составными частями бухты Воевода в северном её секторе являются бухты Круглая и Мелководная. Акватория бухты Воевода имеет площадь около  $4 \text{ км}^2$ , бухты Мелководная — около  $2,4 \text{ км}^2$  (Люция северо-западного..., 1996). Берега, прилегающие к входным мысам бухт, — возвышенные и приглубые; во внутренней части — низкие. У низменных берегов побережье мелководное; обычно глубины 10 м удалены от берега на расстояние около 1 км. Дно каменистое; у низменных берегов — песчаное и песчано-илистое. С востока в бухту впадает река Русская, протяжённость которой составляет около 6 км, питание в основном дождевое, а расход в течение года изменяется от  $0,2$  до  $2,0 \text{ м}^3 \cdot \text{с}^{-1}$ . В бухте Воевода обнаружено шесть участков, занятых зарослями *Z. marina*, которые располагаются в верхней сублиторали на глубинах не более 10 м и характеризуются наличием илистых и илисто-песчаных грунтов. Луга *Z. marina* расположены



**Рис. 1.** Карта донных ландшафтов и донных биоценозов в бухте Воевода: I — бухта Круглая; II — бухта Мелководная; 1 — глинистый ил; 2 — глинистый ил, песчаник; 3 — песок, камень; 4 — луга *Zostera marina* L.; 5 — поселение устриц *Crassostrea gigas*; ★ — точка установки гидрологической станции Water Quality Monitor

**Fig. 1.** Map of bottom landscapes and bottom biocenoses in the Voevoda Bay: I – the Kruglaya Bay, II – the Melkovodnaya Bay; 1 – clayey silt; 2 – clayey silt, sandstone; 3 – sand, stone; 4 – *Zostera marina* L. meadows; 5 – oyster *Crassostrea gigas* colony; ★ – Water Quality Monitor hydrological station setting point

в спокойных, защищённых от волнового воздействия местах — на южном мелководье бухт Воевода, Круглая и Мелководная (рис. 1). Самые обширные участки зарослей *Z. marina* зарегистрированы в кутовых частях бухт Круглая и Мелководная, где взморник образует луга 900×400 м и 1000×500 м соответственно. В этой акватории плотность биомассы *Z. marina* достигает 3 кг сырой массы на 1 м<sup>2</sup> при проективном покрытии 100 %. В среднем для всей бухты Воевода биомасса взморника составляла 0,5–1,5 кг сырой массы на 1 м<sup>2</sup> (Барabanщиков и др., 2018).

На период с 22.09.2012 по 07.06.2013 в бухте Мелководная (см. рис. 1) на глубине 4 м была установлена мониторинговая гидрологическая станция Water Quality Monitor (WQM, WET Labs). Координаты станции — 42°59.978'N, 131°47.659'E. Она была оснащена датчиками давления, температуры, электропроводности, флуоресценции хлорофилла, мутности. Станция WQM оснащена автоматической системой промывки датчиков жидкостью, уничтожающей биообрастание, и чистки оптических окон. На станции был установлен малоинерционный оптический кислородный датчик ARO-USB (Япония). Его показания сравнивали с показаниями, полученными с применением автоматизированного варианта метода Винклера (Talley et al., 2004) в диапазоне температур +5...+29 °C. Вносимая поправка зависела от температуры; показания датчика кислорода корректировали в соответствии с эмпирическим соотношением:

$$[O_2]_{cor}(ml \cdot l^{-1}) = [O_2]_{meas} - 1,075 + 0,04 \cdot t, \quad (1)$$

где  $[O_2]_{cor}$  и  $[O_2]_{meas}$  — исправленные и измеренные концентрации кислорода,  $ml \cdot l^{-1}$ ;  
 $t$  — температура,  $^{\circ}C$ .

При получении соотношения (1) использовали девять измерений;  $R^2 = 0,97$ .

В течение 8,5 мес. каждые 3 ч производили запись показаний датчиков температуры, солёности, флуоресценции хлорофилла  $a$  и мутности с интервалом в 1 с в течение 5 мин. Датчик ARO-USB регистрировал концентрацию кислорода с интервалом в 1 ч. Для каждых суток были получены средние значения показаний датчиков.

Для анализа результатов оценена интенсивность ( $I$ ) падающей на поверхность льда фотосинтетически активной радиации для февраля 2013 г. Её величина, зависящая от времени года и астрономических характеристик, рассчитана для безоблачного неба по формуле:

$$[I] = [I_0] \cdot \sin(h), \quad (2)$$

где  $h$  — высота Солнца над горизонтом;

$[I_0]$  — солнечная постоянная, когда Солнце находится в зените,  $[I_0] \approx 1670 \text{ мкмоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$  (Kirk, 1992).

Высоту Солнца  $h$  для Северного полушария определяли по основной астрономической формуле (Бартенева и др., 1971):

$$\sin(h) = \cos(\phi) \cdot \cos(\delta) \cdot \cos(\tau) + \sin(\phi) \cdot \sin(\delta), \quad (3)$$

где  $\phi$  — географическая широта;

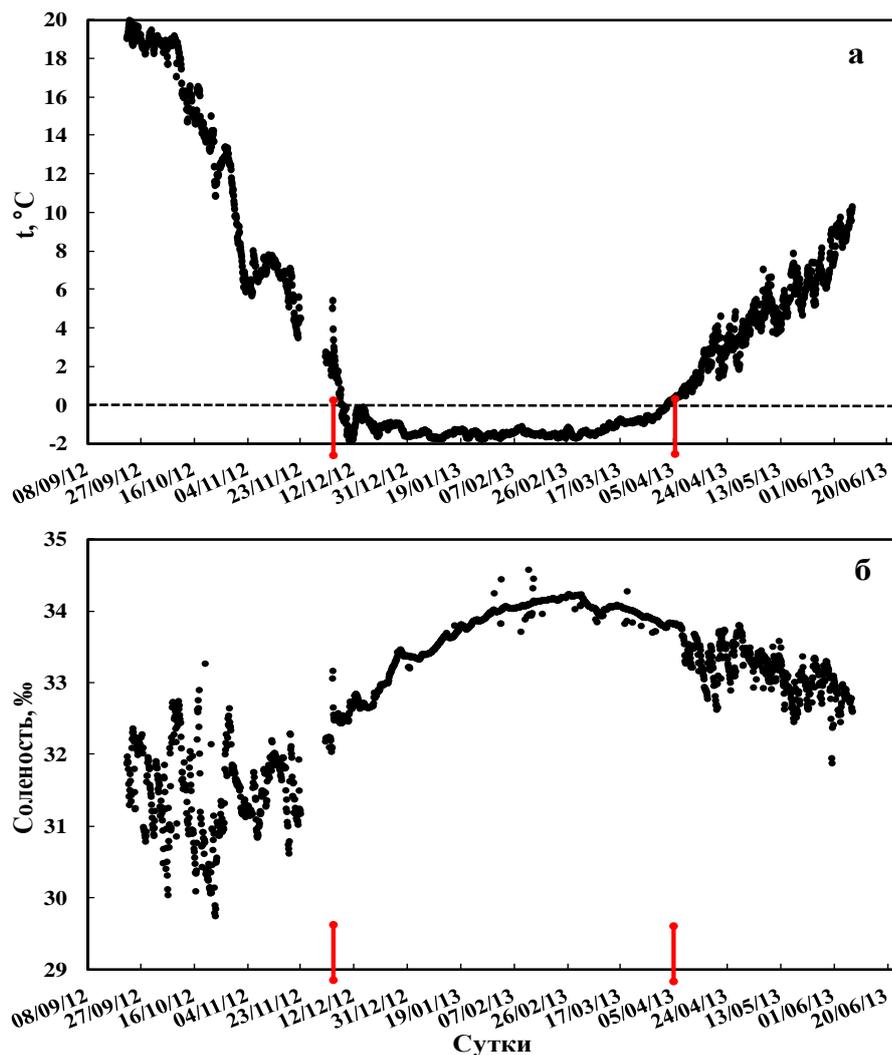
$\delta$  — склонение,  $\delta = 23^{\circ} \times \cos(2\pi \times (N+9)/365)$  ( $N$  — порядковый номер дня года, начиная с 1 января);

$\tau$  — часовой угол,  $\tau = 2\pi \times t/24$  ( $t$  — время суток, час).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Сезонная изменчивость гидрологических параметров придонной воды бухты Воевода на мониторинговой станции WQM за период 22.09.2012–07.06.2013, основанная на среднесуточных результатах (рис. 2), является типичной для исследуемых широт.

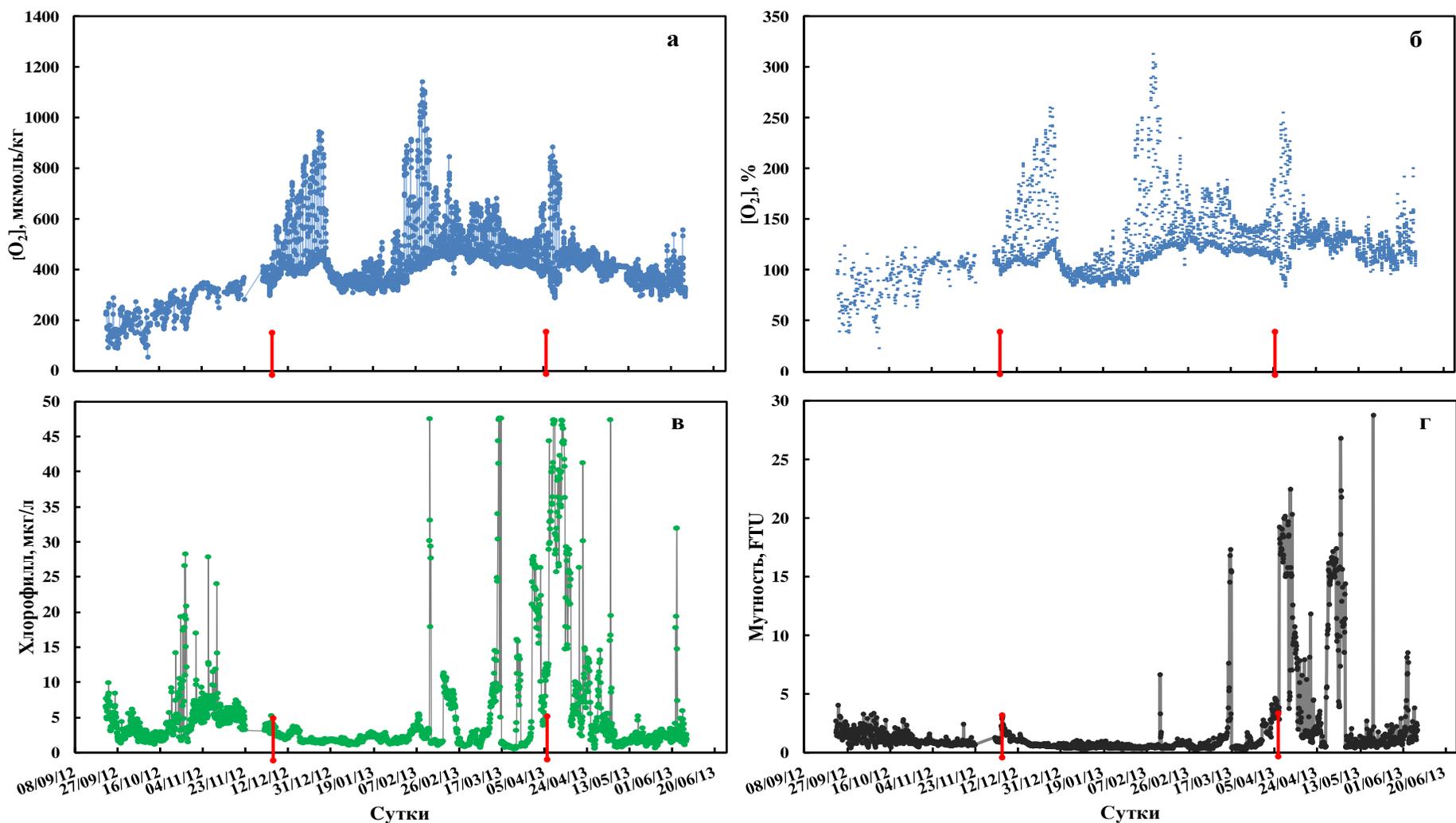
В момент постановки станции температура придонной воды составляла около  $+20^{\circ}C$ , а солёность — около 31,5 ‰. Характерными чертами, присущими осеннему периоду, являются понижение температуры воды и значительные флуктуации солёности, обусловленные прибрежным стоком пресной воды и сильным ветровым перемешиванием вод. С 9 декабря по 2 апреля бухта покрыта льдом (этот интервал отмечен на рис. 2 красными вертикальными линиями). В период ледостава мелкомасштабные флуктуации температуры и солёности исчезают, поскольку отсутствует ветровое перемешивание. Температура придонных вод в это время близка к температуре замерзания. Солёность придонных вод с декабря по начало марта возрастает, достигая значения 34,20 ‰, что обусловлено льдообразованием. С начала марта до разрушения ледяного покрова солёность уменьшается, что связано с таянием льда [его солёность — около 6 ‰ (Звалинский и др., 2010)] в дневное время и поступлением талой воды через поры льда в подледную воду. После вскрытия льда происходит дальнейшее сезонное повышение температуры и понижение солёности, что сопровождается флуктуациями параметров, обусловленными ветровым перемешиванием.



**Рис. 2.** Временная изменчивость параметров (а — температура, °С; б — солёность, ‰) в придонной воде бухты Воевода 22.09.2012–07.06.2013 на станции WQM (42°59.978'N, 131°47.659'E). Красными линиями отмечен период ледостава

**Fig. 2.** Temporal variability of indicators (a – temperature, °C; б – salinity, ‰) in the bottom water of the Voevoda Bay on 22.09.2012–07.06.2013 at WQM hydrological station (42°59.978'N, 131°47.659'E). Red lines mark the freeze-up period

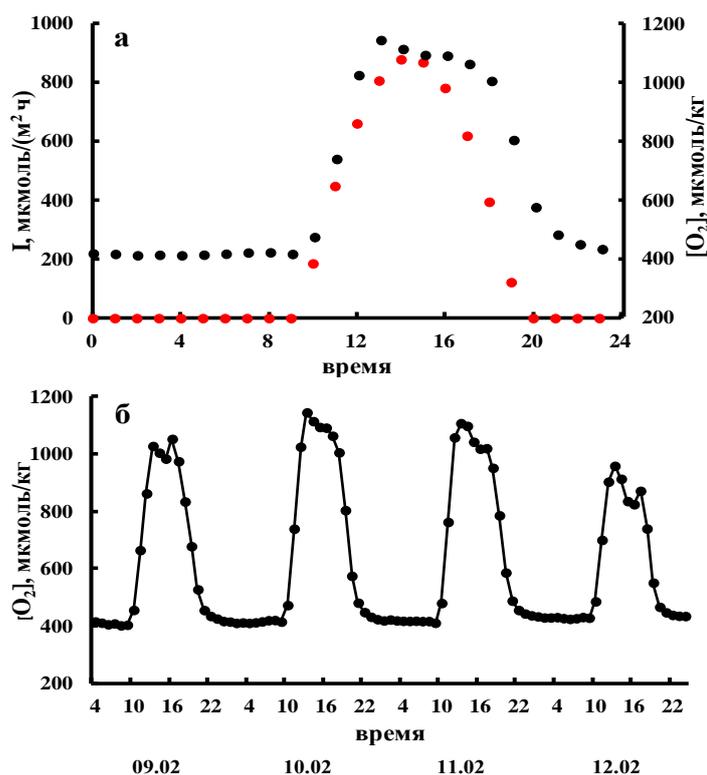
Результаты измерений оптическим датчиком ARO-USB концентрации растворённого кислорода и степени насыщения в придонных водах представлены на рис. 3а и б соответственно. Степень насыщения рассчитывали по уравнению, предложенному в работе (Weiss, 1970). Полученные результаты демонстрируют два типа изменчивости концентрации кислорода и степени его насыщения: 1) долгопериодную изменчивость, обусловленную сезонными изменениями среды; 2) короткопериодную (суточную) изменчивость. Следует отметить, что долгопериодные изменения степени насыщения вод кислородом мало отклоняются от состояния 100 % от насыщения; исключениями являются осенний сезон и январь 2013 г. Короткопериодные изменения, как правило, представляют собой положительные отклонения относительно «базовой линии» долгопериодных изменений. В нашем случае «базовая линия» находится в диапазоне 100–130 % от степени насыщения кислородом (рис. 3б). Амплитуда этих изменений может быть очень широкой, достигая в некоторых случаях трёхкратного пересыщения воды по отношению к кислороду воздуха.



**Рис. 3.** Временная изменчивость параметров (а — концентрация растворённого кислорода,  $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; б — степень насыщения кислородом, %; в — концентрация хлорофилла,  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; г — мутность, Formazin Turbidity Unit, FTU) в придонной воде бухты Воевода 22.09.2012–07.06.2013 на станции WQM ( $42^{\circ}59.978'N$ ,  $131^{\circ}47.659'E$ ). Красными линиями отмечен период ледостава

**Fig. 3.** Temporal variability of indicators (а – dissolved oxygen content,  $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; б – oxygen saturation degree, %; в – chlorophyll concentration,  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ; г – turbidity, Formazin Turbidity Unit, FTU) in the bottom water of the Voevoda Bay on 22.09.2012–07.06.2013 at WQM hydrological station ( $42^{\circ}59.978'N$ ,  $131^{\circ}47.659'E$ ). Red lines mark the freeze-up period

Временная изменчивость флуоресценции хлорофилла и мутности (рис. 3в, г) демонстрирует два сезонных пика — в ноябре и в начале апреля, в момент вскрытия льда в бухте. Полученные результаты подтверждают факт весеннего и осеннего цветения фитопланктона, характерного для открытой части Японского моря (Yamada & Ishizaka, 2005) и для его прибрежной части (Tishchenko et al., 2020c). Следует отметить, что осеннее цветение фитопланктона никак не отразилось на содержании кислорода (см. рис. 3). Напротив, весеннее цветение фитопланктона вызвало положительные флуктуации в концентрации  $O_2$ . Данное явление сопровождалось высокой мутностью воды (см. рис. 3г), что обусловлено, очевидно, поступлением накопившегося в зимний сезон на поверхности льда аэрозоля в период вскрытия льда и интенсивного его таяния.



**Рис. 4.** Суточная изменчивость в бухте Воевода: а — интенсивность света,  $I$ ,  $\mu\text{mol} \cdot \text{quanta} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  (красные точки) и концентрация кислорода,  $\mu\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$  (чёрные точки) (10.02.2013); б — концентрация кислорода,  $\mu\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$  (09.02.2013–12.02.2013)

**Fig. 4.** Daily variability in the Voevoda Bay: а – light intensity,  $I$ ,  $\mu\text{mol} \cdot \text{quanta} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  (red dots) and oxygen concentration,  $\mu\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$  (black dots) (10.02.2013); б – oxygen concentration,  $\mu\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$  (09.02.2013–12.02.2013)

Установлено, что суточные аномалии содержания кислорода связаны с изменениями дневного света (рис. 4а). На наш взгляд, суточные вариации концентрации растворённого кислорода (рис. 4б) обусловлены фотосинтетической активностью *Z. marina* и её физиологическими особенностями. Амплитуды суточных изменений степени насыщения морской воды кислородом примерно в 2–2,7 раза превышают значения «базовой линии» (см. рис. 3б). Подобные амплитуды суточных изменений степени насыщения воды кислородом в лугах *Z. marina* были зарегистрированы ранее (Long et al., 2019). Различие между нашими измерениями и результатами цитируемой выше работы заключается в значении содержания  $O_2$  «базовых линий». По нашим данным, это значение находится в диапазоне 100–130 % от насыщения; в работе (Long et al., 2019) — в диапазоне 50–75 % от насыщения.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Важной особенностью *Z. marina* является её высокая продукционная способность: средняя величина «чистой продукции» составляет  $4,8 \text{ г С} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$  (McRoy, 1974). Высокая продуктивность *Z. marina* создаёт условия для пересыщения воды по отношению к кислороду воздуха, вплоть до образования на поверхности листьев *Z. marina* пузырьков воздуха с повышенным содержанием в них кислорода (Long et al., 2019). Однако существует и обратная сторона высокой продуктивности *Z. marina* — формирование илистых донных отложений, содержащих значительные концентрации органического вещества (Van Katwijk et al., 2010). Диагенез органического вещества в донных отложениях в местах произрастания *Z. marina* приводит к сульфатредукции, что может служить причиной гибели лугов (Pedersen et al., 2004). Исследования донных отложений бухты Воевода подтвердили, что сульфатредукция является важным проявлением раннего диагенеза органического вещества в этом бассейне (Тищенко и др., 2020a, b). Иначе говоря, восстановленные осадки бухты изымают кислород из водной среды. Именно поэтому долгопериодная изменчивость содержания кислорода в воде определяется соотношениями потоков, которые обусловлены продукцией кислорода в среде (фотосинтез), инвазией/эвазией кислорода на границе раздела вода — атмосфера и поглощением кислорода донными осадками.

В начале наблюдений (сентябрь 2012 г.) концентрация  $\text{O}_2$  была низкой, около  $160 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ , или 60 % от насыщения. Высокая температура и интенсивное разложение генеративных листьев *Z. marina*, которые интенсивно опадают в конце июля — начале августа (Лысенко, 1985 ; Паймеева, 1984), являются главными причинами низкой концентрации кислорода и степени насыщения вод. Флуктуации солёности и содержания  $\text{O}_2$  (см. рис. 2, 3) вызваны ветровым перемешиванием, которое в конце сентября — начале октября представляет собой обычное явление и приводит к усилению поглощения кислорода донными осадками. Минимальная концентрация  $\text{O}_2$  ( $56 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ , или 24 %), соответствующая гипоксии, была зарегистрирована 10 октября. Затем началось интенсивное увеличение его содержания, и к началу ноября концентрация возросла до  $350 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ , или 110 % от насыщения. Резкое снижение температуры в этот период (с  $+18$  до  $+6$  °С) обуславливало увеличение растворимости кислорода и, соответственно, рост инвазии атмосферного кислорода в водную среду. После сброса генеративных листьев увеличивается продукция вегетативных листьев *Z. marina* (Лысенко, 1985), что также приводит к росту концентрации  $\text{O}_2$  и даже пересыщению воды кислородом. Осенний пик содержания хлорофилла (см. рис. 3в) не отразился на изменении концентрации  $\text{O}_2$ . Данный факт указывает на то, что потоки кислорода, вызванные продукцией/деструкцией *Z. marina* на границе раздела вода — атмосфера и вода — дно, выше продукции кислорода, обусловленной цветением фитопланктона. В декабре, сразу после ледостава, зарегистрированы положительные флуктуации кислорода высокой амплитуды. Концентрация кислорода («базовая линия») была чуть выше 100 % от насыщения и имела тенденцию к возрастанию до 132 %, или  $478 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ . В период ледостава лёд устранил ветровое перемешивание и ограничил влияние атмосферы на содержание  $\text{O}_2$  в воде, поэтому его продукция в результате подлёдного фотосинтеза и его изъятие восстановленными осадками главным образом поддерживали кислородный баланс в воде. Ранее нами было установлено, что для льда, не покрытого снегом (толщина — 60 см), поток фотосинтетически активной радиации является достаточным для обеспечения подлёдного фотосинтеза для всех глубин бухты Воевода (Барабанщиков и др., 2015). Очевидно, что фотосинтетическая продукция кислорода доминировала над респираторными процессами и изъятием кислорода восстановленными донными отложениями в декабре 2012 г. По данным сайта погоды (WindGURU, 2020), 30 декабря выпали атмосферные осадки в виде снега (до 3,3 мм за 3 ч), что привело к резкому уменьшению потока фотосинтетически активной радиации в водную толщу. Уровень концентрации кислорода стал падать и достиг значений  $312\text{--}360 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,

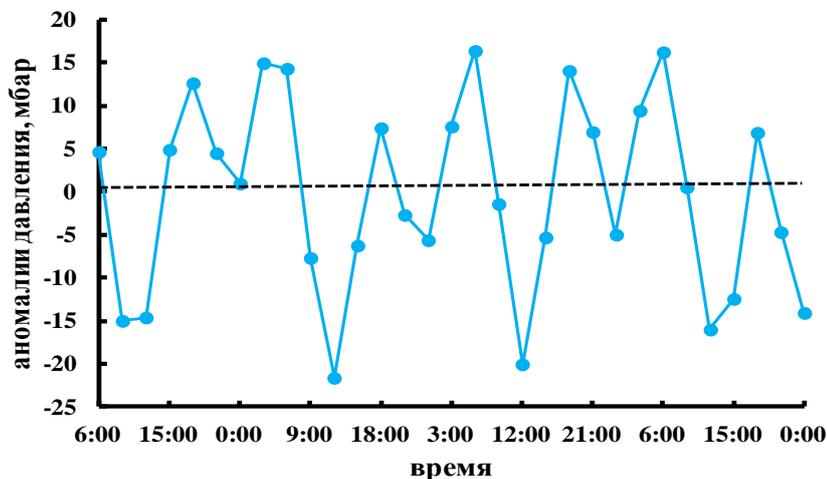
или около 90 % от насыщения (см. рис. 3а, б). В конце января снег на поверхности льда стал исчезать, «базовая линия» вновь достигла отметки 100 % и даже немного её превысила. Содержание кислорода в подлёдной воде в феврале — марте (до вскрытия льда) находилось на уровне 103–133 %; при этом наблюдались положительные аномалии концентраций  $O_2$  в дневное время (рис. 4). По данным сайта погоды ([WindGURU, 2020](#)), 06 апреля выпал дождь (до 0,9 мм за 3 ч) и дул сильный северный ветер ( $13 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$ ). За счёт ветра и положительных температур воздуха произошли разрушение ледяного покрова и взлом припайного льда. Разрушение и таяние льда привели к резкому изменению освещённости вод, вызвав пик цветения фитопланктона и аномалию концентраций  $O_2$ . В этот период были также зарегистрированы отрицательные аномалии кислорода, которые мы связываем с началом ветрового движения вод в бухте Воевода и с возрастанием скорости изъятия  $O_2$  восстановленными донными осадками. Последующее весеннее уменьшение концентрации кислорода обусловлено главным образом сезонным ростом температуры, однако вода оставалась в состоянии пересыщения (около 120 %) по отношению к атмосферному кислороду до конца наблюдений.

Для оценки максимальной скорости продукции  $O_2$  была выбрана максимальная суточная аномалия кислорода 10.02.2013 (см. рис. 4б). Для интервала 9:00–13:00 получена эмпирическая зависимость четвёртого порядка концентрации кислорода от времени. Производная этой зависимости по времени даёт скорость роста содержания  $O_2$  в водной среде  $307 \text{ ммоль}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{ч}^{-1}$ . Расчётным методом для средней глубины бухты Мелководная (2 м) получено значение скорости продукции  $614 \text{ ммоль}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{ч}^{-1}$ . Очевидно, что данное значение скорости зависит от плотности поселения зарослей *Z. marina* (в нашем случае — 3 кг сырой массы на  $1 \text{ м}^2$ ) ([Барабанчиков и др., 2018](#)). В результате получена максимальная скорость продукции кислорода, отнесённая к 1 г сырой массы *Z. marina*,  $6,5 \text{ мг } O_2\cdot\text{час}^{-1}\cdot\text{г}^{-1}$ ; это примерно в три раза больше, чем значение из работы ([Бергер, 2011](#)). Полученное значение скорости соответствовало 11:00 по местному времени.

Аналогичный расчёт для нисходящей ветви кислородной аномалии дал максимальную скорость «изъятия» кислорода из водной среды, отнесённую к 1 г сырой биомассы *Z. marina*,  $-5,0 \text{ мг } O_2\cdot\text{час}^{-1}\cdot\text{г}^{-1}$ ; она соответствовала 19:00 по местному времени. Это высокое значение скорости «извлечения»  $O_2$  из среды вызывает удивление, поскольку на дыхание *Z. marina* и другие травы используют кислород в диапазоне 10–30 % от максимальной величины продукции ([Borum et al., 2007](#)). В нашем случае «извлечение» составило 76 % от продукции. Мы используем кавычки для обозначения скорости уменьшения содержания кислорода, так как полагаем, что это величина кажущаяся и являющаяся результатом сложных процессов, которые обусловлены анатомическими и физиологическими особенностями *Z. marina*, а также короткопериодными изменениями внешней среды (приливы).

*Zostera marina* — высшее сосудистое многолетнее растение с ползучим корневищем, на котором развиваются вегетативные и генеративные побеги ([Паймеева, 1984](#)). Одной из анатомических особенностей взморника является существование в листьях, корневище и корнях воздухоносных полостей. Физиологические особенности *Z. marina* позволяют накапливать в результате фотосинтеза кислород в воздухоносных полостях листьев, осуществлять транспорт кислорода к корням и обеспечивать аэробную микросреду в непосредственной близости к корням в анаэробных донных отложениях ([Borum et al., 2007](#)). Выделение кислорода в водную среду сосудистыми растениями может осуществляться двумя механизмами — диффузией и образованием пузырьков ([Colmer, 2003](#)). Мы полагаем, что на начальном этапе, с наступлением дневного времени, фотосинтез в клетках листьев *Z. marina* увеличивает парциальное давление кислорода в воздухоносных полостях. Этот процесс вызывает диффузионное поступление кислорода в морскую воду. К 11:00 парциальное давление кислорода в морской воде достигает двукратного пересыщения по отношению к базовому кислородному пересыщению, причём в воздухоносных

полостях его значение очевидно выше. Прямые измерения парциального давления кислорода в воздухоносных полостях указывают на величину, превышающую 200 % (Sand-Jensen et al., 1985). Мы полагаем, что в этом состоянии листья *Z. marina* выделяют пузырьки воздуха, обогащённые кислородом, которые всплывают к внутренней поверхности льда и уходят в его поры и далее в атмосферу. Подобная возможность газового обмена между атмосферой и морским льдом была продемонстрирована для углекислого газа (Semiletov et al., 2004). К 13:00 процесс газового переноса становится доминирующим, поэтому в дальнейшем фотосинтез не приводит к росту концентрации кислорода в морской воде. Необходимо отметить, что для залива Петра Великого, включая бухту Воевода, характерны неправильные полусуточные колебания уровня воды с амплитудой 30–50 см (Супранович и Якунин, 1976). Результаты регистрации станцией WQM гидростатического давления 09–12 февраля 2013 г. свидетельствуют о том, что максимальная амплитуда аномалий для исследуемой бухты составляет 46 мбар (рис. 5), что согласуется с ранее представленными данными (Супранович и Якунин, 1976).



воды в поры льда и далее в атмосферу. Во второй половине дня фотосинтез ослабляется, интенсивность фотосинтетически активной радиации падает (см. рис. 4а); в сочетании с увеличивающимся гидростатическим давлением эти факторы способствуют потоку кислорода из морской воды в аэренхиму *Z. marina* и далее по воздухоносным каналам к корням и в донные осадки (Borum et al., 2007). Отметим, что внутренний поток кислорода по воздухоносным каналам в *Z. marina* может быть как диффузионным, так и надмолекулярным. Внутренняя скорость потока воздуха для тростника, например, также являющегося сосудистым растением, достигает  $50 \text{ мл} \cdot \text{мин}^{-1}$  (Colmer, 2003). Установлено, что кислород, поставляемый *Z. marina* в восстановленные осадки бухты, тратится на окисление сероводорода и сульфидов (Borum et al., 2007); соответственно, по наблюдаемой скорости изъятия кислорода нельзя судить о скорости его потребления на дыхание *Z. marina*. Отметим также, что в ночное время уровень концентрации кислорода остаётся практически неизменным (см. рис. 4б). Скорость потребления кислорода при дыхании взморника составляет 20 % от максимальной продукции (Borum et al., 2007). Для существующей плотности заселения лугами *Z. marina* в бухте Воевода скорость потребления кислорода составляет  $-61 \text{ ммоль} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{час}^{-1}$ . Такая скорость должна была бы регистрироваться датчиком кислорода, и тогда мы могли бы наблюдать уменьшение его содержания в воде в ночное время, однако этого не отмечено. В связи с этим сделано предположение, что количество кислорода в воздухоносных полостях является достаточно высоким и эти полости играют роль буферной системы в поддержании стабильной концентрации кислорода в ночное время.

**Заключение.** Установлено два типа изменчивости содержания кислорода в среде бухты Воевода: 1) долгопериодная, обусловленная сезонными изменениями среды; 2) суточная в период ледостава, определяемая интенсивностью проникновения фотосинтетически активной радиации в подлёдную воду. В осенний сезон отмечены низкие концентрации кислорода, достигающие уровня гипоксии; для зимнего и весеннего сезонов содержание кислорода зафиксировано на уровне 100–130 % от насыщения. Высокая суточная изменчивость зарегистрирована в период ледостава, в отсутствие снега. В феврале амплитуда суточных колебаний концентрации кислорода достигала  $730 \text{ мкмоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ , с трёхкратным пересыщением по отношению к атмосферному кислороду воздуха. Установлено, что максимальная скорость продукции кислорода, отнесённая к 1 г сырой массы *Zostera marina*, составляет  $6,5 \text{ мг } \text{O}_2 \cdot \text{час}^{-1} \cdot \text{г}^{-1}$ . На суточную динамику кислорода в морской воде оказывают влияние физиологические особенности взморника: воздухоносные полости в его побегах могут играть роль буферной системы в поддержании стабильной концентрации кислорода в тёмное время суток. Полусуточные приливы в акватории бухты, воздействуя на воздухоносные полости, увеличивают либо уменьшают поток кислорода от *Z. marina* в морскую воду в соответствующий период отлива или прилива.

*Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (№ 20-05-00381-а) и программ фундаментальных научных исследований (темы АААА-А17-117030110042-2 и АААА-А17-117030110038-5).*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Барабанщиков Ю. А., Тищенко П. Я., Семкин П. Ю., Волкова Т. И., Звалинский В. И., Михайлик Т. А., Сагалаев С. Г., Сергеев А. Ф., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М. Сезонные гидролого-гидрохимические исследования бухты Воевода (Амурский залив, Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2015. Т. 180. С. 161–178. [Barabanshchikov Yu. A., Tishchenko P. Ya., Semkin P. Yu., Volkova T. I., Zvalinsky V. I., Mikhailik T. A., Sagalaev S. G., Sergeev A. F., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirknikova E. M. Seasonal hydrological and hydrochemical surveys in the Voevoda Bay (Amur Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 161–178. (in Russ.)]
2. Барабанщиков Ю. А., Тищенко П. Я., Семкин П. Ю., Михайлик Т. А., Косьяненко А. А. Условия образования лечебных грязей в бухте

- Воевода (Амурский залив, Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 192. С. 167–176. [Barabanshchikov Yu. A., Tishchenko P. Ya., Semkin P. Yu., Mikhailik T. A., Kosyanenko A. A. Conditions of forming for therapeutic mud in the Voevoda Bay (Amur Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 192, pp. 167–176. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-192-167-176>
3. Бартенева О. Д., Полякова Е. А., Русин Н. П. *Режим естественной освещённости на территории СССР*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1971. 239 с. [Barteneva O. D., Polyakova E. A., Rusin N. P. *Rezhim estestvennoi osveshchennosti na territorii SSSR*. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1971, 239 p. (in Russ.)]
  4. Бергер В. Я. О продукции zostеры *Zostera marina* Linnaeus, 1753 в Белом море // *Биология моря*. 2011. Т. 37, № 5. С. 362–366. [Berger V. Ya. Production of eel grass *Zostera marina* Linnaeus, 1753 in the White Sea. *Biologiya morya*, 2011, vol. 37, no. 5, pp. 362–366. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S1063074011050038>
  5. Звалинский В. И., Марьяш А. А., Стоник И. В., Швецова М. Г., Сагалаев С. Г., Бегун А. А., Тищенко П. Я. Продукционные и гидрохимические характеристики льда, подлёдной воды и донных осадков эстуария реки Раздольной (Амурский залив, Японское море) в период ледостава // *Биология моря*. 2010. Т. 36, № 3. С. 186–195. [Zvalinsky V. I., Mar'yash A. A., Stonik I. V., Shvetsova M. G., Sagalayev S. G., Begun A. A., Tishchenko P. Ya. Production and hydrochemical characteristics of ice, under-ice water and sediments in the Razdolnaya River estuary (Amursky Bay, Sea of Japan) during the ice cover period. *Biologiya morya*, 2010, vol. 36, no. 3, pp. 186–195. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S106307401004005X>
  6. *Лоция северо-западного берега Японского моря*. Санкт-Петербург : ГУНИО МО ; 1996. 360 с. [Lotsiya severo-zapadnogo berega Yaponskogo morya. Saint Petersburg : GUNIO MO, 1996, 360 p. (in Russ.)]
  7. Лысенко В. Н. *Продукция макробентоса сообщества Zostera marina в северо-западной части Японского моря* : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Владивосток, 1985. 187 с. [Lysenko V. N. *Produksiya makrobentosa soobshchestva Zostera marina v severo-zapadnoy chasti Yaponskogo morya* : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Владивосток, 1985. 187 с. [Lysenko V. N. *Produksiya makrobentosa soobshchestva Zostera marina v severo-zapadnoy chasti Yaponskogo morya*. [dissertation]. Vladivostok, 1985, 187 p. (in Russ.)]
  8. Паймеева Л. Г. *Биология Zostera marina L. и Zostera asiatica Miki Приморья* : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.05 – Ботаника. Владивосток, 1984. 183 с. [Paimeeva L. G. *Biologiya Zostera marina L. i Zostera asiatica Miki Primor'ya*. [dissertation]. Vladivostok, 1984, 183 p. (in Russ.)]
  9. Супранович Т. И., Якунин Л. П. *Гидрология залива Петра Великого*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1976. 198 с. [Supranovich T. I., Yakunin L. P. *Gidrologiya zaliva Petra Velikogo*. Leningrad : Gidrometeoizdat, 1976, 198 p. (in Russ.)]
  10. Тищенко П. Я., Медведев Е. В., Барабанщиков Ю. А., Павлова Г. Ю., Сагалаев С. Г., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М., Уланова О. А., Тибенко Е. Ю., Орехова Н. А. Органический углерод и карбонатная система в донных отложениях мелководных бухт залива Петра Великого (Японское море) // *Геохимия*. 2020а. Т. 65, № 6. С. 583–598. [Tishchenko P. Ya., Medvedev Ye. V., Barabanshchikov Yu. A., Pavlova G. Yu., Sagalayev S. G., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirknikova Ye. M., Ulanova O. A., Tibenko Ye. Yu., Orekhova N. A. Organic carbon and carbonate system in the bottom sediments of shallow bights of the Peter the Great Bay (Sea of Japan). *Geokhimiya*, 2020a, vol. 65, no. 6, pp. 583–598. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S001675252005012X>
  11. Тищенко П. Я., Ходоренко Н. Д., Барабанщиков Ю. А., Волкова Т. И., Марьяш А. А., Михайлик Т. А., Павлова Г. Ю., Сагалаев С. Г., Семкин П. Ю., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М. Диагенез органического вещества в осадках, покрытых зарослями zostеры морской (*Zostera marina* L.) // *Океанология*. 2020b. Т. 60, № 3. С. 393–406. [Tishchenko P. Ya., Khodorenko N. D., Barabanshchikov Yu. A., Volkova T. I., Mar'yash A. A., Mikhaylik T. A., Pavlova G. Yu., Sagalayev S. G., Semkin P. Yu., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirknikova Ye. M. Diagenesis of organic matter in eelgrass (*Zostera marina* L.) vegetated sediments. *Okeanologiya*, 2020b,

- vol. 60, no. 3, pp. 393–406. (in Russ.]. <https://doi.org/10.31857/S0030157420020112>
12. Харламенко В. И., Лысенко В. Н. Продукционные процессы и роль микрогетеротрофов в сообществе zostеры // *Экосистемы исследований прибрежного сообщества залива Петра Великого*. Владивосток : ДВО АН СССР, 1994. С. 6–16. [Kharlamenko V. I., Lysenko V. N. Produktsionnyye protsessy i rol' mikrogeterotrofov v soobshchestve zostery. In: *Ekosistemy issledovaniy pribrezhnogo soobshchestva zaliva Petra Velikogo*. Vladivostok : DVO AN SSSR, 1994, pp. 6–16. (in Russ.)]
  13. *Blue Carbon. The Role of Healthy Oceans in Binding Carbon : A Rapid Response Assessment* / C. Nellemann, E. Corcoran, C. M. Duarte, L. Valdés, C. De Young, L. Fonseca, G. Grimsditch (Eds). Birkeland : Trykkeri AS, 2009, 80 p. (GRID-Arendal, United Nations Environment Programme).
  14. Borum J., Sand-Jensen K., Binzer T., Pedersen O., Greve T. M. Oxygen movement in seagrasses. In: *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* / A. W. D. Larkum, R. J. Orth, C. M. Duarte (Eds). Dordrecht : Springer, 2007, chap. 10, pp. 255–270. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7\\_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_10)
  15. Colmer T. D. Long-distance transport of gases in plants: A perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell & Environment*, 2003, vol. 26, iss. 1, pp. 17–36. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2003.00846.x>
  16. De Jonge V. N., Elliot M., Orive E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: Eutrophication. *Hydrobiologia*, 2002, vol. 475/476, pp. 1–19. <https://doi.org/10.1023/A:1020366418295>
  17. Dore J. E., Lukas R., Sadler D. W., Church M. J., Karl D. M. Physical and biochemical modulation of ocean acidification in the central North Pacific. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, vol. 106, no. 30, pp. 12235–12240. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906044106>
  18. Kirk J. T. The nature and measurement of the light environment in the ocean. In: *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea* / P. G. Falkowski, A. D. Woodhead, K. Vivirito (Eds). New York : Plenum Press, 1992, pp. 9–29. [https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0762-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0762-2_2)
  19. Long M. H., Sutherland K., Wankel S. D., Burdige D. J., Zimmerman R. C. Ebullition of oxygen from seagrasses under supersaturated conditions. *Limnology and Oceanography*, 2019, vol. 65, iss. 2, pp. 314–324. <https://doi.org/10.1002/lno.11299>
  20. McRoy C. P. Seagrass productivity: Carbon uptake experiments in eelgrass, *Zostera marina*. *Aquaculture*, 1974, vol. 4, pp. 131–137. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(74\)90028-3](https://doi.org/10.1016/0044-8486(74)90028-3)
  21. Pedersen O., Binzer T., Borum J. Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, Cell & Environment*, 2004, vol. 27, iss. 5, pp. 595–602. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2004.01173.x>
  22. Sand-Jensen K., Revsbech N. P., Jørgensen B. B. Microprofiles of oxygen in epiphyte communities on submerged macrophytes. *Marine Biology*, 1985, vol. 89, iss. 1, pp. 55–62. <https://doi.org/10.1007/BF00392877>
  23. Schmodtko S., Stramma L., Visbeck M. Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, 2017, vol. 542, pp. 335–339. <https://doi.org/10.1038/nature21399>
  24. Semiletov I., Makshtas A., Akasofu S.-I., Andreas E. L. Atmospheric CO<sub>2</sub> balance: The role of Arctic sea ice. *Geophysical Research Letters*, 2004, vol. 31, iss. 5, art. L05121 (4 p.). <https://doi.org/10.1029/2003GL017996>
  25. Talley L. D., Tishchenko P., Luchin V., Nedashkovskiy A., Sagalaev S., Kang D.-J., Warner W., Min D.-H. Atlas of Japan (East) Sea hydrographic properties in summer, 1999. *Progress in Oceanography*, 2004, vol. 61, iss. 2–4, pp. 277–348. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.06.011>
  26. Tishchenko P. Ya., Tishchenko P. P., Lobanov V. B., Mikhaylik T. A., Sergeev A. F., Semkin P. Yu., Shvetsova M. G. Impact of the transboundary Razdolnaya and Tumannaya rivers on deoxygenation of the Peter the Great Bay (Sea of Japan). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020c, vol. 239, art. no. 106731 (12 p.). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106731>
  27. Van Katwijk M. M., Bos A. R., Hermus D. C. R., Suykerbuyk W. Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010, vol. 89, iss. 2, pp. 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.06.008>

28. Weiss R. F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 1970, vol. 17, iss. 4, pp. 721–735. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(70\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(70)90037-9)
29. Yamada K., Ishizaka J., Nagata H. Spatial and temporal variability of satellite estimated primary production in the Japan Sea from 1998 to 2002. *Journal of Oceanography*, 2005, vol. 61, pp. 857–869. <https://doi.org/10.1007/s10872-006-0005-2>
30. *WindGURU* [weather archive] : site. United States, 2020. URL: <http://old.windguru.cz> [accessed: 20.07.2020].

**PECULIARITIES OF TEMPORAL VARIABILITY  
OF DISSOLVED OXYGEN CONTENT  
IN EELGRASS *ZOSTERA MARINA* LINNAEUS, 1753 MEADOWS  
IN THE VOEVODA BAY (THE AMUR BAY, THE SEA OF JAPAN)**

**Yu. A. Barabanshchikov<sup>1</sup>, P. Ya. Tishchenko<sup>1</sup>, P. Yu. Semkin<sup>1</sup>, V. I. Zvalinsky<sup>1</sup>,  
T. A. Mikhailik<sup>2</sup>, and P. P. Tishchenko<sup>1</sup>**

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

<sup>2</sup>Saint Petersburg branch of VNIRO (GosNIORKh named after L. S. Berg),

Saint Petersburg, Russian Federation

E-mail: [biw90@mail.ru](mailto:biw90@mail.ru)

Currently, the shallow basins with *Zostera marina* L. meadows are considered as absorbers of atmospheric carbon dioxide, capable of restraining an increase in its concentration. Due to its high primary productivity, eelgrass releases a large amount of oxygen into the environment. To establish the peculiarities of production activity in shallow-water basins, covered with *Z. marina* meadows, we conducted monitoring of hydrological and production indicators with different measurement intervals on the example of the Voevoda Bay (the Amur Bay, the Sea of Japan). Observations were carried out for eight and a half months (22.09.2012–07.06.2013). Measurements of temperature, salinity, chlorophyll fluorescence, and turbidity were carried out in *Z. marina* meadows at a depth of 4 m every three hours by a Water Quality Monitor hydrological station. Dissolved oxygen content was determined every hour by an optical oxygen sensor ARO-USB. Two types of oxygen concentration variability were established: 1) seasonal variability, mostly resulting from seasonal variations in the environment; 2) daily variability during the freeze-up period, mostly determined by the intensity of photosynthetically active radiation penetration into sub-ice water. In the autumn season, low oxygen concentrations, up to hypoxic level, were recorded. In the winter and spring seasons, the oxygen content was, as a rule, at 100–130 % of saturation. High daily variability was observed during the freeze-up period, with no snow coverage. In February, the range of daily fluctuations of oxygen concentration reached 730  $\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ , with 3-fold supersaturation regarding atmospheric  $\text{O}_2$ . As established, the maximum rate of oxygen production, relative to 1 g of *Z. marina* wet weight, is 6.5  $\text{mg O}_2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ . High daily dynamics of oxygen in seawater is analyzed in relation to eelgrass physiological peculiarities (air lacunae play an important role in oxygen dynamics in the environment), as well as to short-period tides.

**Keywords:** *Zostera marina* L., macrophytes, dissolved oxygen, Voevoda Bay, Amur Bay, Sea of Japan



УДК 574.65

## ИССЛЕДОВАНИЕ ФОРМИРОВАНИЯ СООБЩЕСТВ ОБРАСТАНИЯ В УСЛОВИЯХ УСТАНОВКИ РЕГУЛИРУЕМОГО ПОТОКА ВОДЫ

© 2021 г. А. Ю. Звягинцев<sup>1</sup>, С. И. Масленников<sup>1</sup>, А. К. Цветников<sup>2</sup>,  
А. А. Бегун<sup>1</sup>, Н. И. Григорьева<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup>Институт химии ДВО РАН, Владивосток, Российская Федерация  
E-mail: [ayzvyagin@gmail.com](mailto:ayzvyagin@gmail.com)

Поступила в редакцию 16.03.2020; после доработки 29.07.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

Для испытания противокоррозионных и антиобрастающих защитных покрытий разработан наземный стенд — установка регулируемого потока воды. С учётом практической значимости проблемы актуальность проведённого исследования не вызывает сомнений. Стенд подключён к магистрали морской проточной воды. Устройство позволяет имитировать движение водного потока вокруг судна, тем самым моделирует условия движущегося плавающего средства. Цель настоящей работы — впервые представить созданную нами новую установку, на которую получено положительное решение Роспатента. Проведены натурные полевые испытания, продолжавшиеся два месяца. Они показали существенные качественные и количественные различия в составе сообществ обрастания на экспериментальных пластинах, помещённых в установку и подвешенных в толще воды в бухте Тихая Заводь (залив Восток) на пирсе МБС «Запад» Национального научного центра морской биологии ДВО РАН. В условиях установки регулируемого потока воды в сообществе перифитона доминируют бентосные диатомовые водоросли; зообрастание практически отсутствует. На пластинах из открытой бухты представлен обычный для переменной ватерлинии судов либо осушной зоны гидротехнических сооружений фитоценоз зелёных водорослей. Показана эффективность использования созданной нами установки для исследования закономерностей формирования сообществ обрастания в разных гидродинамических потоках. Основной практический вывод — то, что установку можно использовать для испытания и проверки свойств защитных покрытий на тестируемых субстратах, включая противообрастающие и антикоррозионные покрытия.

**Ключевые слова:** установка, регулируемый поток, сообщество обрастания, зелёные водоросли, диатомовые водоросли

Исследование формирования сообществ обрастания является одним из необходимых аспектов выявления закономерностей их функционирования. Подробное описание методов изучения перифитона экспериментальных пластин в мировой практике возможно лишь в большом аналитическом обзоре, составление которого не является целью данной работы. Важность анализа динамического аспекта сообществ обрастания действующих судов очевидна, поскольку проблема имеет высокую практическую значимость. Уже в середине XX века ежегодный ущерб от обрастания судов исчислялся миллионами долларов ([Marine Fouling and Its Prevention, 1952](#)); к настоящему моменту эти цифры только возрастают. Институтом биологии моря ДВО РАН разработана

методика исследования сукцессии сообществ обрастания действующих судов на плаву с использованием легководолазного снаряжения. Целям изучения динамических аспектов обрастания служила непосредственно поверхность корпуса судна. С применением этой методики уже получены значительные результаты (Звягинцев, 2005). В 1986 г. специалистами института совместно с сотрудниками ЦНИИ «Прометей» изготовлено судовое устройство для биологических и коррозионных испытаний (Остриков и др., 1998), предназначенное для экспозиции сменных пластин на корпусе судна во время его эксплуатации. Устройство успешно прошло испытание во время вьетнамского рейса НИС «Академик Александр Несмеянов» в 1986 г.

В мировой практике установки управляемого потока были многократно использованы для решения задач марикультуры, а также для иных целей (Fitzsimmons, 2000 ; Patent no. US8245440B2, 2012 ; Pearce et al., 2002 и др.). Цель настоящей работы — впервые представить созданную нами новую установку, на которую уже получено положительное решение Роспатента (Патент № 2728490, 2019). Поставлены следующие задачи: дать иллюстрированное описание установки регулируемого потока воды (далее — УРПВ); описать гидрологические условия испытаний как в установке, так и в открытой части залива; привести показания средних скоростей потока для каждой градации мощности двигателя УРПВ; провести сравнительный анализ структуры сообществ обрастания в установке и в условиях открытой бухты; обосновать эффективность использования созданной нами УРПВ для выявления закономерностей формирования сообществ обрастания в разных гидродинамических потоках; предоставить практические выводы и рекомендации по использованию установки.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

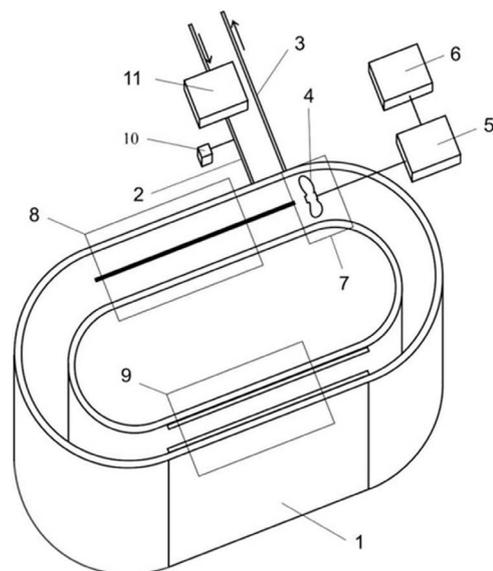
**Конструкция установки регулируемого потока воды.** Нами разработаны способ испытания свойств защитных покрытий в потоке морской воды и установка для его моделирования (рис. 1).

**Рис. 1.** Установка регулируемого потока воды:

- 1 — о-образная ёмкость переменной сечением;
- 2 — подающий водопровод;
- 3 — дренажная труба водосброса;
- 4 — маршевый гребной винт;
- 5 — силовая установка электродвигателя;
- 6 — блок управления включением-выключением электродвигателя с блоком управления оборотами двигателя;
- 7 — зона винто-рулевой группы;
- 8 — имитация поверхностей винто-рулевой группы;
- 9 — мидель и разные места носовой части, в т. ч. бульба;
- 10 — солемер-термометр непрерывного действия;
- 11 — водовод морской проточной воды с заданными параметрами очистки и обработки либо без очистки

**Fig. 1.** Device of controlled water flow:

- 1 — o-shaped container of variable cross-section;
- 2 — water supply pipe;
- 3 — spillway drain pipe;
- 4 — main screw propeller;
- 5 — electric motor power plant;
- 6 — electric motor on-off control unit with electric motor speed control unit;
- 7 — screw-steering group zone;
- 8 — imitation of screw-steering group surfaces;
- 9 — midship and different foreship areas, *inter alia* bulbous bow;
- 10 — continuous salinometer and thermometer;
- 11 — seawater conduit with specified parameters of purification and treatment or without purification



Совместно со специалистами Института химии ДВО РАН подготовлены конструкторские предложения и эскизная проработка круглогодичного морского стенда для испытания особенностей формирования обрастания на пластинах с различными составами покрытий, адгезии морских организмов на поверхности при разных скоростях потока воды и влияния покрытий на возникновение турбулентных потоков. Установка регулируемого потока (стенд) представляет собой комплекс технических устройств для моделирования потока морской воды с максимально возможным полным набором факторов, включая биотическую и абиотическую компоненту. УРПВ можно использовать для испытания и проверки свойств защитных покрытий на тестируемых субстратах, в том числе противообрастающих и антикоррозионных покрытий. Кроме того, она позволяет проводить эксперименты по влиянию скорости потока и его длительности как на процессы прикрепления и развития отдельных гидробионтов, так и на особенности формирования и функционирования сообщества обрастания. Установку можно применять для нагрузочных испытаний устройств и механизмов в потоке морской воды постоянной и переменной силы, при моделировании приливно-отливных, ветровых и постоянных течений, а также штормовой нагрузки. Проведена успешная апробация работы УРПВ на экспериментальных пластинах; получены предварительные результаты.

Разработанная нами УРПВ (Патент № 2728490, 2019) состоит из: подводного водозабора с насосной станции (центробежный насос,  $12,5 \text{ м}^3 \cdot \text{ч}^{-1}$ , 900 Вт); водопровода морской проточной воды с заданными параметрами очистки и обработки либо без очистки; дренажной трубы водосброса; блока управления включением-выключением электродвигателя; блока управления оборотами двигателя и клапанами подачи-отвода морской воды; о-образной ёмкости переменного сечения для моделирования участков с разной скоростью течения воды; маршевого гребного винта; имитаторов рулевой колонки и борта морского судна из заданного материала с любым защитным покрытием либо протектором (см. рис. 1). Установка позволяет одновременно моделировать все условия движущегося судна с имитацией поверхностей винто-рулевой группы, миделя и носовой части (бульбы).

**Гидрологические условия испытаний.** Исследования проводили в бухте Тихая Заводь залива Восток (залив Петра Великого, Японское море). Характеристики морской воды определяли с помощью системы SeaGuard RCM (Aanderaa). Прибор устанавливали у пирса восточного мыса бухты Тихая Заводь на глубинах 1,0–1,5 м. Среднегодовые значения температуры и солёности воды приведены для средней части залива Восток, сезонные и суточные — для бухты Тихая Заводь. Изменения высоты приливов даны для г. Владивосток.

Этот район залива характеризуется значительными термогалинными колебаниями в поверхностном и придонном слое вод, особенно в дождливые годы. В бухте Восток с июня по сентябрь температура воды в слое 0–6 м варьирует от  $+7,4$  до  $+25,9$  °С (Григорьева и Кашенко, 2010). У поверхности солёность имеет очень широкий диапазон изменчивости (0,5–34,0 ‰); у дна — несколько меньше (19,2–35,2 ‰). Здесь в течение двух-трёх летних месяцев отмечены продолжительные периоды опреснения, как и в других мелководных районах залива Петра Великого.

Режим течений залива Восток определяется ветровыми, дрейфовыми и приливно-отливными течениями. Кроме того, выражено влияние Приморского течения, проявляющееся в устойчивости квазистационарных потоков в данной акватории. В заливе Петра Великого зарегистрированы неправильные полусуточные приливы с максимальными колебаниями 40–50 см (Состояние и устойчивость экосистем..., 2001). Литературные материалы о постоянных течениях в заливе Восток довольно противоречивы (Иващенко, 1993; Христофорова и др., 2004). Согласно одним данным, основной перенос вод осуществляется с запада на восток и имеет антициклональный характер, по другим — циклонический. По нашим архивным материалам, в бухте Тихая Заводь движение вод имеет преимущественно циклоническую направленность. Скорость течений здесь изменяется в пределах  $2\text{--}18 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ , возрастая к выходу из бухты до  $6\text{--}26 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ .

В период проведения экспериментов нами осуществлены три серии измерений скоростей создаваемого потока в установке 11 и 22 октября 2019 г. Все измерения выполняли как вблизи выходного отверстия, так и на удалении на 1,0–1,5 м. В отдельных сериях определены скорости потока на основной (VIII) мощности. Также проведены измерения с погружением только верхней части прибора, где расположен датчик.

По четыре стальные пластины прямоугольной формы 20×20 см одновременно были установлены вертикально на буге в бухте Тихая Заводь на глубине 1 м и на УРПВ. Срок их экспозиции — два месяца (с начала сентября по конец октября 2019 г.). На каждой из пластин отбирали пробы макрообрастания на площади 10×10 см в трёх повторностях. Всего собрано и обработано 24 количественных пробы. Разборку проб макрообрастания проводили согласно общепринятой методике обработки бентосных проб в лабораторных условиях (Жадин, 1969). При камеральной обработке свежего живого материала сначала выделяли и подсчитывали все компоненты зоо- и фитоперифитона, затем разделяли их на отдельные группы. По окончании разборки проб макрофиты закладывали в гербарий либо фиксировали 4%-ным формалином, зоообрастание — 70%-ным спиртом; затем их передавали специалистам для определения. Таксономическая принадлежность обрастателей установлена сотрудниками Национального научного центра морской биологии ДВО РАН (ННЦМБ ДВО РАН). Животных, определённых до вида или более высокого таксономического ранга, подсчитывали и взвешивали с точностью до 0,01 г после обсушивания на фильтровальной бумаге. Животных, строящих убежища (сидячие полихеты в трубках, разноногие раки в домиках), взвешивали вместе с этими образованиями, являющимися продуктами их жизнедеятельности. По окончании определения систематических групп составляли списки видов с указанием количественных показателей каждого вида и его местонахождения.

Камеральную и микроскопическую обработку микроперифитона экспериментальных пластин проводили по общепринятым методикам (Рябушко, 2013 ; Рябушко и Бегун, 2015) в лаборатории морской микробиоты ННЦМБ ДВО РАН. Количественное обилие микроводорослей оценивали по шкале Вислоуха. Идентификация видового состава выполнена на временных водных препаратах под световым микроскопом Olympus BX41 с помощью объектива UPLanFl 100×/1.30 (Япония) и масляной иммерсии (Guiry & Guiry, 2020).

**Статистическая обработка материала.** Группирование проб выполняли посредством кластерного анализа методом Варда (ward.D2) на основе метрики Брея — Кёртиса и последующего применения процедуры бутстрепинга для оценки вероятности появления узла на дендрограмме (Шитиков и Розенберг, 2013). Несмещённые бутстреп-вероятности оценивали путём подбора параметрических моделей с использованием метода максимального правдоподобия. Для проверки достоверности появления фрагментов древовидной структуры применяли процедуру ANOSIM с вычислением общей статистики (global R, GR). Для выделенных групп определяли вклады видов во внутригрупповое сходство и межгрупповое несходство (процедура SIMPER). Попарное сравнение различных количественных характеристик обрастания (среднее число видов в пробе; биомасса; индексы видового богатства Маргалёфа, выровненности Пиелу и видового разнообразия Шеннона — Винера) производили при помощи теста Манна — Уитни [непараметрический аналог *t*-критерия Стьюдента (нулевая гипотеза  $H_0$ : относительный сдвиг распределений отсутствует)].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

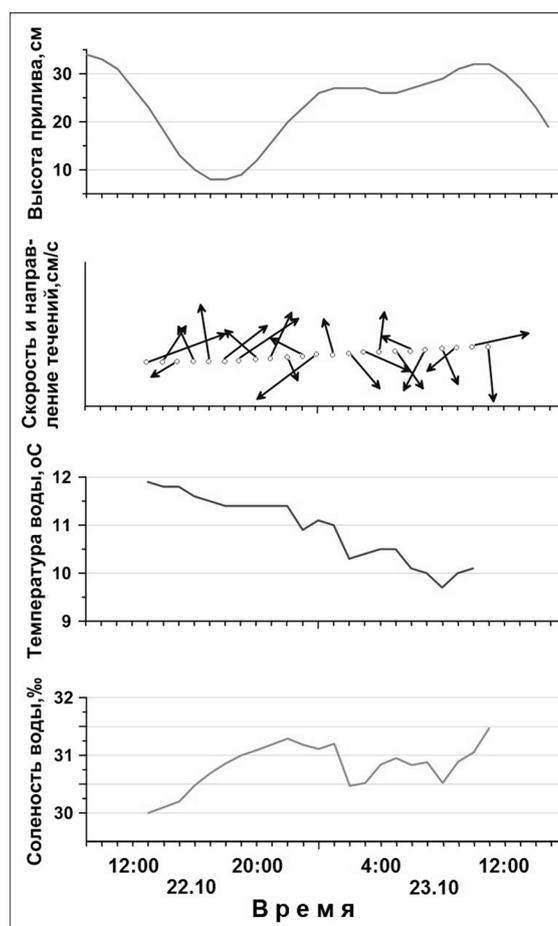
**Гидрологические наблюдения в районе испытаний установки.** По данным суточной съёмки в октябре 2019 г., в районе восточного мыса бухты Тихая Заводь у поверхности воды скорости течений варьировали от 0,02 до 9,7 см·с<sup>-1</sup>, в среднем составляя 1,1 см·с<sup>-1</sup>; в отлив

течения имели северное и северо-восточное направление, в прилив — юго-восточное, южное и юго-западное (рис. 2). Изменились и параметры температуры и солёности воды: температура понизилась в ночное время на  $2,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ; солёность с приливом возросла на  $1,5\text{ }‰$ .

Показания средних скоростей потока для каждой градации мощности приведены на рис. 3. Серии измерений 11 октября показали хорошую сходимость результатов; 22 октября отмечена некоторая нестабильность потока на VI, VIII и X режимах. Минимальные средние значения скоростей составляли  $2,6\text{--}2,7\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ , максимальные —  $55,1\text{--}65,0\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ . При проведении серий измерений с переменным переключением режимов скорость в VIII режиме варьировала в пределах  $21,0\text{--}32,7\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ , в среднем составляя  $24,5$ ,  $22,0$  и  $29,0\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$  (значения соответствуют номерам серий опытов). При отдельной длительной экспозиции средняя скорость основного режима (VIII) составила  $51,7\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ . Следует отметить занижение скоростей самим корпусом прибора. Чтобы исключить данные помех, измерения были проведены с погружением только верхней части прибора. При этом средняя скорость потока на удалении  $1,0\text{--}1,5\text{ м}$  составила  $78,8\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ , а вблизи выхода —  $84,3\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ . Максимальное зафиксированное значение —  $91,2\text{ см}\cdot\text{с}^{-1}$ .

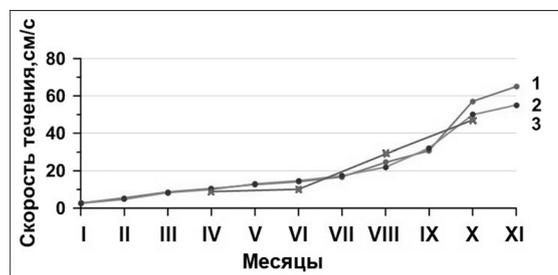
Также в период проведения экспериментов по изучению формирования обрастаний в течение трёх месяцев (сентябрь — ноябрь) при заборе воды ежечасно замеряли температуру и солёность воды, поступающей в установку (рис. 4). Температура закономерно снизилась с  $+22,0$  до  $+1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$  (шло постепенное её охлаждение). В первой половине сентября солёность претерпевала из-за дождей существенные колебания ( $26,2\text{--}33,7\text{ }‰$ ); затем общий фон выравнивался, значения изменялись в диапазоне  $31,2\text{--}34,1\text{ }‰$ .

**Сравнительный анализ сообществ обрастания экспериментальных пластин в условиях установки регулируемого потока воды и открытой бухты Тихая Заводь.** В ходе проведения эксперимента на пластинах из разных мест экспозиции всего зарегистрировано 12 видов гидробионтов, из которых 2 — зелёные водоросли (табл. 1). Из прикреплённых



**Рис. 2.** Суточные изменения параметров высоты прилива (см), скорости ( $\text{см}\cdot\text{с}^{-1}$ ) и направления течений (градусы), температуры ( $^{\circ}\text{C}$ ) и солёности воды ( $‰$ ) у восточного мыса бухты Тихая Заводь 22–23 октября 2019 г.

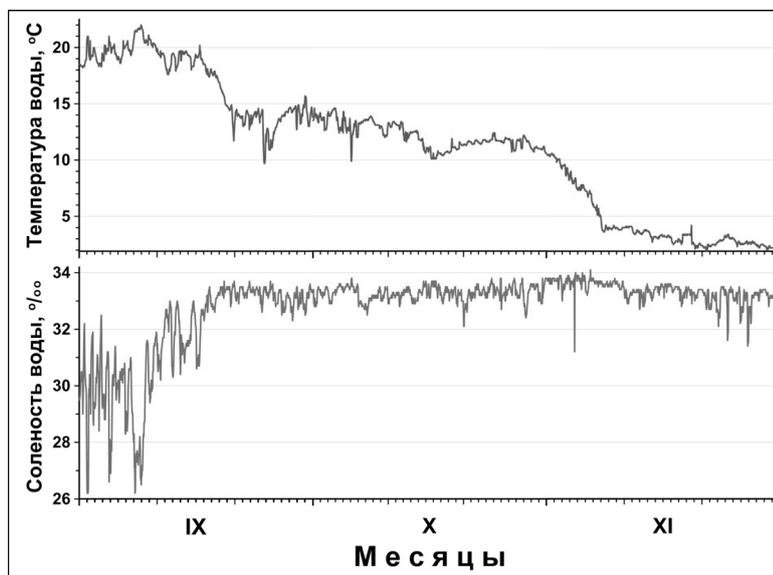
**Fig. 2.** Daily variations of indicators in tide rise (cm), velocity ( $\text{см}\cdot\text{с}^{-1}$ ) and direction of currents (degrees), temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), and water salinity ( $‰$ ) near the eastern cape of the Tikhaya Zavod Bay on 22–23 October, 2019



**Рис. 3.** Изменения скоростей потока в зависимости от выставленной мощности. 1, 2 — серии замеров 11.10.2019; 3 — серия замеров 22.10.2019

**Fig. 3.** Changes in flow velocities depending on the set power. 1, 2 — series of the measurements on 11.10.2019; 3 — series of the measurements on 22.10.2019

форм зоообрастания отмечены усонogie раки *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854), а также многощетинковые черви *Hydroides ezoensis* Okuda, 1934 и *Neodexiospira alveolata* (Zachs, 1933). Кроме развития макроводорослей, в обрастании пластин из обоих исследованных биотопов зафиксировано массовое развитие диатомовых водорослей; всего определено 16 видов Bacillariophyta (см. табл. 5, 6).



**Рис. 4.** Колебания температуры (°C) и солёности (‰) воды, поступающей при водозаборе в установку в сентябре — ноябре

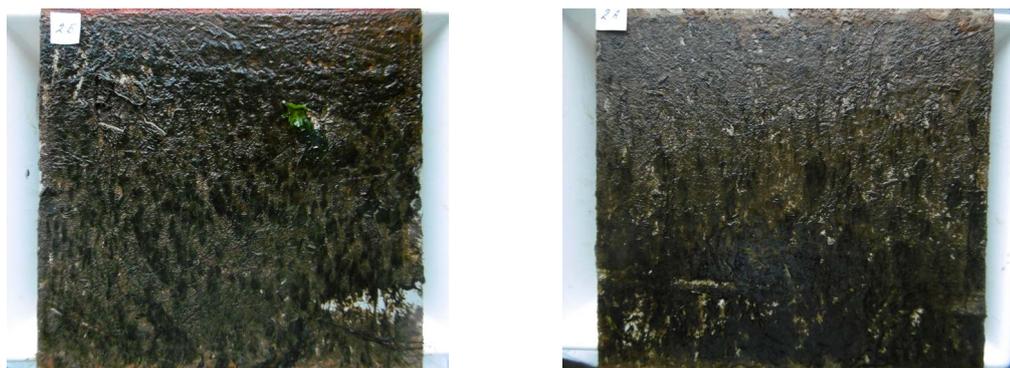
**Fig. 4.** Fluctuations of temperature (°C) and salinity (‰) of water, entering the device on September – November

**Таблица 1.** Таксономический состав макрообрастания пластин из установки регулируемого потока воды и в условиях открытой бухты Тихая Заводь

**Table 1.** Taxonomic composition of macrofouling on the plates from the device of controlled water flow and under the conditions of open Tikhaya Zavod Bay

	Установка регулируемого потока воды	Открытая бухта Тихая Заводь
Algae		
<i>Ulva linza</i> Linnaeus, 1753	+	+
<i>Ulva fenestrata</i> Postels & Ruprecht, 1840	+	+
Animalia		
<i>Hydroides ezoensis</i> Okuda, 1934	–	+
<i>Neodexiospira alveolata</i> (Zachs, 1933)	–	+
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	–	+
<i>Caprella cristibrachium</i> Mayer, 1903	–	+
<i>Caprella acanthogaster</i> Mayer, 1890	–	+
<i>Caprella algaceus</i> Vassilenko, 1967	–	+
<i>Ampithoe lacertosa</i> Spence Bate, 1858	–	+
<i>Pontogeneia intermedia</i> (?) Gurjanova, 1938	–	+
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1853)	–	+
<i>Lacuna turrita</i> A. Adams, 1861	–	+

К фонообразующим видам макрообрастания мы отнесли зелёные водоросли *Ulva linza* Linnaeus, 1753 и *Ulva fenestrata* Postels & Ruprecht, 1840, а также усонюгих раков *Amphibalanus improvisus*. Таксономический состав и количественное распределение сообществ обрастания с УРПВ и в условиях открытой бухты Тихая Заводь существенно различаются (см. рис. 5, 6). Так, на пластинах из установки доминируют, составляя основу биомассы, диатомеи; на пластинах из открытой бухты — зелёные водоросли *U. linza*. Подвижные формы, представленные брюхоногими моллюсками и разноногими раками, дают минимальную биомассу или встречаются только в качественных пробах.



**Рис. 5.** Общий вид обрастания на пластинах из установки регулируемого потока воды. Таксоцен диатомовых водорослей в форме макроколоний

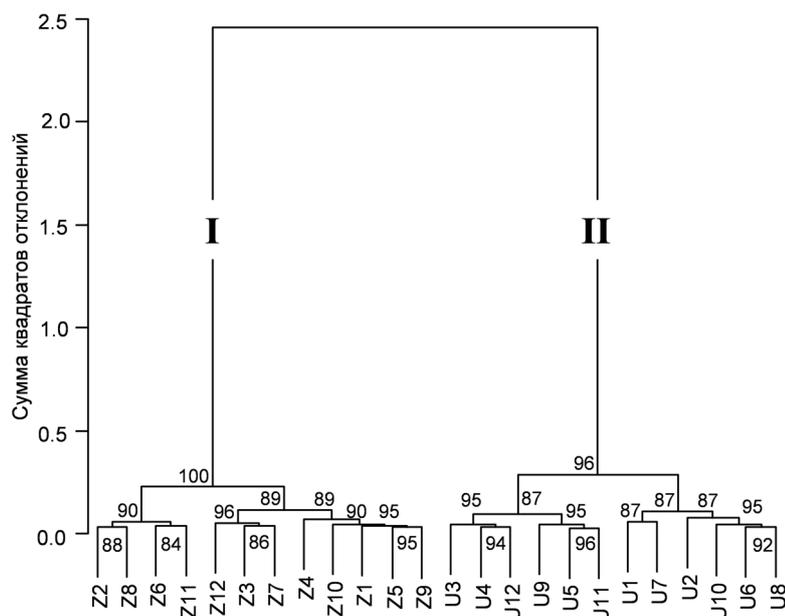
**Fig. 5.** View of fouling on the plates from the device of controlled water flow. Diatom taxocen in the form of macrocolonies



**Рис. 6.** Общий вид сообщества обрастания на пластинах из открытой бухты Тихая Заводь. Сообщество *Ulva linza* + *Amphibalanus improvisus*

**Fig. 6.** View of fouling on the plates from the open Tikhaya Zavod Bay. *Ulva linza* + *Amphibalanus improvisus* community

**Результаты статистического анализа.** Проанализированная выборка отчётливо разделяется на две группы с весьма высоким внутригрупповым сходством — 91,2 и 94,7 %, при межгрупповом несходстве 70,8 % (рис. 7, табл. 2): Группа I — пробы с пластин, экспонированных в бухте Тихая Заводь (Z1–Z12); группа II — пробы с УРПВ (U1–U12). Основной вклад в сходство проб группы I вносит *Ulva linza* (52,8 %); у следующего за ним *Amphibalanus improvisus* вклад в 2,7 раза меньше (19,4 %). В группе II основной вклад вносит комплекс диатомей (66,9 %); вклад *U. linza* вдвое меньше (32,9 %). Эти же организмы определяют и несходство группировок: вклад диатомей составляет 31,1 %; *U. linza* — 26,8 %; *A. improvisus* — 16,2 %. Выделение этих групп является значимым с позиций статистики, о чём свидетельствуют результаты процедуры ANOSIM ( $GR(1,000 \pm 0,120)$ ;  $\pm 95\%$  — квантиль перестановок;  $p = 0,001$ ; число перестановок — 999).



**Рис. 7.** Дендрограмма сходства пластин, полученная методом Варда (ward.D2) с использованием коэффициента сходства Брея — Кёртиса (преобразование — корень четвёртой степени) на основе биомасс фито- и зоообращаний. В узлах дендрограммы приведены наилучшие оценки несмещённых бутстреп-вероятностей (число перестановок — 1000). Римские цифры — выделяемые группировки

**Fig. 7.** Dendrogram of the plates similarity (ward.D2 method) with Bray – Curtis similarity index (the fourth-root transformation) based on phyto- and zoofouling biomasses. The best estimations of unbiased bootstrap probabilities are shown in dendrogram nodes (number of permutations is 1000). Roman numerals denote allocated groups

**Таблица 2.** Разложение среднего внутригруппового сходства (несходства) по вкладам отдельных видов обрастателей для пластин, экспонированных на установке регулируемого потока воды и в условиях открытой бухты Тихая Заводь

**Table 2.** Distribution of average similarity (dissimilarity) within (between) groups based on contribution of each fouling species on the plates from the device of controlled water flow and from the open Tikhaya Zavod Bay

Таксон	I/II	$\bar{\delta}_i$	$\bar{\delta}_i / SD(\delta_i)$	CN, %	CCN, %
<i>Группа I.</i> Среднее сходство: 91,2					
<i>Ulva linza</i>	5148	48,14	21,38	52,82	52,82
<i>Amphibalanus improvisus</i>	99,7	17,70	22,25	19,42	72,23
<i>Hydrooides ezoensis</i>	16,3	10,48	8,90	11,49	83,72
<i>Neodexiospira alveolata</i>	7,8	9,20	13,62	10,09	93,82
<i>Группа II.</i> Среднее сходство: 94,7					
Bacillariophyta	1983	63,30	19,85	66,86	66,86
<i>Ulva linza</i>	115	31,13	16,88	32,88	99,74
<i>Группы I–II.</i> Среднее несходство: 70,8					
Bacillariophyta	0,15/1983	21,99	20,56	31,08	31,08
<i>Ulva linza</i>	5148/115	18,93	12,67	26,75	57,84
<i>Amphibalanus improvisus</i>	99,7/0,0	11,47	16,39	16,21	74,04
<i>Hydrooides ezoensis</i>	16,3/0,0	7,14	7,35	10,10	84,14
<i>Neodexiospira alveolata</i>	7,83/0,0	6,05	10,32	8,55	92,69

**Примечание:** виды расположены в порядке уменьшения процентных вкладов;  $\delta_i$  — мера сходства (несходства);  $SD$  — стандартное отклонение; CN — процентный вклад; CCN — накопленные проценты.

**Note:** species are arranged in decreasing order of percent contribution;  $\delta_i$  — measure of similarity (dissimilarity);  $SD$  — standard deviation; CN — percent contribution; CCN — accumulated percent.

Ассоциации обрастания пластин, экспонированных в бухте Тихая Заводь и на УРПВ, статистически значимо отличаются по всем количественным показателям (табл. 3). При этом первая ассоциация характеризуется большими показателями средней биомассы, числа видов в пробе и величины индекса Маргалефа, а вторая — более высокими значениями индексов Пиелу и Шеннона — Винера. Последний упомянутый факт говорит о том, что вторая группировка обладает большей выровненностью распределений видов по рангам и видовым разнообразием с позиций теории информации; это является «артефактом» и объясняется гораздо меньшим числом поселившихся организмов и более низкой биомассой вида-доминанта (в данном случае — комплекса диатомовых водорослей). Следует подчеркнуть, что абсолютные значения всех экологических индексов, включая среднее число видов, крайне низки по сравнению с таковыми как большинства природных сообществ, так и ассоциаций обрастания с большей продолжительностью развития.

**Таблица 3.** Количественные характеристики сообщества обрастания пластин, экспонированных на установке регулируемого потока воды и в условиях открытой бухты Тихая Заводь, и результаты попарного сравнения параметров (тест Манна — Уитни; приведена вероятность справедливости  $H_0$ )

**Table 3.** Quantitative characteristics of fouling communities on the plates from the device of controlled water flow and from the open Tikhaya Zavod Bay and results of pairwise comparison of indicators (Mann – Whitney test; probability of  $H_0$  validity is shown)

Группировка	$S \pm SE$	$B \pm SE, \text{г} \cdot \text{м}^{-2}$	$R \pm SE$	$e \pm SE$	$H' \pm SE, \text{бит} \cdot \text{г}^{-1}$
I. <i>Ulva linza</i>	$6,4 \pm 0,3$	$5277 \pm 209$	$0,63 \pm 0,03$	$0,073 \pm 0,004$	$0,19 \pm 0,01$
II. Diatomea	$2,2 \pm 0,1$	$2101 \pm 108$	$0,15 \pm 0,01$	$0,299 \pm 0,019$	$0,32 \pm 0,02$
Тест Манна — Уитни	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

**Примечание:**  $S$  — среднее число видов в пробе;  $B$  — биомасса;  $R$  — индекс Маргалефа;  $e$  — индекс выровненности Пиелу;  $H'$  — индекс видового разнообразия Шеннона — Винера;  $SE$  — ошибка репрезентативности.

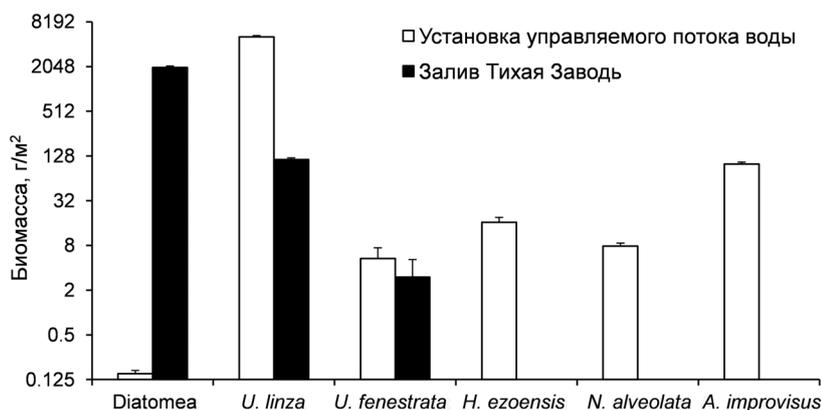
**Note:**  $S$  – average species number in the sample;  $B$  – biomass;  $R$  – Margalef index;  $e$  – Pielou evenness index;  $H'$  – Shannon – Wiener diversity index;  $SE$  – standard error.

У выделенных ассоциаций всего три общих компонента — комплекс диатомей, *U. linza* и *U. fenestrata*. Первые два найдены во всех пробах; третий встречался с частотой 50,0 и 17 % в первой и второй группировках соответственно. Средняя биомасса микроводорослей на пластине, экспонированной на УРПВ, была в тысячи раз выше, чем в природных условиях, а таковая макрофитов *U. linza* — наоборот, почти в 45 раз ниже. Естественно, такие различия значимы с позиций статистики (результаты теста Манна — Уитни: вероятность справедливости  $H_0$   $p = 0,000$ ) (рис. 8, табл. 4). Отметим, что биомасса *U. fenestrata* в двух случаях была примерно одинаковой ( $p = 0,260$ ). Другое отличие, качественное, заключается в полном отсутствии макрозообентоса на пластине из УРПВ, тогда как в естественных условиях на пластине найдено 10 видов таких организмов, причём *A. improvisus* можно рассматривать как субдоминантный вид (с учётом 100%-ной встречаемости и большой биомассы).

Таким образом, статистический анализ доказывает кардинальные (качественные и количественные) различия ассоциаций обрастания пластин, экспонированных в бухте Тихая Заводь и на УРПВ. Следует отметить, что эти различия, по сути, носят сукцессионный характер. Известно, что на предметах, попавших в море, на первых фазах сукцессии поселяются бактерии и микроводоросли, которые совместно образуют слизистую плёнку, способствующую последующему заселению субстрата различными гидробионтами (Звягинцев, 2005). Наш эксперимент отчётливо показывает «задержку» сукцессии в условиях УРПВ.

**Диатомовые водоросли микроперифитона экспериментальных пластин.** На поверхности экспериментальных пластин в условиях УРПВ отмечено наличие микроперифитона тёмно-коричневого цвета, с доминированием макроколоний диатомовых водорослей, составляющих основу биомассы обрастания. В сообществе микроперифитона идентифицировано

14 видов, представленных различными жизненными формами: подвижными и неподвижными, прикрепленными и свободноживущими, одиночными и колониальными (табл. 5). По отношению к солёности воды по числу видов преобладали морские (7 видов) и солоноватоводно-морские формы, по отношению к активной реакции среды — алкалифилы (Fitzsimmons, 2000). В фитогеографическом аспекте доминировали широко распространённые виды-космополиты (Рябушко и Бегун, 2015).



**Рис. 8.** Биомасса некоторых обрастателей пластин, экспонированных на установке регулируемого потока воды и в условиях открытой бухты Тихая Заводь (логарифмический масштаб). Планки погрешности — ошибка репрезентативности

**Fig. 8.** Biomass of some foulers on the plates from the device of controlled water flow and from the open Tikhaya Zavod Bay (logarithmic scale). Error bars denote standard error

**Таблица 4.** Таксономический состав и биомасса ( $\pm$  ошибка репрезентативности) сообществ обрастания пластин, экспонированных на установке регулируемого потока воды и в условиях открытой бухты Тихая Заводь

**Table 4.** Taxonomic composition and biomass ( $\pm$  standard error) of fouling communities on the plates from the device of controlled water flow and from the open Tikhaya Zavod Bay

Таксон	Установка регулируемого потока воды	Открытая бухта Тихая Заводь
Microalgae		
Bacillariophyta	1983 $\pm$ 107	0,15 $\pm$ 0,02
Algae		
<i>Ulva linza</i> Linnaeus, 1753	115 $\pm$ 6	5148 $\pm$ 210
<i>Ulva fenestrata</i> Postels & Ruprecht, 1840	3,0 $\pm$ 2,1	5,3 $\pm$ 2,1
Animalia		
<i>Hydroides ezoensis</i> Okuda, 1934	–	16,3 $\pm$ 2,7
<i>Neodexiospira alveolata</i> (Zachs, 1933)	–	7,8 $\pm$ 0,8
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	–	100 $\pm$ 6
<i>Caprella cristibrachium</i> Mayer, 1903	–	0,03 $\pm$ 0,01
<i>Caprella acanthogaster</i> Mayer, 1890	–	0,02 $\pm$ 0,01
<i>Caprella algaceus</i> Vassilenko, 1967	–	0,01 $\pm$ 0,01
<i>Ampithoe lacertosa</i> Spence Bate, 1858	–	0,02 $\pm$ 0,01
<i>Pontogeneia intermedia</i> (?) Gurjanova, 1938	–	0,01 $\pm$ 0,01
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1853)	–	0,01 $\pm$ 0,01
<i>Lacuna turrita</i> A. Adams, 1861	–	0,01 $\pm$ 0,01

**Примечание:** прочерк (–) означает, что организмы не найдены.

**Note:** a dash (–) means that no organisms were found.

**Таблица 5.** Состав, эколого-географическая характеристика и относительное количественное обилие диатомовых водорослей микроперифитона из установки регулируемого потока воды (ноябрь 2019 г.)

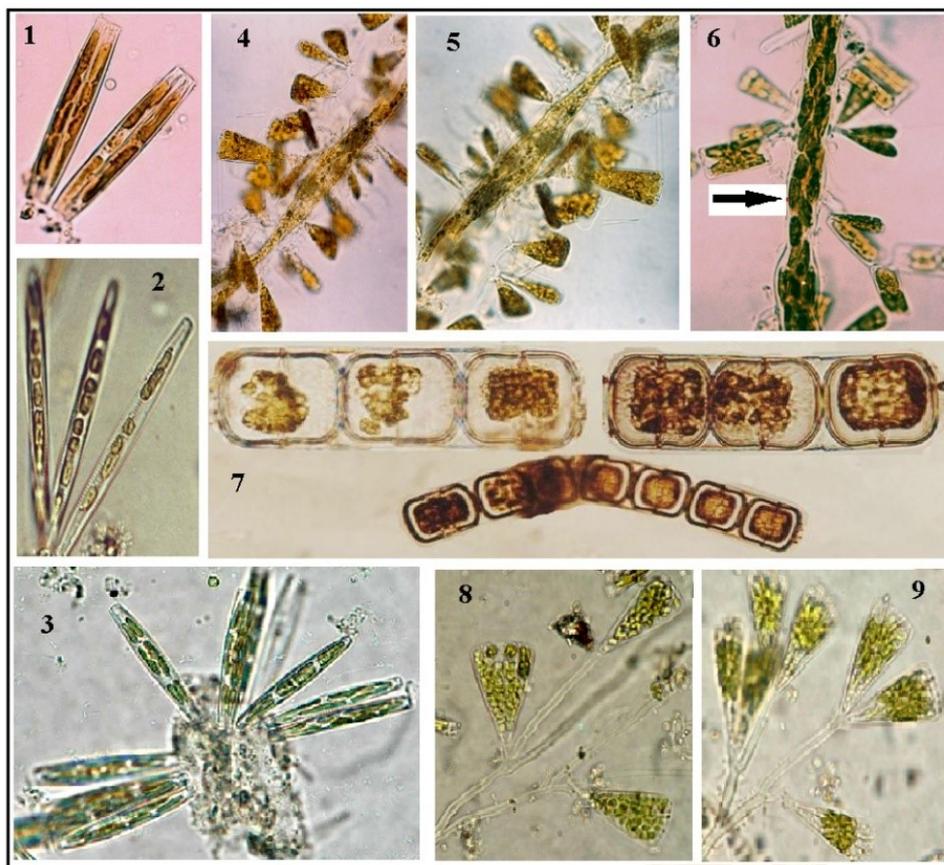
**Table 5.** Composition, ecological and geographical characteristics, and relative quantitative abundance of diatoms of microperiphyton from the device of controlled water flow (November 2019)

Таксон	Экологическая характеристика			Фитогеографическая характеристика	Количественное обилие
	Жизненная форма	Солёность	Сапробность		
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentepohl ex Roth) Grunow, 1880	Б	СМ	–	К	мс
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J. C. Lewin, 1964	БП	СМ	β	К	р
<i>Gomphonemopsis pseudexigua</i> (Simonsen) Medlin in Medlin & Round, 1986	Б	М	–	АБТ	нр
<i>Licmophora abbreviata</i> C. Agardh, 1831	Б	М	β	АБ	мс
<i>Licmophora flabellata</i> (Greville) C. Agardh, 1831	Б	М	β	БТ	нр
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C. Agardh, 1824	БП	СМ	α	АБТ	р
<i>Melosira moniliformis</i> var. <i>subglobosa</i> (Grunow) Hustedt, 1927	БП	СМ	α	АБ	нр
<i>Navicula directa</i> (W. Smith) Ralfs, 1861	Б	СМ	–	К	р
<i>Nitzschia hybrida</i> f. <i>hyalina</i> Proschkina-Lavrenko, 1963	БП	С	–	Бо	нр
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Ralfs, 1861	Б	М	–	К	р
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C. Agardh, 1832	БП	М	–	К	р
<i>Parlibellus delognei</i> (Van Heurck) E. J. Cox, 1988	Б	М	–	К	р
<i>Rhabdonema arcuatum</i> (Lyngbye) Kützing, 1844	БП	М	–	К	р
<i>Tabularia tabulata</i> (C. Agardh) Snoeijs, 1992	Б	СМ	α	К	нр

**Примечание.** Приуроченность к местообитанию: Б — бентосный; БП — бенто-планктонный. Отношение к солёности: М — морской; СМ — солоноватоводно-морской; С — солоноватоводный. Сапробиологическая приуроченность: α — альфа-мезосапробионт; β — бета-мезосапробионт. Фитогеографическая характеристика: К — космополит; АБ — аркто-бореальный; АБТ — аркто-бореально-тропический; БТ — бореально-тропический; Бо — бореальный. Относительное количественное обилие дано по шкале Вислоуха ([Диатомовые водоросли СССР..., 1974](#)): мс — массовое; ом — очень много; нр — нередко; р — редко.

**Note.** Confinement to habitat: Б – benthic; БП – benthic and planktonic. Confinement to salinity: М – marine; СМ – brackish-water and marine; С – brackish-water. Confinement to saprobiology: α – alpha-mesosaprobiont; β – beta-mesosaprobiont. Phytogeographic characteristics: К – cosmopolitan; АБ – arctic-boreal; АБТ – arctic-boreal-tropical; БТ – boreal-tropical; Бо – boreal. Relative quantitative abundance is given according to the Visloukh scale ([Diatomovye vodorosli SSSR..., 1974](#)): мс – mass; ом – a lot of; нр – often; р – rarely.

Максимального количественного развития достигали два вида колониальных диатомовых водорослей — *Berkeleya rutilans*, формирующая трубчатые слизистые макроколонии, и *Licmophora abbreviata*, развивающаяся на субстрате на ножках из полисахаридного матрикса (рис. 9). Количественное обилие этих видов в обрастании пластин из УРПВ оценено как «массовое». Оба этих вида — типичные эпифиты, образующие в естественных условиях взаимную связь с форофитом, каковая имеется у наземных растений с их эпифитами ([Рябушко, 2013](#)). Вышеуказанные виды являются основным компонентом диатомового перифитона антропогенных субстратов в акваториях залива Петра Великого Японского моря, а также побережья Японии ([Kasim & Mukai, 2006](#)), Китая ([Checklist of Marine Biota of Chinese Seas, 2008](#)) и Кореи ([Lee et al., 2015](#)).



**Рис. 9.** Общий вид колоний массовых видов диатомовых водорослей микроперифитона экспериментальных пластин из установки регулируемого потока воды и бухты Тихая Завод в ноябре 2019 г.: 1–3 — *Tabularia tabulata*; 4, 5, 8, 9 — *Licmophora abbreviata*; 6 — *Berkeleya rutilans* (стрелочкой указана трубчатая слизистая макроколлония этого вида); 7 — *Melosira lineata*

**Fig. 9.** View of the mass colonial forms of diatoms from microperiphyton on the experimental plates from the device of controlled water flow and the Tikhaya Zavod Bay in November 2019: 1–3 – *Tabularia tabulata*; 4, 5, 8, 9 – *Licmophora abbreviata*; 6 – *Berkeleya rutilans* (the arrow indicates the tubular mucous macrocolony of this species); 7 – *Melosira lineata*

Высокие количественные показатели диатомовых водорослей *B. rutilans* и *L. abbreviata* на экспериментальных пластинах из УРПВ обусловлены в первую очередь наличием благоприятных гидролого-гидрохимических условий. Так, в позднесенний период в большинстве мелководных бухт залива Петра Великого отмечены максимальные концентрации нитритов, нитратов, фосфатов и кремния — важнейших биогенных элементов, лимитирующих развитие диатомовых водорослей.

Обнаруженные в составе микроперифитона пластин из УРПВ виды диатомовых водорослей являются эвритермными — встречающимися круглогодично, независимо от температуры воды, поскольку в прибрежье залива Петра Великого поздней осенью водные массы подвержены существенному конвективному перемешиванию (Рябушко и Бегун, 2015).

Среди массовых видов с известной сапробиологической характеристикой в микроперифитоне пластин из УРПВ отмечена диатомовая водоросль *L. abbreviata* — бета-мезосапробионт и индикатор умеренного органического загрязнения вод. Массовое развитие этого вида и отсутствие индикаторов высокого органического загрязнения вод связано в первую очередь с отсутствием опреснения и антропогенной нагрузки в исследуемый период: забор воды для УРПВ осуществлялся на большей глубине и на удалении около 100 м от пирса.

На поверхности макрообрастания экспериментальных пластин, экспонированных с пирса МБС «Запад» ННЦМБ ДВО РАН в прибрежной зоне бухты Тихая Заводь, наблюдали светло-коричневый налёт толщиной около 1 мм. Микроскопирование показало, что налёт полностью состоит из макроколоний диатомовых водорослей. Зарегистрировано 12 видов и внутривидовых таксонов диатомей, также представленных различными жизненными формами: подвижными и неподвижными, прикреплёнными и свободноживущими, одиночными и колониальными (табл. 6). Количественный анализ микроперифитона экспериментальных пластин показал, что максимального развития достигали два колониальных вида диатомовых водорослей — *Melosira lineata* и *Odontella aurita*, относительное обилие которых оценено как «массовое» (рис. 9). Отмеченные виды являются бенто-планктонными, или тихопелагическими, способными обитать как в фитопланктоне, так и в микрофитобентосе, в составе обрастания каменистых грунтов и макрофитов, достигая массового развития поздней осенью и зимой (Рябушко, 2013). По данным исследований, проведённых ранее в акваториях залива Петра Великого Японского моря, указанные микроводоросли — неотъемлемый компонент перифитона экспериментальных пластин из разных материалов (Рябушко и Бегун, 2015). Остальные 10 видов диатомовых водорослей, зарегистрированных в микроперифитоне пластин из бухты Тихая Заводь (табл. 6), относятся к типичным эпифитам, развивающимся на макрофитах или твёрдых субстратах.

**Таблица 6.** Список видов, эколого-географическая характеристика и относительное обилие диатомовых водорослей микроперифитона пластин из бухты Тихая Заводь (ноябрь 2019 г.)

**Table 6.** Species list, ecological-geographical characteristics, and relative abundance of diatoms from microperiphyton on the plates from the Tikhaya Zavod Bay (November 2019)

Таксон	Экологическая характеристика			Фитогеографическая характеристика	Количественное обилие
	Жизненная форма	Солёность	Сапробность		
<i>Arachnodiscus ehrenbergii</i> J. W. Bailey ex Ehrenberg, 1849	БП	М	–	К	р
<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentepohl ex Roth) Grunow, 1880	Б	СМ	–	К	нр
<i>Cocconeis stauroneiformis</i> H. Okuno, 1957	Б	М	–	АБ	нр
<i>Gomphonemopsis pseudexigua</i> (Simonsen) Medlin in Medlin & Round, 1986	Б	М	–	АБТ	р
<i>Licmophora abbreviata</i> C. Agardh, 1831	Б	М	β	АБ	нр
<i>Licmophora flabellata</i> (Greville) C. Agardh, 1831	Б	М	β	БТ	р
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C. Agardh, 1824	БП	СМ	α	АБТ	мс
<i>Navicula directa</i> (W. Smith) Ralfs, 1861	Б	СМ	–	К	нр
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson) Ralfs, 1861	Б	М	–	К	р
<i>Odontella aurita</i> (Lyngbye) C. Agardh, 1832	БП	М	–	К	мс
<i>Rhabdonema arcuatum</i> (Lyngbye) Kützing, 1844	БП	М	–	К	р
<i>Tabularia tabulata</i> (C. Agardh) Snoeijs, 1992	Б	СМ	α	К	ом

**Примечание:** как к таблице 5.

**Note:** as for Table 5.

Среди видов с известной сапробиологической характеристикой в микроперифитоне пластин из бухты Тихая Заводь отмечено два вида альфа-мезосапробионтов — индикаторов высокого органического загрязнения вод. Это *M. lineata* и *T. tabulata*; количественно обилие последней оценено на уровне «очень много». Эти таксоны являются солоноватоводно-морскими видами-убиквистами с высокими индексами сапробности, толерантными к воздействию неблагоприятных условий среды (нефтяное, химическое и термальное загрязнения) и способными переходить от автотрофного питания к гетеротрофному или смешанному (Mitra et al., 2014).

В данной работе впервые показана созданная нами новая установка регулируемого потока воды, на которую уже получено положительное решение Роспатента. Проведённый нами эксперимент представляет собой иллюстрацию возможностей УРПВ. Результаты её испытания в различных по абиотическим условиям биотопах получены всего за два месяца. Столь большое отличие в составе обрастания пластин в условиях установки и открытой бухты Тихая Заводь можно объяснить следующим. Известно, что обрастание действующих судов наиболее быстро формируется во время стоянок в портах, где происходит успешное оседание личинок обрастателей на корпус судна (Marine Fouling and Its Prevention, 1952). На пластинах в условиях управляемого потока воды практически отсутствует зоообрастание, а в составе фитоперифитона отмечено лишь 2 вида зелёных водорослей и 12 видов диатомей. Следует вывод, что для успешного оседания личинок макрообрастания необходимо периодически останавливать поток воды, имитируя стоянку судна. Однако это уже задача нашей последующей работы.

Необходимо также учитывать возможность «артефакта», вносимого самой установкой, в частности негативного воздействия насоса на личинок обрастателей. Косвенным подтверждением их выживания после прохождения насосов водозабора ТЭЦ и балластных вод является последующее формирование полноценного обрастания. В то же время многочисленные литературные данные свидетельствуют о том, что значительное количество представителей зоопланктона травмируется при прохождении вод через промышленные системы охлаждения. Однако, как показывают результаты исследований, проведённых на водоёмах-охладителях Курской, Калининской и Смоленской АЭС (Суздалева и др., 2007), далеко не во всех пробах зоопланктона из районов сброса обнаружено заметное число травмированных особей. Общий процент травмированных в системе водоснабжения особей зоопланктона, весьма высокий в начальный период эксплуатации водоёма-охладителя, постепенно снижается. Например, в настоящее время в системе охлаждения Курской АЭС доля погибшего зоопланктона, как правило, не превышает 45 % от численности организмов на водозаборе. В большинстве случаев процент существенно ниже. В отдельные периоды гибель зоопланктона здесь составляет всего 3–5 %, что меньше, чем при выедании рыбами в естественных условиях. Так, если в начале эксплуатации доля погибшего зоопланктона в системе охлаждения Змиёвской ГРЭС (Украина) составляла 75–80 %, то в последующий период она снизилась до 20 %. Ни одним из авторов не была зарегистрирована 100%-ная гибель личинок обрастателей. Данный факт может послужить объяснением массового развития макрообрастания систем охлаждения предприятий после прохождения насосов: для его формирования вполне достаточно ограниченного количества личинок. В своём эксперименте мы пока не имеем представления о том, как установка воздействует на личинок обрастателей, и потому не можем игнорировать вероятность массовой гибели меропланктона после прохождения насосов. В данной ситуации необходимо дополнительное изучение адекватности нашей установки. Мы в ближайшее время планируем провести исследование выживания планктона после прохождения насосов созданной нами УРПВ.

**Заключение.** Представлена созданная нами новая установка регулируемого потока воды, получившая положительное решение Роспатента; проиллюстрированы её возможности. В ходе двухмесячного эксперимента по испытанию УРПВ в биотопах с различными абиотическими

условиями получены результаты, которые демонстрируют значительные отличия в составе обрастания пластин, экспонированных на установке и в открытой бухте Тихая Заводь.

В условиях УРПВ в сообществе обрастания доминируют диатомовые водоросли; зоокомпонент практически отсутствует. На пластинах из открытого залива представлено обычное для переменной ватерлинии судов либо осушной зоны гидротехнических сооружений сообщество зелёных водорослей *Ulva linza* и усоногих раков *Amphibalanus improvisus*. Последний является видом-интродуцентом; он успешно акклиматизирован в заливе Петра Великого. Статистический анализ доказывает кардинальные (качественные и количественные) различия ассоциаций обрастания пластин, экспонированных в бухте Тихая Заводь и на УРПВ; по сути, эти различия носят сукцессионный характер.

На экспериментальных пластинах из обоих исследованных районов зарегистрировано развитое сообщество микроперифитона, причём отмечены существенные различия в составе доминирующих таксонов, в их количественных показателях и сапробиологических характеристиках. Это связано главным образом с разной гидродинамикой управляемого потока и открытых вод, а также с уровнем эвтрофирования вод, который определяет развитие таксонов, толерантных к высокой биогенной нагрузке. На основании вышесказанного можно утверждать об эффективности использования созданной нами УРПВ для исследования закономерностей формирования сообществ обрастания в разных гидродинамических потоках. Основной практический вывод — то, что установка рекомендована для испытания и проверки свойств защитных покрытий на тестируемых субстратах, включая противообрастающие и антикоррозийные покрытия.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта «Комплексная программа фундаментальных научных исследований ДВО РАН «Дальний Восток» на 2018–2020 гг.» (№ 18-3-014, часть 2).*

**Благодарность.** Авторы выражают благодарность коллегам из ИАПУ ДВО РАН Ю. Н. Кульчину, Е. П. Субботину и А. И. Никитину и сотруднику ННЦМБ ДВО РАН А. Н. Николенко, принимавшим участие в организации работ и сборе материала. Также авторы благодарят сотрудника ДВНИГМИ А. В. Мощенко за помощь в статистической обработке материала.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Григорьева Н. И., Кашенко С. Д. Исследование межгодовой и сезонной изменчивости термогалинных условий в заливе Восток (залив Петра Великого, Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2010. Т. 162. С. 242–255. [Grigoryeva N. I., Kashenko S. D. Study on interannual and seasonal variations of thermohaline conditions in the Vostok Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2010, vol. 162, pp. 242–255. (in Russ.)]
2. *Диатомовые водоросли СССР. Ископаемые и современные*. Т. 1 / отв. ред. А. И. Прошкина-Лавренко. Ленинград : Наука, 1974. 402 с. [*Diatomovye vodorosli SSSR. Iskopaemye i sovremennye*. Vol. 1 / A. I. Proshkina-Lavrenko (Ed.). Leningrad : Nauka, 1974, 402 p. (in Russ.)]
3. Жадин В. И. *Методы гидробиологического исследования*. Москва : Высшая школа, 1969. 191 с. [Zhadin V. I. *Metody gidrobiologicheskogo issledovaniya*. Moscow : Vysshaya shkola, 1969, 191 p. (in Russ.)]
4. Звягинцев А. Ю. *Морское обрастание в северо-западной части Тихого океана*. Владивосток : Дальнаука, 2005. 432 с. [Zvyagintsev A. Yu. *Marine Fouling in the North-Western Part of the Pacific Ocean*. Vladivostok : Dal'nauka, 2005, 432 p. (in Russ.)]
5. Иващенко Э. А. Циркуляция вод залива Петра Великого // *Географические исследования шельфа дальневосточных морей*. Владивосток : Изд-во ДВГУ, 1993. С. 31–61. [Ivashchenko E. A. Tsirkulyatsiya vod zaliva Petra Velikogo. In: *Geograficheskie issledovaniya shel'fa dal'nevostochnykh morei*. Vladivostok : Izd-vo DVGU, 1993, pp. 31–61. (in Russ.)]
6. Остриков В. В., Звягинцев А. Ю., Михайлов С. Р., Метельская Р. Н., Пукас Г. П., Курдин А. В. *Судовое устройство для биологических и коррозионных испытаний* : Авт. свид-во № 1415626 от 08.04.1988. Москва : ВНИИПИ Гос. ком. СССР по делам изобрет. и откр.,

- [1988]. 3 с. [Ostrikov V. V., Zvyagintsev A. Yu., Mikhailov S. R., Metel'skaya R. N., Pukas G. P., Kurdin A. V. *Sudovoe ustroystvo dlya biologicheskikh i korrozionnykh ispytaniy* : Avt. svid-vo no. 1415626 ot 08.04.1988. Moscow : VNIPI Gos. kom. SSSR po delam izobret. i otkr., [1988], 3 p. (in Russ.)]
7. Патент № 2728490 Российская Федерация, МПК G01M 10/00, G01N 17/00 (2006.01). *Способ исследования свойств защитных покрытий в потоке морской воды и установка для его осуществления* : № 2019142558 : заявл. 16.12.2019 : опубл. 29.07.2020, Бюл. № 22 / Масленников С. И., Цветников А. К., Николенко А. Ю., Никитин А. И., Субботин Е. П. ; патентообладатели: ООО «Морской биотехнопарк», ООО «Владфорум». 2 с. [Patent no. 2728490 Rossiiskaya Federatsiya, MPK G01M 10/00, G01N 17/00 (2006.01). *Sposob issledovaniya svoistv zashchitnykh pokrytii v potoke morskoi vody i ustanovka dlya ego osushchestvleniya* : no. 2019142558 : appl. 16.12.2019 : publ. 29.07.2020, Byul. no. 22 / Maslennikov S. I., Tsvetnikov A. K., Nikolenko A. Yu., Nikitin A. I., Subbotin E. P. ; assignees: ООО "Morskoi biotekhnopark", ООО "Vladforum". 2 p. (in Russ.)]
  8. Рябушко Л. И. *Микрофитобентос Чёрного моря*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2013. 416 с. [Ryabushko L. I. *Microphytobenthos of the Black Sea*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2013, 416 p. (in Russ.)]
  9. Рябушко Л. И., Бегун А. А. *Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря*. Севастополь ; Симферополь : Н. Орианда, 2015. Т. 1. 288 с. [Ryabushko L. I., Begun A. A. *Diatoms of Microphytobenthos of the Sea of Japan*. Sevastopol ; Simferopol : N. Orianda, 2015, vol. 1, 288 p. (in Russ.)]
  10. *Состояние и устойчивость экосистем дальневосточных морей России* : отчёт о НИР / Тихоокеанский океанологический институт ; рук. Лобанов В. Б. Владивосток, 2001. 290 с. [*Sostoyanie i ustoychivost' ekosistem dal'nevostochnykh morei Rossii* : otchet o NIR. Tikhookeanskii okeanologicheskii institut ; ruk. Lobanov V. B. Vladivostok, 2001, 290 p. (in Russ.)]
  11. Суздалева А. Л., Попов А. В., Кучкина М. А., Фомин Д. В., Минин Д. В. Изменение химического состава воды и планктона при прохождении через систему технического водоснабжения АЭС // *Безопасность энергетических сооружений*. 2007. Вып. 16. С. 201–215. [Suzdaleva A. L., Popov A. V., Kuchkina M. A., Fomin D. V., Minin D. V. *Izmenenie khimicheskogo sostava vody i planktona pri prokhozhdenii cherez sistemu tekhnicheskogo vodosnabzheniya AES. Bezopasnost' energeticheskikh sooruzhenii*, 2007, vol. 16, pp. 201–215. (in Russ.)]
  12. Христофорова Н. К., Наумов Ю. А., Арзамасцев И. С. Тяжёлые металлы в донных осадках залива Восток (Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2004. Т. 136. С. 278–289. [Khristoforova N. K., Naumov Yu. A., Arzamastsev I. S. *Heavy metals in bottom sediments of Vostok Bay (Japan Sea)*. *Izvestiya TINRO*, 2004, vol. 136, pp. 278–289. (in Russ.)]
  13. Шитиков В. К., Розенберг Г. С. *Рандомизация и бутстреп: статистический анализ в биологии и экологии с использованием R*. Тольятти : Кассандра, 2013. 314 с. [Shitikov V. K., Rozenberg G. S. *Randomizatsiya i butstrep: statisticheskii analiz v biologii i ekologii s ispol'zovaniem R*. Tolyatti : Kassandra, 2014, 314 p. (in Russ.)]
  14. *Checklist of Marine Biota of Chinese Seas* / J. Y. Liu (Ed.). Beijing : Science Press, Academia Sinica, 2008, 1267 p.
  15. Fitzsimmons K. *Tilapia aquaculture in Mexico*. In: *Tilapia Aquaculture in the Americas* / B. A. Costa-Pierce, J. E. Rakocy (Eds). Baton Rouge : The World Aquaculture Society, 2000, vol. 2, pp. 171–183.
  16. Guiry M. D., Guiry G. M. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication. Galway : National University of Ireland, 2020. URL: <https://www.algaebase.org> [accessed: 03.12.2020].
  17. Kasim M., Mukai H. Contribution of benthic and epiphytic diatoms to clam and oyster production in the Akkeshi-ko estuary. *Journal of Oceanography*, 2006, vol. 62, pp. 267–281. <https://doi.org/10.1007/s10872-006-0051-9>
  18. Lee S. D., Yun S. M., Park J. S., Lee J. H. Floristic survey of diatom in the three Islands (Baeknyeong, Daecheong, Socheong) from Yellow Sea of Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 2015, vol. 38, iss. 4, p. 563–598. <https://doi.org/10.5141/ecoenv.2015.059>
  19. *Marine Fouling and Its Prevention* : prepared for Bureau of Ships, Naval Department

- / Woods Hole Oceanographic Institution. Menasha : Georg Banta Publ. Co., 1952, 388 p. (Contribution / Woods Hole Oceanographic Institution ; no. 580). <https://doi.org/10.1575/1912/191>
20. Mitra A., Flynn K. J., Burkholder M., Berge T., Calbet A., Raven J. A., Granéli E., Glibert P. M., Hansen P. J., Stoecker D. K., Thingstad F., Tillmann U., Våge S., Wilken S., Zubkov M. V. The role of mixotrophic protists in the biological carbon pump. *Biogeosciences*, 2014, vol. 11, iss. 4, pp. 995–1005. <https://doi.org/10.5194/bg-11-995-2014>
21. Patent no. US8245440B2 United States, IPC A01G31/00; A01G7/00; A01H13/00; *Aquaculture Raceway Integrated Design* : US82410610A.: appl. 25.06.2010 : publ. 21.08.2012 / M. Kacira, P. Li, R. D. Ryan, P. M. Waller ; appl. Arizona Board of Regents of University of Arizona. 2012. 1 p. <https://patents.google.com/patent/US8245440B2/en>
22. Pearce C. M., Daggett T. L., Robinson S. M. C. Effect of binder type and concentration on prepared feed stability and gonad yield and quality of the green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Aquaculture*, 2002, vol. 205, iss. 3–4, pp. 301–323. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(01\)00685-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(01)00685-8)

## STUDY OF FOULING COMMUNITIES SUCCESSION UNDER CONDITIONS OF THE DEVICE OF CONTROLLED WATER FLOW

A. Yu. Zvyagintsev<sup>1</sup>, S. I. Maslennikov<sup>1</sup>, A. K. Tsvetnikov<sup>2</sup>,  
A. A. Begun<sup>1</sup>, and N. I. Grigoryeva<sup>1</sup>

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

<sup>2</sup>Institute of Chemistry, FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

E-mail: [ayzvyagin@gmail.com](mailto:ayzvyagin@gmail.com)

For testing the anticorrosive and antifouling protective coatings, a ground stand is developed: the device of controlled water flow. The relevance of the study is undeniable, given the practical significance of the problem. The stand is connected to the main of sea running water. The device makes it possible to imitate the motion of aqueous flow around the vessel, thus simulating the conditions of moving amphibious facility. The aim of this work is to present for the first time the new device, created by us, which received a positive decision of Rospatent (Federal Service for Intellectual Property). For two months, full-scale field tests were carried out. They have showed essential qualitative and quantitative differences in the composition of fouling communities on the experimental plates, placed into the device of controlled water flow and suspended in the water column on the pier of the Zapad marine biological station of the National Scientific Center of Marine Biology, FEB RAS. Benthic diatoms predominate in the periphyton community under the conditions of the device of controlled water flow; there is practically no zoofouling. Phytocenosis of green algae, which is common for a vessel variable loadline or a hydraulic structure drainage zone, is presented on the plates from the open bay. The efficiency of using the device of controlled water flow, created by us, is shown for studying the patterns of formation of the fouling communities in different hydrodynamic flows. The main practical conclusion is that the device can be used to verify the properties of protective coatings on the substrates tested, *inter alia* antifouling and anticorrosive coatings.

**Keywords:** device, controlled flow, fouling community, green algae, diatoms



УДК 594.121/.124-155.7

**ПЕРВОЕ ОБНАРУЖЕНИЕ МОЛЛЮСКА-КАМНЕТОЧЦА  
*PETRICOLA LITHOPHAGA* (RETZIUS, 1788)  
В СТВОРКАХ КУЛЬТИВИРУЕМЫХ В КРЫМУ УСТРИЦ  
*CRASSOSTREA GIGAS* (THUNBERG, 1793)  
(ЗАЛИВ ДОНУЗЛАВ, ЧЁРНОЕ МОРЕ)**

© 2021 г. М. А. Ковалёва, О. Ю. Вялова

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей  
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация  
E-mail: [kovalmargarita@mail.ru](mailto:kovalmargarita@mail.ru)

Поступила в редакцию 06.02.2020; после доработки 06.02.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

За последние годы значительно увеличилось количество ферм по выращиванию моллюсков у берегов Крыма и Кавказа. Культивирование тихоокеанской устрицы *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) требует проведения мониторинга здоровья моллюсков и паразитологического контроля морских ферм. Целью данной работы было изучить видовой состав эпибионтов и эндобионтов, ассоциированных с раковинами культивируемых устриц *C. gigas*, а также выявить виды, повреждающие раковины. Товарные устрицы с визуальными повреждениями раковины собраны на морской ферме в заливе Донузлав (Крым, Чёрное море) и доставлены для дальнейшего изучения в лабораторию в живом виде охлаждёнными. В результате обследования 22 устриц обнаружены 14 видов макрозообентоса и экземпляры живых моллюсков-камнеточцев *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788). Размеры моллюсков-камнеточцев варьировали от 9 до 16 мм, возраст составлял около двух лет. Длительное нахождение *P. lithophaga* внутри створок устриц может вызывать деградацию известкового слоя раковины и даже гибель моллюска-хозяина; данный факт имеет большое значение для марикультуры Чёрного моря. Принимая в расчёт годовой цикл развития камнеточца-петриколы, в период массового оседания его личинок (с июля по октябрь) можно рекомендовать проводить осмотр раковин культивируемых устриц. Выполнение дальнейших детальных исследований позволит разработать мероприятия по профилактике и защите двустворчатых моллюсков от заражения камнеточцем *P. lithophaga*.

**Ключевые слова:** марикультура, комменсалы, инфауна, перфорирование раковины, устрицы, Чёрное море

*Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) — эвригалинный вид, устойчивый к изменениям солёности в широком диапазоне 12–34 ‰; крупные особи выдерживают даже кратковременное опреснение. Благодаря своей толерантности к солёности, данный вид устриц является одним из самых популярных объектов марикультуры в мире. С середины XX века *C. gigas* активно культивируют в Чёрном море, у берегов Крыма и Кавказа (Холодов и др., 2010). Основная проблема, с которой сталкиваются морские фермеры, — угроза возникновения эпизоотий, способных нанести урон морским хозяйствам. Паразитарное заражение может приводить к ухудшению внешнего вида и истончению раковины, угнетению роста культивируемых моллюсков и даже к их гибели.

Известно, что в Чёрном море на раковинах устриц возрастом около одного года и размерами более 3–4 см можно обнаружить несколько видов сверлильщиков, таких как губки семейства Clionidae [*Pione vastifica* (Hancock, 1849)], полихеты семейства Spionidae [*Polydora websteri* Hartman in Loosanoff & Engle, 1943 и *Polydora ciliata* (Johnston, 1838)] и др. (Милашевич, 1916; Пиркова и Дёменко, 2008). Необходимость паразитологического контроля марикультурных хозяйств, детального исследования биологии и видового состава потенциальных паразитов и комменсалов культивируемых моллюсков, а также их распространения в районах марихозайств становится очевидной и актуальной.

Цель данной работы — изучить видовой состав эпибионтов и эндобионтов, которые ассоциированы с раковинами товарных устриц *C. gigas*, культивируемых в заливе Донузлав (Чёрное море), а также выявить виды — перфораторы раковин и оценить общее состояние створок и степень их поражения.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектом исследования были двустворчатые моллюски *C. gigas*, выращенные на устричной ферме в заливе Донузлав. Эта морская акватория находится в западной части Крыма и врзается вглубь суши на 30 км. Устричная ферма расположена в центральной части залива (45°23.7'N, 33°07.1'E) (рис. 1). Глубина под фермой составляет 5–15 м. Устриц выращивали в подвесной культуре, в садках по 100–150 штук на глубине 2–3 м.

В октябре 2019 г. было отобрано 22 экз. товарных устриц, на раковинах которых при предварительном осмотре отмечены повреждения. В лаборатории измерены линейные параметры раковин и определён живой вес каждой устрицы. Высота устрицы оценена как максимальное расстояние между замком раковины и растущей кромкой. Длина раковины измерена в самой широкой её части, перпендикулярно высоте (Nair & Nair, 1986). Сначала с поверхности раковин были собраны все обрастатели для дальнейшей видовой идентификации, и только затем были извлечены моллюски-камнеточцы, находящиеся внутри раковин устриц. Некоторые экземпляры макрозообентоса были определены до вида (Киселёва, 2004).



**Рис. 1.** Район обнаружения *Petricola lithophaga* в створках *Crassostrea gigas* (залив Донузлав, Чёрное море). Стрелкой указано расположение морской фермы

**Fig. 1.** Area of *Petricola lithophaga* finding in *Crassostrea gigas* valves (the Donuzlav Bay, the Black Sea). The arrow indicates mariculture farm location

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Всего исследовано 22 экз. *C. gigas* с высотой раковины 65–150 мм и весом 38–151 г. На створках устриц обнаружено и идентифицировано 14 видов макрозообентоса: полихеты *Nereis zonata* Malmgren, 1867, *Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne Edwards, 1834), *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873), *Dorvillea rubrovittata* (Grube, 1855), *Prionospio cirrifera* Wirén, 1883, *Polydora websteri* Hartman in Loosanoff & Engle, 1943 и Phyllodocidae g. sp.; моллюски *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778), *Rissoa parva* (da Costa, 1778), *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Modiolula phaseolina* (Philippi, 1844) и *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788); ракообразные *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854). Кроме того, зарегистрированы представители губок, мшанок, турбеллярий и немертин, которых не удалось идентифицировать.

В полостях на внешней стороне створок устриц размером 95–145 мм обнаружено 7 экз. камнеточца *P. lithophaga* с длиной раковины от 9 до 16 мм. В пяти устрицах зафиксировано по 1 экз. камнеточца в каждой, в одной — 2 (табл. 1). Таким образом, число устриц, поражённых петриколой, составило 27 % от общего количества исследованных особей.

**Таблица 1.** Морфометрические параметры устриц *C. gigas* и обнаруженных в них камнеточцев *P. lithophaga*

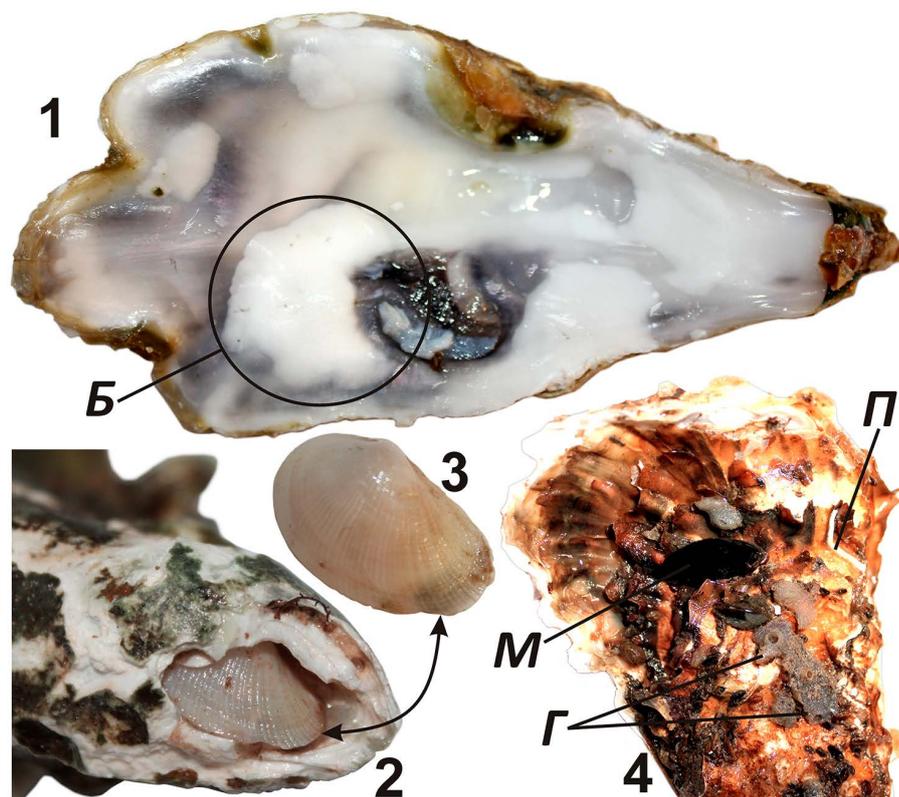
**Table 1.** Morphometric characteristics of oysters *C. gigas* and rock-boring molluscs *P. lithophaga*, found inside their shells

№	Высота раковины устрицы, мм	Длина раковины устрицы, мм	Общий вес моллюска, г	Количество <i>P. lithophaga</i> , экз. в 1 устрице	Длина раковины <i>P. lithophaga</i> , мм
1	95	45	65	1	9
2	110	40	80	1	12
3	110	40	81	1	16
4	120	65	100	1	12
5	130	60	110	1	14
6	145	55	98	2	13,11

В поражённых *P. lithophaga* створках *C. gigas* отмечены усиленное отложение кальция на внутренней поверхности, в местах проникновения сверлильщика, и образование характерных округлых возвышений (блистеров). Внутри блистеров обнаружены живые моллюски-камнеточцы. Крупные камнеточцы сильно истончили створку и были хорошо заметны при осмотре внутренней стороны раковины (рис. 2). Все найденные петриколы располагались в центральной части раковины устрицы или возле её замка.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Ранее среди паразитов и вредителей *C. gigas* были отмечены представители различных таксономических групп: вирусы, бактерии, паразитические грибы и простейшие, гельминты, моллюски и ракообразные (Гаевская и Лебедовская, 2010). В этот список входят и виды, объединённые в особую экологическую группу, — перфораторы раковин. Среди опасных для *C. gigas* видов наиболее известны представители семейств Clionaidae (губки), Spionidae (полихеты), а также некоторые Mollusca. Деятельность перфораторов не только отражается на общем состоянии поражённых моллюсков, но и ухудшает внешний вид раковин устриц, что снижает их коммерческую ценность.



**Рис. 2.** *Petricola lithophaga* в створках *Crassostrea gigas*:

1 — внутренняя сторона створки устрицы;  
2 — раковина устрицы, поражённая камнеточцем;  
3 — внешний вид *P. lithophaga* (длина раковины — 13 мм);  
4 — обрастания створок устрицы.

Обозначения:

Б — blister (аномальное образование на створке устрицы в месте проникновения камнеточца);

Г — губки;

П — полихеты;

М — мидии

**Fig. 2.** *Petricola lithophaga* inside *Crassostrea gigas* valves:

1 – inner side of oyster valve;

2 – oyster shell, damaged by a rock-borer;

3 – *P. lithophaga* appearance (shell length of 13 mm);

4 – biofoulers on oyster shell.

Abbreviations:

Б – blister (abnormal formation on oyster valve at rock-borer penetration site);

Г – sponges;

П – polychaetes;

М – mussels

Особый интерес вызывает обнаружение нами моллюска-камнеточца *P. lithophaga* в раковинах устриц в условиях акватории Крымского полуострова. Плотные створки *C. gigas* послужили субстратом для данного вида инфауны, который обычно обитает внутри твёрдых грунтов, таких как известняк, мергель и др. (Милашевич, 1916).

В Чёрном море известно четыре вида моллюсков-камнеточцев: *Pholas dactylus* Linnaeus, 1758, *Barnea candida* (Linnaeus, 1758), *Rocellaria dubia* (Pennant, 1777) и *P. lithophaga* (Голиков и Старобогатов, 1972). Зарегистрированы единичные случаи находок *P. lithophaga* и *R. dubia* в створках черноморских мидий и устриц (Гаевская, 2006 ; Холодковская, 2003). Камнеточец *P. lithophaga* в створках устриц *C. gigas*, культивируемых в Крыму, обнаружен впервые.

Ареал *P. lithophaga* — Атлантическое побережье Европы и север Африки (на север распространён до Англии, на юг — до Марокко), а также Средиземное, Эгейское, Мраморное и Чёрное моря (Голиков и Старобогатов, 1972). В Средиземноморском бассейне вид исследован слабо и фигурирует в литературе, как правило, только в общих списках бентосных животных (Crocetta et al., 2013 ; Ricci et al., 2015 ; Sen et al., 2010 ; Zenetos et al., 2005). У побережья

Крымского полуострова этот вид обнаружен в зоне верхней сублиторали в биотопе известняковых валунов в акваториях вблизи п-ова Тарханкут, г. Севастополя, Карадагского природного заповедника и бух. Двужорная (Ковалёва, 2012 ; Kovalyova, 2015). Уровень наносимого камнеточцем-петриколой вреда во многом обусловлен плотностью его поселения. Известно, что в биотопах, наиболее подходящих для жизни этого моллюска, он может достигать довольно высокой плотности. В Чёрном море его максимальное количество зарегистрировано в бухте Севастопольская: плотность и биомасса составили в среднем  $(185 \pm 15)$  экз.·м<sup>-2</sup> и  $(144,7 \pm 12)$  г·м<sup>-2</sup> соответственно (Ковалёва, 2012). В каменистых субстратах акватории Донузлава *P. lithophaga* ранее не была обнаружена; количественных данных по этому моллюску в указанном районе нет.

Максимальная зафиксированная длина раковины *P. lithophaga* — 30 мм (Голиков и Старобогатов, 1972). Ранее установлено, что в возрасте одного года этот вид имеет раковину размером 7–10 мм (Kovalyova, 2017). Обнаруженные нами особи были заметно крупнее (9–16 мм); возраст их, возможно, составлял около двух лет. Вероятно, личинки *P. lithophaga* осели на раковины устриц практически сразу после появления последних на ферме в 2017 г. Высота раковины устриц (Лисицкая и др., 2010 ; Пиркова и Дёменко, 2008) в то время составляла не более 20–35 мм.

Длительное нахождение *P. lithophaga* внутри створок устриц может вызывать вначале деградацию известкового слоя раковины, а в дальнейшем — гибель моллюска-хозяина. В литературе описан случай обнаружения двустворчатого моллюска-сверлильщика *R. dubia* в створках *Venus verrucosa* Linnaeus, 1758 (Trigui El-Menif et al., 2005). Авторы указывают, что наличие просверлённых полостей увеличивает риск заражения моллюска-хозяина патогенными организмами, а также делает его уязвимым для хищников. Высказано предположение, что между моллюском-паразитом и моллюском-хозяином даже могут возникать некоторые формы конкуренции за питание, особенно в случаях, когда их сифоны находятся в непосредственной близости друг от друга. Негативное влияние паразитирующих моллюсков также может заключаться в том, что по мере роста камнеточца моллюску-хозяину приходится прилагать всё большие усилия при движении створок для обеспечения своей жизнедеятельности. Кроме того, некоторые камнеточцы [*P. lithophaga* входит в их число (Morton & Scott, 1988)] при сверлении норки выделяют кислый секрет, действие которого на моллюска-хозяина пока остаётся неизученным.

**Заключение.** Факт обнаружения камнеточца *P. lithophaga* на морской ферме, расположенной в заливе Донузлав, не только представляет научный интерес, но и имеет важное прикладное значение для марикультуры Чёрного моря. Прибрежные акватории Крыма характеризуются наличием благоприятных условий для увеличения количества морских ферм и объёмов выращивания двустворчатых моллюсков. Различные повреждения раковин, например их перфорация, могут приводить не только к ухудшению товарного вида устриц, но и к их гибели. В таких условиях становятся актуальными мониторинговые исследования паразитологического благополучия культивируемых моллюсков. Случай обнаружения камнеточцев в раковинах живых устриц на морской ферме свидетельствует о необходимости дальнейшего изучения этого явления, а также разработки методов комплексной диагностики, профилактики заражения камнеточцами и защиты выращиваемых моллюсков. Детальное исследование цикла развития моллюсков-камнеточцев позволит спрогнозировать сроки их появления на прибрежных морских фермах и сроки проведения профилактических мероприятий для сохранения культивируемых устриц.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890074-2).*

**Благодарность.** Авторы выражают благодарность с. н. с. к. б. н. Н. А. Болтачёвой за определение полихет и н. с. к. б. н. А. А. Надольному — за помощь в оформлении рисунков.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Гаевская А. В. *Паразиты, болезни и вредители мидий (Mytilus, Mytilidae). II. Моллюски (Mollusca)*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. 100 с. [Gaevskaya A. V. *Parasite, Diseases, and Pests of Mussels (Mytilus, Mytilidae). II. Mollusca*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2006, 100 p. (in Russ.)]
2. Гаевская А. В., Лебедевская М. В. *Паразиты и болезни гигантской устрицы (Crassostrea gigas) в условиях культивирования*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2010. 218 с. [Gaevskaya A. V., Lebedovskaya M. V. *Parasites and Diseases of the Giant Oyster (Crassostrea gigas) in Aquaculture*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2010, 218 p. (in Russ.)]
3. Голиков А. Н., Старобогатов Я. И. *Определитель фауны Чёрного и Азовского морей*. Киев : Наукова думка, 1972. Т. 3. 166 с. [Golikov A. N., Starobogatov Ya. I. *Opredelitel' fauny Chernogo i Azovskogo morei*. Kyiv : Naukova dumka, 1972, vol. 3, 166 p. (in Russ.)]
4. Киселёва М. И. *Многощетинковые черви (Polychaeta) Чёрного и Азовского морей*. Апатиты : Изд-во Кольского научного центра РАН, 2004. 409 с. [Kiseleva M. I. *Polychaetes (Polychaeta) of the Black and Azov seas*. Apatity : Izd-vo Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN, 2004, 409 p. (in Russ.)]
5. Ковалёва М. А. Предварительные данные о распределении моллюска-камнеточца *Petricola lithophaga* (Philippson 1788) у западного берега Крыма // *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка*. 2012. Т. 51, № 2. С. 132–136. [Kovalyova M. A. Preliminary data on the distribution of the rock-boring mollusk *Petricola lithophaga* (Philippson 1788) along the western coast of Crimea. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka*, 2012, vol. 51, no. 2, pp. 132–136. (in Russ.)]
6. Лисицкая Е. В., Болтачёва Н. А., Лебедевская М. В. Новый для фауны Украины вид – *Polydora websteri* (Hartman, 1943) (Polychaeta: Spionida) из прибрежных вод Крыма (Чёрное море) // *Морской экологический журнал*. 2010. Т. 9, № 2. С. 74–80. [Lisitskaya E. V., Boltachova N. A., Lebedovskaya M. V. New Ukrainian fauna species *Polydora websteri* (Hartman, 1943) (Polychaeta: Spionida) from the coastal waters of Crimea (Black Sea). *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2010, vol. 9, no. 2, pp. 74–80. (in Russ.)]
7. Милашевич К. О. *Фауна России и сопредельных стран* : в 6 т. Петроград : Типография Императорской академии наук, 1916. Т. 1. Моллюски русских морей : Моллюски Чёрного и Азовского морей. 312 с. [Milashevich K. O. *Fauna Rossii i sopredel'nykh stran* : in 6 vol. Petrograd : Tipografiya Imperatorskoj akademii nauk, 1916. Vol. 1. Molluski russkikh morei : Molluski Chernogo i Azovskogo morei, 312 p. (in Russ.)]
8. Пиркова А. В., Дёменко Д. П. Случаи раковинной болезни у гигантской устрицы *Crassostrea gigas* (Bivalvia), культивируемой в Чёрном море // *Биология моря*. 2008. Т. 34, № 5. С. 359–364. [Pirkova A. V., Demenko D. P. Cases of shell disease in the giant oyster *Crassostrea gigas* (Bivalvia) cultivated in the Black Sea. *Biologiya morya*, 2008, vol. 34, no. 5, pp. 359–364. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S1063074008050076>
9. Холодковская Е. В. Итоги изучения фауны симбионтов промысловых черноморских двустворчатых моллюсков // *Экология моря*. 2003. Вып. 63. С. 66–72. [Kholodkovskaja E. V. Study of symbionts faunae of commercial Black Sea bivalve mollusks. *Ekologiya morya*, no. 63, pp. 66–72. (in Russ.)].
10. Холодов В. И., Пиркова А. В., Ладыгина Л. В. *Выращивание мидий и устриц в Чёрном море* / под ред. В. Н. Еремеева ; НАН Украины, Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского. Севастополь : [DigitPrint], 2010. 424 с. [Kholodov V. I., Pirkova A. V., Ladygina L. V. *Cultivation of Mussels and Oysters in Black Sea* / V. N. Eremeev (Ed.) ; A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of the National Academy of Sciences of Ukraine. Sevastopol : [DigitPrint], 2010, 424 p. (in Russ.)]
11. Crocetta F., Bitar G., Zibrowius H., Olive-rio M. Biogeographical homogeneity in the eastern Mediterranean Sea. II. Temporal variation in Lebanese bivalve biota. *Aquatic Biology*, 2013, vol. 19, no. 1, pp. 75–84. <https://doi.org/10.3354/ab00521>

12. Kovalyova M. A. Morphometric features of the shell and distribution of *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788) (Mollusca: Veneridae) along the Crimean coast (Black Sea). *Acta Zoologica Bulgarica*, 2015, vol. 67, no. 4, pp. 587–590.
13. Kovalyova M. Reproductive biology of the rock-borer *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788) (Bivalvia: Veneridae) in the Black Sea. *Molluscan Research*, 2017, vol. 37, iss. 3, pp. 159–166. <https://doi.org/10.1080/13235818.2017.1279475>
14. Morton B., Scott P. J. B. Evidence for chemical boring in *Petricola lapicida* (Gmelin, 1791) (Bivalvia: Petricolidae). *Journal of Molluscan Studies*, 1988, vol. 54, iss. 2, pp. 231–237. <https://doi.org/10.1093/mollus/54.2.231>
15. Nair N. U., Nair N. B. Height-Length relation of shells in the Indian blackwater oyster *Crassostrea madrasensis* (Preston) of the Cochin Harbour. *Fishery Technology*, 1986, vol. 1, no. 231, pp. 27–31. <http://aquaticcommons.org/18508>
16. Trigui El-Menif N., Guezzi Y., Le Pennec M., Boumaiza M., Le Pennec G. Infestation of the clam *Venus verrucosa* by Sipunculoidea and the lithophagus bivalve, *Gastrochaena dubia*. *Acta Adriatica*, 2005, vol. 46, no. 1, pp. 83–90. <https://hrcak.srce.hr/81>
17. Ricci S., Antonelli F., Sacco Perasso C. Aspects of biodeterioration of lapideous submerged artefacts: 3D methodologies application. *ISPRS – International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 2015, vol. 40/5W5, pp. 191–194. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-5-W5-191-2015>
18. Sen S., Sivrikaya H., Yalcin M., Bakir A. K., Ozturk B. Fouling and boring organisms that deteriorate various European and tropical woods at Turkish seas. *African Journal of Biotechnology*, 2010, vol. 9, no. 17, pp. 2566–2573.
19. Zenetos A., Vardala-Theodorou E., Alexandrakis C. Update of the marine Bivalvia Mollusca checklist in Greek waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2005, vol. 85, iss. 4, pp. 993–998. <https://doi.org/10.1017/S0025315405012014>

**THE FIRST RECORD  
OF ROCK-BORING MOLLUSC *PETRICOLA LITHOPHAGA* (RETZIUS, 1788)  
INSIDE THE VALVES OF OYSTERS *CRASSOSTREA GIGAS* (THUNBERG, 1793),  
CULTIVATED IN CRIMEA (THE DONUZLAV BAY, THE BLACK SEA)**

**M. A. Kovalyova and O. Yu. Vyalova**

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation  
E-mail: [kovalmargarita@mail.ru](mailto:kovalmargarita@mail.ru)

The number of mollusc farms off the coast of Crimea and the Caucasus has increased significantly in recent years. The cultivation of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) requires monitoring of mollusc health and parasitological control of mariculture farms. The aim of this work was to study species composition of epibionts and endobionts, associated with shells of cultivated oyster *C. gigas*, as well as to identify species, damaging shells. Commercial oysters with visual shell damage were collected on a mariculture farm in the Donuzlav Bay (Crimea, the Black Sea) and brought to the laboratory alive chilled. As a result of 22 oysters' examination, 14 macrozoobenthos species and live specimens of rock-boring mollusc *Petricola lithophaga* (Retzius, 1788) were found. The size of rock-borers varied 9 to 16 mm; their age was about two years. Prolonged presence of *P. lithophaga* inside oyster valves can cause degradation of shell calcareous layer and even death of the mollusc host; this fact is of great importance for the Black Sea mariculture. Considering *P. lithophaga* annual development cycle, during the period of mass larval settlement (July to October), it is recommended to inspect the shells of cultivated oysters. Further detailed studies will allow to develop measures for prevention and protection of bivalve molluscs from infestation with *P. lithophaga*.

**Keywords:** mariculture, commensals, infauna, shell boring, oysters, Black Sea



УДК [504.5:620.267](261.243)

## ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ МОРСКОЙ СРЕДЫ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ЛЕНИНГРАДСКОЙ АЭС ПО ДАННЫМ МНОГОЛЕТНЕГО МОНИТОРИНГА (1973–2019)

© 2021 г. **И. И. Крышев, Т. Г. Сазыкина, Н. Н. Павлова, И. В. Косых,  
А. А. Бурякова, А. И. Крышев**

Научно-производственное объединение «Тайфун», Обнинск, Российская Федерация  
E-mail: [kryshev@rpatyphoon.ru](mailto:kryshev@rpatyphoon.ru)

Поступила в редакцию 05.11.2020; после доработки 17.12.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

Целью работы было оценить радиоэкологическое состояние морского водоёма — охладителя Ленинградской АЭС — Копорской губы Финского залива. Согласно международным основным нормам безопасности, принятым на генеральной конференции МАГАТЭ, этот вопрос имеет особую актуальность в связи с необходимостью обоснования защиты от промышленного радиационного воздействия не только человека, но и окружающей среды. Как исходные материалы для оценки использованы данные многолетнего мониторинга (1973–2019) содержания радионуклидов в морской воде, донных отложениях и гидробионтах в зоне наблюдения Ленинградской АЭС. В качестве показателей радиационного состояния морской среды применены контрольные уровни содержания радионуклидов в морской воде и донных отложениях, порядок расчёта которых определён в Рекомендациях Росгидромета Минприроды России Р 52.18.852-2016 и Р 52.18.873-2018. В этих рекомендациях, разработанных специалистами ФГБУ НПО «Тайфун», представлена методика оценки радиоэкологического состояния морской среды по уровню активности радионуклидов на основе принципов, обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды и морских гидробионтов, а также радиационную защиту человека. При наличии в морской среде смеси радионуклидов должно быть выполнено условие непревышения единицы для суммы отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде (донных отложениях) к соответствующим значениям контрольных уровней. По данным мониторинга в ранний период эксплуатации АЭС (1973–1985), в компонентах морской экосистемы присутствовал широкий спектр техногенных радионуклидов. Наряду с  $^{137}\text{Cs}$  заметный вклад в загрязнение морской воды и донных отложений вносили  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{60}\text{Co}$ , контрольные уровни для которых в морской воде, в отличие от таковых  $^{137}\text{Cs}$ , определяются по экологическому, а не радиационно-гигиеническому критерию. Зарегистрировано присутствие техногенных радионуклидов в водорослях на расстоянии свыше 10 км от АЭС. Отмечен биогенный перенос коррозионных радионуклидов ( $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ) рыбой в реку, впадающую в Копорскую губу. Чернобыльская авария привела к заметному увеличению загрязнения Копорской губы техногенными радионуклидами. По сравнению с доаварийным периодом значение суммы отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде к соответствующим значениям контрольных уровней в мае — декабре 1986 г. возросло в 100 раз, а в донных отложениях — в 30 раз. Основной вклад в загрязнение компонент морской экосистемы в 1986 г. вносили  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . В настоящее время загрязнение морской воды и донных отложений Копорской губы определяется в основном  $^{137}\text{Cs}$  и находится, по данным наблюдений, на относительно постоянном уровне, свидетельствующем о стабильности радиоэкологической обстановки в морском водоёме — охладителе АЭС.

**Ключевые слова:** Копорская губа Финского залива, Ленинградская АЭС, радиоэкологический мониторинг, морская вода, донные отложения, контрольные уровни радионуклидов, экологический и радиационно-гигиенический критерии, интегральный показатель загрязнения, многолетняя динамика

В соответствии с современной парадигмой радиационной безопасности, не только человек, но и другие организмы должны быть защищены от радиационных рисков; при этом необходимо подтверждать (а не исходить из предположения), что окружающая среда защищена от промышленного радиационного воздействия (Крышев и Сазыкина, 2013, 2014 ; *Radiation Protection...*, 2014).

Ленинградская АЭС (далее — ЛАЭС) расположена в 80 км на запад от г. Санкт-Петербурга, на побережье Копорской губы Финского залива Балтийского моря. Копорскую губу используют в качестве водоёма-охладителя ЛАЭС с 1973 г. В настоящее время на атомной станции эксплуатируются два энергоблока с реакторами РБМК-1000 и один энергоблок с реактором ВВЭР-1200. В 2021 г. планируется пуск ещё одного энергоблока с реактором ВВЭР-1200. Два энергоблока с реакторами РБМК-1000 остановлены для вывода из эксплуатации. Деятельность ЛАЭС сопровождается выбросами радиоактивных веществ в атмосферу и сбросами в морскую среду. В этом районе расположены и другие предприятия атомно-промышленного комплекса — Научно-исследовательский технологический институт имени А. П. Александрова с комплексом экспериментальных ядерных установок, а также Ленинградское отделение филиала «Северо-Западный территориальный округ» «Федеральный экологический оператор», осуществляющее переработку и хранение радиоактивных отходов.

К настоящему времени накоплен уникальный опыт организации радиоэкологического мониторинга окружающей среды в районе расположения ЛАЭС, в том числе морского водоёма — охладителя, в который осуществляются сбросы радиоактивных веществ и на который воздействует комплекс нерадиационных факторов (тепловой сброс, химическое загрязнение, эвтрофирование, механическое травмирование организмов в водозаборных устройствах АЭС) (Крышев, 2017 ; Крышев и Рязанцев, 2010 ; *Эколого-геофизические аспекты...*, 1992). Территориально объектом мониторинга стал морской водоём — охладитель, а также прилегающая к нему территория водосборного бассейна с впадающими в Копорскую губу реками.

Копорская губа Финского залива площадью 255 км<sup>2</sup> относится к типу мелких полузамкнутых водоёмов с протяжённой границей водораздела с основной акваторией. Солёность воды изменяется в пределах 2–4 ‰. Дно водоёма в основном песчаное, местами встречаются илы и камни. Средняя глубина — около 12 м. Максимальные глубины (до 27 м) отмечены на границе с основной акваторией. Сброс нагретых вод ЛАЭС направлен в восточную часть Копорской губы площадью около 50 км<sup>2</sup> и средней глубиной 5 м. В восточную часть водоёма впадают три реки (Систа, Коваши и Воронка) с общим среднесуточным расходом воды около 10 м<sup>3</sup>·с<sup>-1</sup>. С учётом загрязнённости рек промышленно-бытовыми стоками можно считать, что именно эта часть Копорской губы (используемая как водоём-охладитель) наиболее подвержена влиянию антропогенных факторов в районе ЛАЭС.

Целью нашей работы было оценить радиоэкологическое состояние морского водоёма — охладителя Ленинградской АЭС (Копорская губа Финского залива) на основе данных многолетнего радиоэкологического мониторинга (1973–2019) и критериев, обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды и морских гидробионтов, а также радиационную защиту человека.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

**Радиоэкологический мониторинг.** На протяжении более чем 47 лет природоохранные подразделения Росгидромета, Научно-исследовательского технологического института, Радиового института и Ленинградской АЭС проводят наблюдения за содержанием техногенных

радионуклидов в морской воде, донных отложениях и морской биоте Копорской губы Финского залива (Блинова, 1998 ; Бондаренко и др., 2013 ; Вакуловский и Никитин, 1984 ; Крышев, 2017 ; Крышев и Блинова, 1991 ; Крышев и Рязанцев, 2010 ; Радиационная обстановка..., 1992–2020 ; Радиоактивное загрязнение районов АЭС, 1990). Для анализа содержания радионуклидов используют стандартные методы пробоотбора, радиохимического анализа, радиометрических и спектрометрических измерений (Методические рекомендации..., 1980, 1986 ; Наставление гидрометеорологическим станциям..., 2015 ; Руководство по организации..., 1990).

Наиболее детальный радиоэкологический мониторинг осуществляли в период выхода ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 на максимальную мощность (1973–1985), а также в первые годы после Чернобыльской аварии (Крышев и Блинова, 1991 ; Крышев и Рязанцев, 2010). Ежемесячно в пробах заборных и сбросных каналов АЭС определяли содержание радионуклидов. Ежемесячно в период вегетации водных растений (апрель — октябрь) в пяти пунктах прибрежной акватории и круглогодично в сбросных каналах тёплых вод определяли активность радионуклидов в пробах морской воды, водных растений и донных отложений. Ежегодно измеряли активность радионуклидов в 20–30 пробах рыбы с сеток водозаборных сооружений АЭС и из уловов рыбаков (Блинова, 1998). Результаты мониторинга водоёма-охладителя ЛАЭС в дочернобыльский период обобщены для последующего анализа (табл. 1).

**Таблица 1.** Содержание техногенных радионуклидов в компонентах морского водоёма — охладителя на разном удалении от ЛАЭС (1973–1985)

**Table 1.** Technogenic radionuclides content in components of the marine cooling reservoir at different distances from the Leningrad NPP (1973–1985)

Место отбора проб	Радионуклиды				
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>54</sup> Mn	<sup>60</sup> Co	<sup>65</sup> Zn
Морская вода, мБк·л <sup>-1</sup>					
Сбросные каналы	30 ± 3 (100 %)	32 ± 6 (100 %)	38 ± 14 (5 %)	33 ± 11 (7 %)	< MDA
1–3 км от ЛАЭС	27 ± 2 (100 %)	18 ± 2 (100 %)	31 ± 13 (4 %)	30 ± 9 (4 %)	< MDA
3–10 км	23 ± 2 (100 %)	11 ± 2 (100 %)	< MDA	< MDA	< MDA
Свыше 10 км	23 ± 2 (100 %)	10 ± 2 (100 %)	< MDA	< MDA	< MDA
Контрольный уровень в морской воде (Порядок расчёта..., 2016)	16 800	1220	270	610	116
Донные отложения, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса					
Сбросные каналы	3,5 ± 1,6 (100 %)	4,0 ± 1,7 (100 %)	8 ± 3 (25 %)	8 ± 3 (12 %)	4,4 ± 2,1 (6 %)
1–3 км от ЛАЭС	2,0 ± 0,9 (100 %)	2,1 ± 1,0 (100 %)	14 ± 6 (10 %)	10 ± 4 (12 %)	11 ± 5 (5 %)
3–10 км	2,1 ± 1,1 (100 %)	2,0 ± 1,0 (100 %)	6 ± 3 (12 %)	7 ± 3 (7 %)	< MDA
Свыше 10 км	1,5 ± 0,8 (100 %)	1,6 ± 0,7 (100 %)	0,2 ± 0,1 (7 %)	< MDA	< MDA
Контрольный уровень в донных отложениях (Порядок расчёта..., 2019)	2500	1500	810	1800	2400

Продолжение на следующей странице...

Место отбора проб	Радионуклиды				
	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>54</sup> Mn	<sup>60</sup> Co	<sup>65</sup> Zn
Водные растения, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса					
Сбросные каналы	1,8 ± 0,6 (100 %)	5,2 ± 1,4 (100 %)	18 ± 6 (43 %)	17 ± 5 (41 %)	13 ± 4 (12 %)
1–3 км от ЛАЭС	1,7 ± 0,7 (100 %)	4,8 ± 1,5 (100 %)	15 ± 5 (31 %)	15 ± 5 (33 %)	10 ± 4 (11 %)
3–10 км	1,7 ± 0,7 (100 %)	3,3 ± 1,5 (100 %)	5,2 ± 1,9 (30 %)	7 ± 3 (19 %)	10 ± 4 (11 %)
Свыше 10 км	1,2 ± 0,5 (100 %)	1,6 ± 0,7 (100 %)	5,2 ± 2,0 (10 %)	4,4 ± 1,8 (19 %)	7 ± 3 (7 %)
Рыбы, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса					
Сбросные каналы					
Плотва <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	2,3 ± 0,7 (100 %)	1,7 ± 0,5 (100 %)	18 ± 6 (30 %)	11 ± 3 (52 %)	70 ± 27 (43 %)
Копорская губа					
Плотва <i>R. rutilus</i>	1,8 ± 0,7 (100 %)	1,5 ± 0,5 (100 %)	1,5 ± 0,6 (7 %)	10 ± 3 (14 %)	60 ± 21 (28 %)
Салака <i>Clupea harengus</i> <i>membras</i> Linnaeus, 1760	1,3 ± 0,5 (100 %)	2,0 ± 0,7 (100 %)	0,3 ± 0,1 (4 %)	5,4 ± 1,9 (12 %)	12 ± 5 (8 %)
Окунь <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	1,5 ± 0,5 (100 %)	2,7 ± 0,8 (100 %)	6,3 ± 2,5 (20 %)	10 ± 3 (20 %)	14 ± 5 (10 %)
Реки					
Плотва <i>R. rutilus</i>	1,7 ± 0,7 (100 %)	1,3 ± 0,5 (100 %)	3,7 ± 1,3 (17 %)	1,9 ± 0,7 (17 %)	34 ± 11 (17 %)

**Примечание:** в скобках указана частота определения радионуклида выше MDA по данным мониторинга; MDA (minimum detectable activity) — минимально детектируемая активность (5 мБк·л<sup>-1</sup> для морской воды; 0,2 Бк·кг<sup>-1</sup> для донных отложений; 0,6 Бк·кг<sup>-1</sup> для водных растений и рыбы).

**Note:** in parentheses, the frequency of radionuclide detection above MDA according to monitoring data is indicated; MDA is the minimum detectable activity (5 mBq·L<sup>-1</sup> for seawater; 0.2 Bq·kg<sup>-1</sup> for bottom sediments; 0.6 Bq·kg<sup>-1</sup> for water plants and fish).

Кроме радионуклидов (см. табл. 1), в пробах донных отложений в ряде случаев (1–5 %) определяли <sup>51</sup>Cr, <sup>58</sup>Co, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>134</sup>Cs (Крышев и Блинова, 1991). В пробах морских растений в акватории Копорской губы, наряду с радионуклидами, в 4–28 % случаев регистрировали более широкий спектр техногенных радионуклидов, чем в пробах морской воды и донных отложений: <sup>51</sup>Cr, <sup>58</sup>Co, <sup>59</sup>Fe, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>131</sup>I, <sup>134</sup>Cs, <sup>141</sup>Ce, <sup>144</sup>Ce (Радиоактивное загрязнение районов АЭС, 1990).

Существенное влияние на формирование радиационной обстановки в районе ЛАЭС, в том числе в Копорской губе Финского залива, оказала авария на Чернобыльской АЭС (Блинова, 1998 ; Крышев и Блинова, 1991 ; Крышев и Рязанцев, 2010 ; Радиоактивное загрязнение районов АЭС, 1990). Радиоактивное облако аварийного выброса достигло района ЛАЭС 28.04.1986. В результате атмосферных выпадений произошло загрязнение водосборной территории Копорской губы, морской воды, донных отложений и биоты. После распада <sup>131</sup>I (период полураспада — 8,04 суток) и других короткоживущих радионуклидов основную радиоэкологическую значимость в этой части дальнего чернобыльского следа приобрели <sup>134</sup>Cs (период полураспада — 2,06 года) и особенно долгоживущий <sup>137</sup>Cs (период полураспада — 30 лет), содержание которого в компонентах морской экосистемы возросло в 6–250 раз по сравнению с доаварийным уровнем (табл. 2).

**Таблица 2.** Динамика среднегодового содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах прибрежной морской экосистемы в районе расположения Ленинградской АЭС (1985–1990)**Table 2.** Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  average annual content in the coastal marine ecosystem components in the Leningrad NPP area (1985–1990)

Компонента экосистемы		Усреднённые данные по ежемесячным наблюдениям					
		1985	1986*	1987	1988	1989	1990
Морская вода, мБк·л <sup>-1</sup>		10 ± 3	1300 ± 570	290 ± 110	130 ± 40	56 ± 18	52 ± 15
Донные отложения, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса		1,5 ± 0,6	49 ± 19	19 ± 8	10 ± 4	10 ± 3	8 ± 3
Водные растения, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса		0,8 ± 0,3	200 ± 97	17 ± 7	25 ± 8	14 ± 6	12 ± 5
Рыба, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса	Салака <i>C. harengus membras</i>	1,7 ± 0,5	27 ± 11	36 ± 15	19 ± 7	14 ± 5	25 ± 11
	Окунь <i>P. fluviatilis</i>	3,5 ± 1,1	22 ± 10	123 ± 41	126 ± 39	113 ± 31	116 ± 39

**Примечание:** \* — усреднённые данные за май — декабрь 1986 г.

**Note:** \* denotes averaged data for May – December 1986.

Наиболее высокие уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  практически для всех компонент морской экосистемы, кроме хищных видов рыб, зарегистрированы в 1986 г. Для хищных рыб наблюдали, начиная с 1987 г., эффект трофических уровней, который проявляется в повышенном накоплении радиоцезия, по сравнению с накоплением «мирных» видов, спустя год после аварийного загрязнения. Для большинства компонент морской экосистемы в дальнейшем зарегистрировано постепенное уменьшение содержания  $^{137}\text{Cs}$ , однако даже в 1990 г. оно оставалось в 5–30 раз выше доаварийного уровня.

Определены современные значения содержания радионуклидов в компонентах прибрежной морской экосистемы Копорской губы Финского залива (табл. 3) (Бондаренко и др., 2013 ; Радиационная обстановка..., 1992–2020).

**Таблица 3.** Содержание радионуклидов в компонентах морской прибрежной экосистемы в районе расположения Ленинградской АЭС (2000–2019)**Table 3.** Radionuclide content in the coastal marine ecosystem components in the Leningrad NPP area (2000–2019)

Компонента экосистемы		Радионуклид					
		<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>60</sup> Co	<sup>54</sup> Mn	<sup>14</sup> C	<sup>3</sup> H
Морская вода, мБк·л <sup>-1</sup>		12 ± 2	20 ± 4	26 ± 7*	< MDA	–	21 000 ± 10 000
Контрольный уровень для морской воды		16 800	1220	610	270	137	86 800 000
Донные отложения, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса		0,70 ± 0,16	19 ± 3	1,5 ± 0,7	0,9 ± 0,4	–	–
Контрольный уровень для донных отложений		2500	1500	1800	810	41	–
Рыба, Бк·кг <sup>-1</sup> сырого веса	Плотва <i>R. rutilus</i>	0,20 ± 0,08	1,2 ± 0,3	–	–	150 ± 50**	56 ± 17**
	Окунь <i>P. fluviatilis</i>	0,30 ± 0,10	6,2 ± 1,3	–	–	63 ± 31**	38 ± 11**

**Примечание:** прочерк (–) означает отсутствие данных; \* — по данным за 2002–2004 гг. (Радиационная обстановка..., 1992–2020); \*\* — по данным за 2012 г. (Бондаренко и др., 2013).

**Note:** a dash (–) denotes no data; \* denotes data for 2002–2004 (Radiatsionnaya obstanovka..., 1992–2020); \*\* denotes data for 2012 (Bondarenko et al., 2013).

Согласно данным многолетнего мониторинга, по прошествии более чем 30 лет после Чернобыльской аварии концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях, морской воде и тканях рыб (окунь) в акватории Копорской губы всё ещё превышает доаварийный уровень. При этом существенно уменьшилось содержание коррозионных радионуклидов стационарного происхождения в морской воде и донных отложениях. Особую значимость приобрели тритий и углерод-14, имеющие как природное, так и техногенное происхождение.

**Методы оценки радиационного состояния морской среды.** В качестве критериев оценки радиационного состояния морского водоёма — охладителя ЛАЭС использованы контрольные уровни содержания техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях, порядок расчёта которых определён в Рекомендациях Росгидромета Минприроды России ([Порядок расчёта...](#), 2019, 2016). В данных Рекомендациях впервые в отечественной и мировой практике приведена методика оценки качества морской среды на основе экологических и радиационно-гигиенических принципов, обеспечивающих сохранение благоприятной окружающей среды и биологического разнообразия, защиту водных экосистем и радиационную защиту человека.

Экологическим критерием при оценке контрольных уровней содержания радионуклида в морской воде принято считать критерий предельно допустимого радиационно-экологического воздействия ( $P_{\max}$ ) на объекты морской биоты. Его значения —  $1,0 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$  для морских позвоночных животных и  $10 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$  для морских беспозвоночных животных и водных растений ([Оценка радиационно-экологического воздействия...](#), 2015 ; [Environmental protection...](#), 2009).

В связи с огромным видовым разнообразием биосферы и практической невозможностью оценить радиационное воздействие на каждую компоненту флоры и фауны методология радиационной безопасности окружающей среды разработана для сравнительно небольшого числа представительных видов биоты ([Оценка радиационно-экологического воздействия...](#), 2015 ; [Environmental protection...](#), 2009). Контрольный уровень  $i$ -го радионуклида в морской воде для  $k$ -го представительного объекта морской биоты  $A_{i,k,\text{ЭК}}$ ,  $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$ , рассчитан по формуле ([Крышев и др.](#), 2017 ; [Порядок расчёта...](#), 2016):

$$A_{i,k,\text{ЭК}} = \frac{P_{\max,k}}{(DCF_{i,k,1} \cdot CF_{i,k,2} + DCF_{i,k,2} \cdot \alpha'_{k,2} + 0,5 \cdot DCF_{i,k,2} \cdot K_{d,i,3} \cdot \alpha'_{k,3}) \cdot \tau}, \quad (1)$$

где  $P_{\max,k}$  — критерий предельно допустимого радиационно-экологического воздействия на  $k$ -й представительный объект морской биоты,  $\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ ;

$DCF_{i,k,1}$  и  $DCF_{i,k,2}$  — факторы дозовой конверсии для внутреннего и внешнего облучения соответственно  $k$ -го представительного объекта морской биоты от  $i$ -го радионуклида,  $(\text{мкГр}\cdot\text{ч}^{-1})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ сырого веса})$ ;

$CF_{i,k,2}$  — коэффициент накопления  $i$ -го радионуклида в  $k$ -м представительном объекте морской биоты,  $\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$ ;

$K_{d,i,3}$  — коэффициент распределения  $i$ -го радионуклида между морской водой и донными отложениями,  $\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$ ;

$\alpha'_{k,2}$  и  $\alpha'_{k,3}$  — доля времени, которую  $k$ -й представительный объект морской биоты проводит в воде и вблизи дна соответственно, безразмерный коэффициент;

$\tau$  — переводной коэффициент, равный  $2,4 \cdot 10^{-2} (\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1})/(\text{мкГр}\cdot\text{ч}^{-1})$ .

В соответствии с нормативными документами ([Оценка радиационно-экологического воздействия...](#), 2015 ; [Environmental protection...](#), 2009), в качестве референтных выбирают организмы из следующих объектов морской биоты: морские рыбы, моллюски, ракообразные, водоросли, млекопитающие. Непревышение наименьшего значения  $A_{i,k,\text{ЭК}}$  для всех представительных

организмов, присутствующих в морской экосистеме, гарантирует устойчивое функционирование и сохранение видового разнообразия экосистемы в целом. Критическими организмами, которые характеризуются наименьшими значениями контрольных уровней содержания радионуклидов в морской воде, для большинства техногенных радионуклидов, обнаруживаемых системой радиоэкологического мониторинга в районе ЛАЭС, являются рыбы (Порядок расчёта..., 2016). В качестве представительных видов рыб морского водоёма — охладителя выбраны плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) и окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Радиоактивное загрязнение районов АЭС, 1990), доступные для отлова в течение всего года и в зонах распространения сбросных вод, и в других участках, включая бассейны рек, впадающих в морской залив. Указанные виды нерестятся в водоёме-охладителе, в том числе в сбросных каналах; молодь держится в каналах постоянно в значительных количествах; крупные особи образуют скопления в зоне распространения подогретых вод, где их добывают в промысловых количествах. Существенно то, что данные виды размножаются в зарослях водной растительности, накапливающей радионуклиды. Икра и молодь плотвы и окуня испытывают повышенные дозовые нагрузки вместе с воздействием высоких температур (в летний период — выше +30 °С).

При расчёте контрольных уровней содержания радионуклидов в морской воде учитывают то, что она не употребляется для питьевых целей. В качестве радиационно-гигиенического критерия используют ограничение дозы облучения от потребления морепродуктов для критической группы населения, для которой характерно значительное потребление морепродуктов (Крышев и др., 2017; Порядок расчёта..., 2016; Сазыкина и Крышев, 1999).

Расчёт контрольного уровня  $i$ -го радионуклида в морской воде по радиационно-гигиеническому критерию  $A_{i,чел}$ , Бк·л<sup>-1</sup>, произведён по формуле:

$$A_{i,чел} = \frac{ПД_{10\%}}{E_i \sum CF_{i,k,2} \cdot R_k}, \quad (2)$$

где  $ПД_{10\%}$  — часть предела дозы (ПД) для критической группы населения от потребления морепродуктов, содержащих  $i$ -й радионуклид, равная 10 %, то есть 0,1 мЗв·год<sup>-1</sup> (согласно СанПин 2.6.1.2523, ПД составляет 1 мЗв·год<sup>-1</sup>);

$E_i$  — дозовые коэффициенты для  $i$ -го радионуклида, Зв·Бк<sup>-1</sup>, при оценке дозы на человека от потребления морепродуктов в соответствии с СанПин 2.6.1.2523;

$CF_{i,k,2}$  — коэффициент накопления  $i$ -го радионуклида в  $k$ -м морепродукте, л·кг<sup>-1</sup>;

$R_k$  — величины годового потребления  $k$ -го вида морепродуктов критической группой населения.

В целях обеспечения экологической безопасности рекомендовано в качестве контрольного уровня содержания радионуклидов в морской воде брать минимальное из рассчитанных по радиационно-гигиеническому и экологическому критериям значение  $A_{i,min}$ :

$$A_{i,min} = \min\{A_{i,чел}, A_{i,k,эк}\}. \quad (3)$$

При наличии в морской воде смеси радионуклидов для обеспечения радиационной защиты человека и морской биоты необходимо выполнение условия не превышения экологически безопасного уровня (Порядок расчёта..., 2016):

$$\sum_i \frac{A_{v,i}}{A_{i,min}} \leq 1, \quad (4)$$

где  $A_{v,i}$  — объёмная активность  $i$ -го радионуклида в морской воде, Бк·л<sup>-1</sup>.

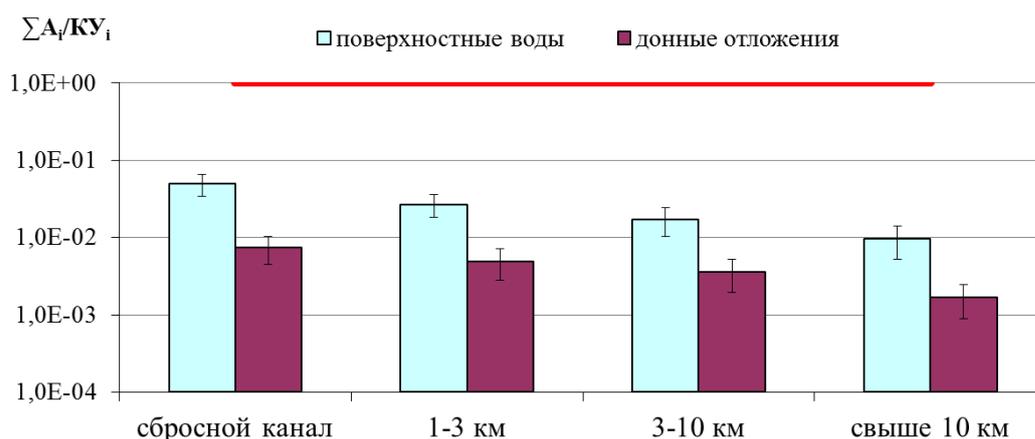
Выполнение условия (4) обеспечивает как экологическую, так и радиационно-гигиеническую безопасность, поскольку суммарное загрязнение техногенными радионуклидами морской воды в этом случае не будет приводить к превышению безопасного уровня облучения биоты и нормативов радиационной безопасности человека.

Подобным образом определяют контрольные концентрации радионуклидов для морских донных отложений (Порядок расчёта..., 2019).

Сумма отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях к значениям контрольных уровней далее будет интерпретирована как интегральный показатель загрязнения водоёма техногенными радионуклидами. Использование соотношений, аналогичных (4), и соответствующих показателей (индексов) загрязнения широко распространено в практике мониторинга радиационной обстановки (Радиационная обстановка..., 1992–2020).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

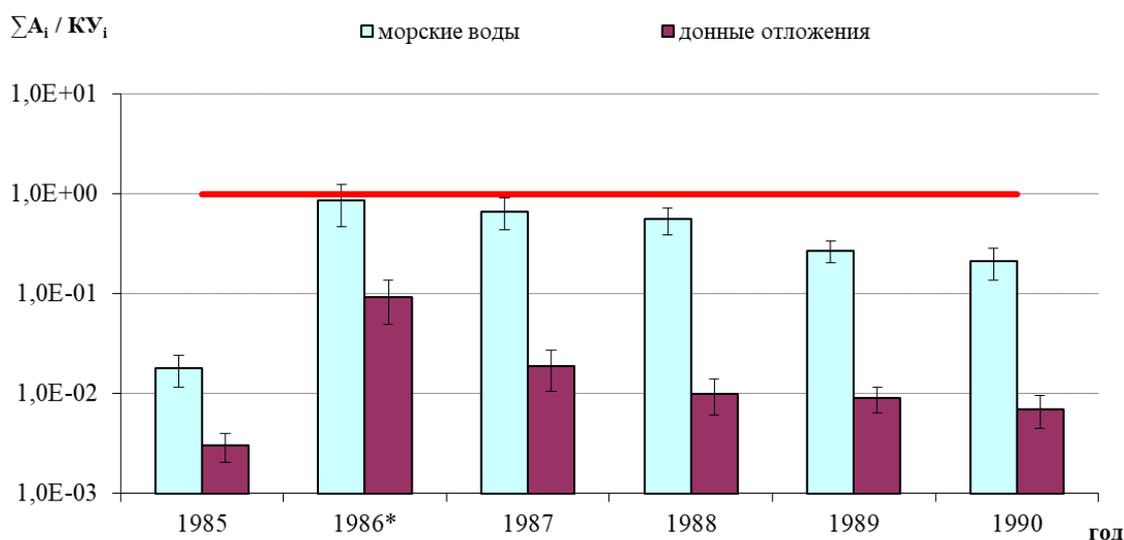
Распределение интегральных показателей загрязнения техногенными радионуклидами морской воды и донных отложений в акватории Копорской губы на разном удалении от ЛАЭС, рассчитанных по данным многолетнего мониторинга (см. табл. 1) в дочернобыльский период, свидетельствует о том, что значения загрязнения как для морской воды, так и для донных отложений были максимальными в сбросных каналах ЛАЭС, а наименьшими — на расстоянии свыше 10 км от неё (рис. 1). По мере удаления от атомной станции уровень загрязнения техногенными радионуклидами прибрежной зоны восточной части Копорской губы постепенно снижается. Основной вклад в загрязнение морской воды ближней к ЛАЭС прибрежной зоны Копорской губы вносят  $^{137}\text{Cs}$  (52–55 %),  $^{54}\text{Mn}$  (14–17 %) и  $^{60}\text{Co}$  (7–14 %). Вклад  $^{90}\text{Sr}$  в загрязнение морской воды в ближней зоне составляет 4–8 %. На удалении свыше 10 км вклад  $^{137}\text{Cs}$  в техногенное радиоактивное загрязнение возрастает до 85 %, а  $^{90}\text{Sr}$  — почти до 15 %. Примерно такие же радионуклидный состав и пространственное распределение загрязнения техногенными радионуклидами зарегистрированы и для донных отложений.



**Рис. 1.** Сумма отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях прибрежной зоны Копорской губы в районе расположения Ленинградской АЭС к значениям контрольных уровней (1973–1985). Верхняя горизонтальная линия соответствует условию выполнения соотношения (4), обеспечивающего экологическую и радиационно-гигиеническую безопасность морской среды

**Fig. 1.** Sum of technogenic radionuclide activity ratios, observed in coastal seawater and bottom sediments of the Koprorye Bay in the Leningrad NPP area, to the reference levels (1973–1985). The upper horizontal line corresponds to the fulfillment of the condition (4), providing the environmental and radiation-hygienic safety of the marine environment

С учётом неравновесности радиоэкологических процессов после Чернобыльской аварии и в соответствии с рекомендациями (Порядок расчёта..., 2019, 2016) сумма отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов к контрольным уровням в 1986–1990 гг. рассчитана на основе данных наблюдений для исследуемой морской экосистемы (Блинова, 1998 ; Крышев и Блинова, 1991 ; Крышев и Рязанцев, 2010 ; Радиоактивное загрязнение районов АЭС, 1990). Динамика изменений этого показателя характеризуется достижением максимальных значений в мае — декабре 1986 г. (рис. 2), близких значению для морской воды, которое соответствует условию выполнения соотношения (4), обеспечивающего экологическую и радиационно-гигиеническую безопасность. Основной вклад в радиоактивное загрязнение водоёма в 1986 г. вносили  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ , контрольные уровни для которых лимитированы по радиационно-гигиеническому критерию. Остальные техногенные радионуклиды ( $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и др.) давали в сумме вклад менее 2 %. В последующие годы уровень загрязнения снижался, однако даже в 1990 г. он был на порядок выше доаварийного.

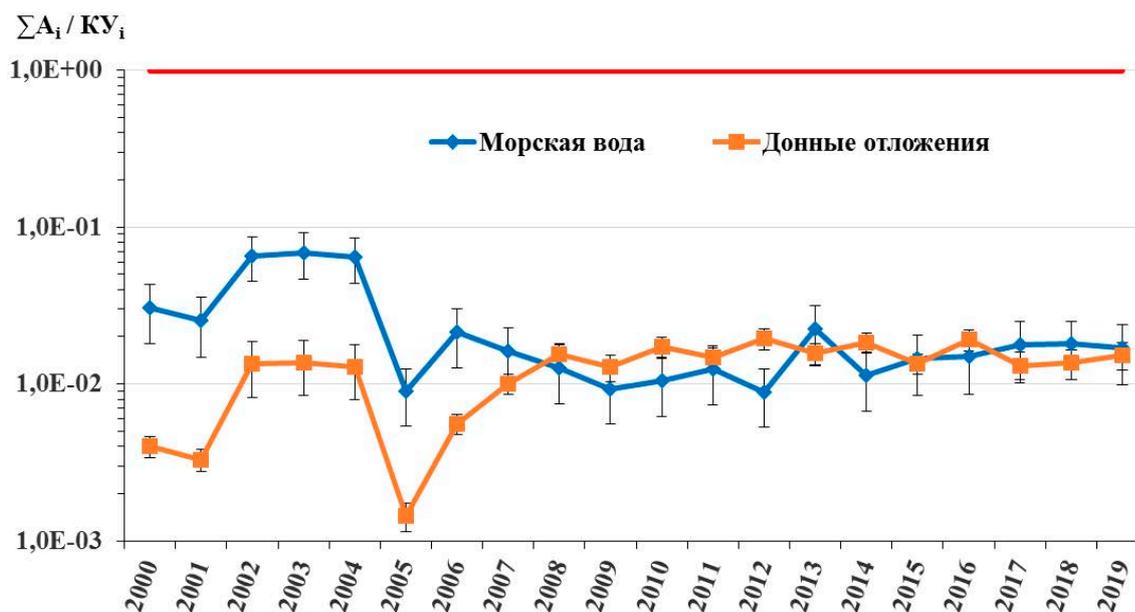


**Рис. 2.** Динамика изменений суммы отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях прибрежной зоны Копорской губы в районе расположения ЛАЭС к значениям контрольных уровней до и после Чернобыльской аварии (1985–1990); \* — по данным за май — декабрь 1986 г. Верхняя горизонтальная линия соответствует условию выполнения соотношения (4), обеспечивающего экологическую и радиационно-гигиеническую безопасность морской среды

**Fig. 2.** Dynamics of changes of the sum of technogenic radionuclide activity ratios, observed in seawater and bottom sediments of the Koporye Bay in the Leningrad NPP area, to the reference levels before and after the Chernobyl disaster (1985–1990); \* – according to data for May – December 1986. The upper horizontal line corresponds to the fulfillment of the condition (4), providing the environmental and radiation-hygienic safety of the marine environment

Современная динамика радиоактивного загрязнения морской воды и донных отложений прибрежной зоны Копорской губы в районе расположения ЛАЭС в целом характеризуется относительно стабильным уровнем концентраций техногенных радионуклидов (рис. 3).

В 2002–2004 гг. отмечено увеличение суммы отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях прибрежной зоны Копорской губы к контрольным уровням; оно связано с присутствием в этих компонентах морской экосистемы  $^{60}\text{Co}$  в количествах, сопоставимых с таковыми  $^{137}\text{Cs}$ . В последующие годы загрязнение морской воды было в основном обусловлено  $^{137}\text{Cs}$  и находилось примерно на одном уровне. Похожая динамика наблюдается и для донных отложений.



**Рис. 3.** Динамика изменений суммы отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях прибрежной зоны Копорской губы в районе расположения ЛАЭС к значениям контрольных уровней (2000–2019). Верхняя горизонтальная линия соответствует условию выполнения соотношения (4), обеспечивающего экологическую и радиационно-гигиеническую безопасность морской среды

**Fig. 3.** Dynamics of changes of the sum of technogenic radionuclide activity ratios, observed in seawater and bottom sediments of the Kopyrye Bay in the Leningrad NPP area, to the reference levels (2000–2019). The upper horizontal line corresponds to the fulfillment of the condition (4), providing the environmental and radiation-hygienic safety of the marine environment

## ОБСУЖДЕНИЕ

До публикации Рекомендаций Росгидромета Р 52.18.852-2016 (Порядок расчёта..., 2016) и Р 52.18.873-2018 (Порядок расчёта..., 2019) в отечественной и мировой литературе не было нормативно-методических документов по критериям оценки радиационного состояния морской среды, не превышение которых обеспечивает радиационную безопасность и сохранение благоприятной окружающей среды, морских гидробионтов и человека. Это создавало трудности при решении природоохранных проблем и использовании атомной энергии на море.

Основным источником дополнительного облучения населения вследствие контактов с морской средой является потребление морепродуктов. Морская вода практически не используется в России в питьевых целях. По этой причине для оценки радиационного состояния морских вод нельзя применять уровни вмешательства по содержанию отдельных радионуклидов в питьевой воде, приведённые в нормах радиационной безопасности НРБ-99/2009 (Приложение П-2а), при превышении которых следует проводить определённые защитные мероприятия.

В настоящее время приоритет имеет обеспечение безопасности человека, но значительный интерес научное сообщество проявляет также к регулированию и научному обоснованию радиационного состояния окружающей среды (Крышев и Сазыкина, 2013, 2014, 2018 ; *Environmental protection...*, 2009 ; *Radiation Protection...*, 2014). При радиоактивном загрязнении моря гидробионты в ряде случаев, например при внешнем облучении от донных отложений, могут получать более высокие дозы облучения, чем человек. Кроме того, отдельные группы организмов аккумулируют радионуклиды из среды обитания с высокими коэффициентами накопления, нехарактерными для человека.

Методология оценки показателей радиационного состояния морской среды на основе экологических и радиационно-гигиенических критериев развита в публикациях (Гусев, 1975 ; Крышев и др., 2017 ; Сазыкина и Крышев, 1999, 2001 ; Kryshev & Sazykina, 2002 ; Sazykina & Kryshev, 2002a, b). Значения контрольных уровней в морской воде для радионуклидов, обнаруживаемых системами радиоэкологического мониторинга в разные периоды деятельности ЛАЭС, представлены в табл. 4 (Порядок расчёта..., 2016).

**Таблица 4.** Контрольные уровни содержания радионуклидов в морской воде по экологическому и радиационно-гигиеническому критериям

**Table 4.** Reference levels of radionuclide content in seawater according to environmental and radiation-hygienic criteria

Радионуклид	Контрольные уровни объёмной активности в воде, Бк·л <sup>-1</sup>		
	по экологическому критерию	по радиационно-гигиеническому критерию	минимальное значение, удовлетворяющее одновременно экологическому и радиационно-гигиеническому критериям (Порядок расчёта..., 2016)
<sup>137</sup> Cs	180	1,22	1,22
<sup>134</sup> Cs	70	0,838	0,8382
<sup>90</sup> Sr	490*	16,8	16,82
<sup>54</sup> Mn	0,27	1,91	0,272
<sup>60</sup> Co	0,61	0,628	0,612
<sup>65</sup> Zn	11	0,116	0,1162
<sup>95</sup> Zr	0,31	62,7	0,312
<sup>95</sup> Nb	0,74	83,7	0,742
<sup>131</sup> I	420	8,04	8,042
<sup>141</sup> Ce	2,0	14,2	2,02
<sup>144</sup> Ce	0,72	1,94	0,722
<sup>3</sup> H	1 000 000*	86 800	86 800
<sup>14</sup> C	72	0,137	0,1372

**Примечание:** \* — по критерию отнесения к жидким радиоактивным отходам.

**Note:** \* – according to the criterion of classification as liquid radioactive waste.

Для <sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb, <sup>141</sup>Ce и <sup>144</sup>Ce лимитирующими являются контрольные уровни, рассчитанные по экологическому критерию. Для <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>3</sup>H и <sup>14</sup>C, наиболее распространённых в окружающей среде, значения контрольных уровней в морской воде определяются радиационно-гигиеническими ограничениями. Минимальные значения контрольных уровней имеют радионуклиды, характеризующиеся высокими факторами накопления в морской биоте (<sup>14</sup>C, <sup>65</sup>Zn) и донных отложениях (<sup>54</sup>Mn, <sup>60</sup>Co, <sup>95</sup>Zr, <sup>95</sup>Nb).

Контрольные уровни содержания радионуклидов в компонентах морской среды могут быть непосредственно сопоставлены с данными прямых измерений, что даёт возможность их применения в практике радиоэкологического мониторинга. Интегральным показателем радиоэкологической обстановки является сумма отношений наблюдаемых концентраций техногенных радионуклидов в морской воде и донных отложениях морского водоёма к значениям контрольных уровней. Расчёты этого показателя по данным многолетнего радиоэкологического мониторинга (1973–2019) Копорской губы Финского залива в районе расположения Ленинградской АЭС выполнены впервые. Анализ данных мониторинга позволяет сделать следующие выводы.

В период выхода ЛАЭС с реакторами РБМК-1000 на максимальную мощность (1973–1985) её влияние на активность радионуклидов в морской воде прослежено в сбросных каналах и прилегающей к ним акватории на расстоянии до 3 км (табл. 1). Только в редких случаях (до 4 %) определены следовые количества коррозионных радионуклидов в зоне наблюдений, непосредственно примыкающей к АЭС. Постоянное присутствие в морской воде  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  объясняется глобальными процессами формирования техногенного радиационного фона. Увеличение удельной активности этих радионуклидов отмечено в сбросных каналах 1-й и 2-й очереди ЛАЭС и примыкающей акватории.

Влияние ЛАЭС на активность радионуклидов в морских донных отложениях прослежено на расстоянии до 10 км, при этом зафиксировано снижение техногенной активности радионуклидов в донных отложениях и частоты обнаружения радионуклидов стационарного происхождения по мере удаления от ЛАЭС.

Вследствие процессов накопления вероятность определения техногенных радионуклидов в пробах водных растений существенно выше, чем в пробах воды. Влияние ЛАЭС на активность радионуклидов в морских растениях прослежено на расстоянии свыше 10 км. Отмечено снижение радиоактивного загрязнения морских растений по мере удаления от ЛАЭС. В целом водные растения являются информативным биоиндикатором, позволяющим отслеживать распространение техногенных радионуклидов в районе расположения АЭС.

Наиболее высокие уровни содержания техногенных радионуклидов в тканях рыб зарегистрированы в сбросных каналах ЛАЭС. В пробах тканей рыб из Копорской губы, наряду с постоянно присутствующими  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , в ряде случаев выявили коррозионные радионуклиды ( $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ). Представляет интерес биологический перенос следовых количеств этих радионуклидов в реки, впадающие в Копорскую губу.

Чернобыльская авария привела к заметному увеличению загрязнения Копорской губы техногенными радионуклидами. Значение суммы отношений наблюдаемых концентраций радионуклидов чернобыльского происхождения в морской воде в мае — декабре 1986 г. к значениям контрольных уровней увеличилось по сравнению со значением доаварийного периода примерно в 100 раз. В это время показатель был близок к величине, при которой нарушается соотношение (4), обеспечивающее сохранение благоприятной окружающей среды. Увеличение значения в основном было обусловлено радионуклидами цезия, контрольные уровни для которых в морской воде лимитированы по радиационно-гигиеническому критерию.

На формирование современной динамики загрязнения компонентов морской экосистемы техногенными радионуклидами продолжают оказывать влияние последствия загрязнения Копорской губы «чернобыльским»  $^{137}\text{Cs}$ . Вместе с тем отмечено снижение сбросов ЛАЭС в Копорскую губу. Согласно данным многолетнего мониторинга, по прошествии более чем 30 лет после Чернобыльской аварии концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях, морской воде и тканях рыб Копорской губы всё ещё превышает доаварийный уровень, при этом содержание коррозионных радионуклидов стационарного происхождения в морской воде и донных отложениях существенно уменьшилось. Особую значимость в практике радиоэкологического мониторинга в этом регионе приобрели тритий и углерод-14 как природного, так и техногенного происхождения.

**Заключение.** Анализ данных многолетнего радиоэкологического мониторинга в районе расположения Ленинградской АЭС (1973–2019) позволяет сделать вывод о том, что содержание техногенных радионуклидов в компонентах морской экосистемы Копорской губы Финского залива в штатных условиях эксплуатации АЭС не превышает контрольные уровни, приведённые в Рекомендациях Росгидромета Минприроды России и обеспечивающие сохранение благоприятной окружающей среды. В динамике радиоэкологической обстановки в этом регионе

можно выделить ряд характерных периодов. В ранний период эксплуатации АЭС (1973–1985) в компонентах морской экосистемы присутствовал широкий спектр техногенных радионуклидов. Наряду с  $^{137}\text{Cs}$  заметный вклад в загрязнение морской воды и донных отложений вносили  $^{54}\text{Mn}$  и  $^{60}\text{Co}$ , контрольные уровни для которых в морской воде, в отличие от контрольных уровней  $^{137}\text{Cs}$ , определяются по экологическому, а не радиационно-гигиеническому критерию. Наиболее широкий спектр техногенных радионуклидов зарегистрирован в морских водорослях, которые являются информативным биоиндикатором, позволяющим отслеживать распространение техногенных радионуклидов в районе расположения АЭС на расстояния свыше 10 км. Прослежен биогенный перенос коррозионных радионуклидов ( $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ) рыбой в реки, впадающие в Копорскую губу.

После Чернобыльской аварии содержание радиоизотопов цезия в компонентах морской экосистемы существенно увеличилось. После распада относительно короткоживущих «чернобыльских» радионуклидов основную радиоэкологическую значимость в этом регионе приобрел  $^{137}\text{Cs}$ , содержание которого возросло в мае — декабре 1986 г., по сравнению с доаварийным уровнем, в морской воде в 130 раз, в водорослях — в 250 раз, в донных отложениях — в 30 раз. Для хищных рыб отмечен эффект накопления радиоцезия по трофическим уровням. Максимальные удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в мышцах рыб зарегистрированы спустя год после аварийного загрязнения, в 1987 г., однако значения оставались высокими и даже в 1990 г. были в 3–8 раз выше активностей «мирных» видов.

В настоящее время (2010–2019) радиоактивное загрязнение компонент морской экосистемы Копорской губы определяется в основном наличием  $^{137}\text{Cs}$  и находится, по данным наблюдений, на относительно постоянном уровне, свидетельствующем о стабильности радиоэкологической обстановки в морском водоёме — охладителе АЭС. С учётом потенциальной радиационной опасности АЭС, ситуации совместного действия на морскую биоту техногенного ионизирующего излучения и комплекса нерадиационных факторов (тепловой сброс, химическое загрязнение, травмирование гидробионтов на водозаборных устройствах АЭС) можно заключить, что в дальнейшем необходимо продолжать и развивать радиоэкологический мониторинг морского водоёма — охладителя Ленинградской АЭС.

*Работа выполнена в рамках научно-исследовательских и технологических работ Росгидромета, тема 4.3.1 «Модернизация и развитие государственного мониторинга радиационной обстановки на территории РФ» (2020–2024).*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Блинова Л. Д. *Радиоэкологический мониторинг атмосферы и гидросферы в районе расположения объектов ядерного комплекса (на примере города Сосновый Бор)* : дис. ... канд. физ.-мат. наук : 04.00.23, 11.00.11. Обнинск, 1998. 166 с. [Blinova L. D. *Radioekologicheskii monitoring atmosfery i gidrosfery v raione raspolozheniya ob'ektov yadernogo kompleksa (na primere goroda Sosnovyi Bor)*. [dissertation]. Obninsk, 1998, 166 p. (in Russ.)]
2. Бондаренко Л. Г., Быстрова А. А., Гаврилов В. М., Душин В. Н., Лебедева А. В., Осипов В. В., Савельева И. М., Садыкин А. Д., Степанов А. В., Тишков В. П. Влияние Ленинградской атомной электростанции и других предприятий атомной промышленности региона на радиоэкологическое состояние Копорской губы Финского залива // *Ядерная и радиационная безопасность России* : тематический сборник / Государственная корпорация по атомной энергии «Росатом». Москва : ГК «Росатом», 2013. Вып. 15. С. 115–125. [Bondarenko L. G., Bystrova A. A., Gavrilov V. M., Dushin V. N., Lebedeva A. V., Osipov V. V., Savelieva I. M., Sadykin A. D., Stepanov A. V., Tishkov V. P. Influence of the Leningrad Nuclear Power Plant and other enterprises of the region on a radioecological condition of the Korporsky Bay of the Gulf of Finland. In: *Yadernaya i radiatsionnaya bezopasnost' Rossii* : tematicheskii

- sbornik / Gosudarstvennaya korporatsiya po atomnoi energii "Rosatom". Moscow : GK "Rosatom", 2013, iss. 15, pp. 115–125. (in Russ.)]
3. Вакуловский С. М., Никитин А. И. Радиоактивное загрязнение морской среды вблизи Ленинградской АЭС в 1982 г. // *Атомная энергия*. 1984. Т. 56, вып. 3. С. 153–155. [Vakulovskii S. M., Nikitin A. I. Radioactive contamination of the marine environment near the Leningrad Nuclear Power Station in 1982. *Atomnaya energiya*, 1984, vol. 56, iss. 3, pp. 153–155. (in Russ.)]
  4. Гусев Д. И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод // *Impacts of Nuclear Releases Into the Aquatic Environment* : proceedings of symposium, Otaniemi, 30 June – 4 July, 1975. Vienna : IAEA, 1975. P. 363–373. [Gusev D. I. Health criteria for estimating acceptable contamination of coastal waters by radionuclides. In: *Impacts of Nuclear Releases Into the Aquatic Environment* : proceedings of symposium, Otaniemi, 30 June – 4 July, 1975. Vienna : IAEA, 1975, pp. 363–373. (in Russ.)]
  5. Крышев А. И., Сазыкина Т. Г., Крышев И. И., Косых И. В. Оценка контрольных уровней радиоактивного загрязнения водных объектов на основе экологических критериев // *Метеорология и гидрология*. 2017. Т. 42, № 5. С. 91–97. [Kryshchov A. I., Sazykina T. G., Kryshchov I. I., Kosykh I. V. Reference levels of radioactive contamination of water bodies based on the environmental criteria. *Meteorologiya i gidrologiya*, 2017, vol. 42, no. 5, pp. 91–97. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.3103/S1068373917050090>
  6. Крышев И. И. Становление отечественного радиоэкологического мониторинга // *XLVI Международные радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В. М. Клечковскому* : сборник материалов, Обнинск, 30 ноября 2017 г. Обнинск : ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. С. 113–135. [Kryshchov I. I. Stanovlenie otechestvennogo radioekologicheskogo monitoringa. In: *XLVI Mezhdunarodnye radioekologicheskie chteniya, posvyashchennye deistvitel'nomu chлену VASKhNIL V. M. Klechkovskomu* : sbornik materialov, Obninsk, 30 Nov., 2017. Obninsk : FGBNU VNIIRAE, 2017, pp. 113–135. (in Russ.)]
  7. Крышев И. И., Блинова Л. Д. Радиоэкологический мониторинг морской среды в районе расположения Ленинградской АЭС // *Атомная энергетика на море. Экология и безопасность*. Москва : Ядерное общество СССР, 1991. С. 266–271. [Kryshchov I. I., Blinova L. D. Radioekologicheskii monitoring morskoi sredy v raione raspolozheniya Leningradskoi AES. In: *Atomnaya energetika na more. Ekologiya i bezopasnost'*. Moscow : Yadernoe obshchestvo SSSR, 1991, pp. 266–271. (in Russ.)]
  8. Крышев И. И., Рязанцев Е. П. *Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России*. 2-е изд., перераб. и доп. Москва : ИздАт, 2010. 496 с. [Kryshchov I. I., Ryazantsev E. P. *Ekologicheskaya bezopasnost' yaderno-energeticheskogo kompleksa Rossii*. 2<sup>nd</sup> ed., revised and added. Moscow : IzdAt, 2010, 496 p. (in Russ.)]
  9. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учётом требований федерального законодательства и новых международных основных норм безопасности ОНБ-2011 // *Радиация и риск*. 2013. Т. 22, № 1. С. 47–61. [Kryshchov I. I., Sazykina T. G. Radiation safety of the environment: Request for harmonization of Russian and international regulation documents with consideration of federal laws and new international basic safety standards. *Radiatsiya i risk*, 2013, vol. 22, no. 1, pp. 47–61. (in Russ.)]
  10. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Радиационная безопасность биосферы: научные и нормативно-методические аспекты // *XLII Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В. М. Клечковскому* : сборник материалов, Обнинск, 3 декабря 2013 г. Обнинск : ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2014. С. 31–76. [Kryshchov I. I., Sazykina T. G. Radiatsionnaya bezopasnost' biosfery: nauchnye i normativno-metodicheskie aspekty. In: *XLII Radioekologicheskie chteniya, posvyashchennye deistvitel'nomu chлену VASKhNIL V. M. Klechkovskomu* : sbornik materialov, Obninsk, 3 Dec., 2013. Obninsk : GNU VNIISKHRAE, 2014, pp. 31–76. (in Russ.)]
  11. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Радиационная безопасность окружающей среды. Обзор

- // *Радиация и риск*. 2018. Т. 27, № 3. С. 113–131. [Kryshch I. I., Sazykina T. G. Radiation protection of the natural environment. Review. *Radiatsiya i risk*, 2018, vol. 27, no. 3, pp. 113–131. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21870/0131-3878-2018-27-3-113-131>
12. *Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды* / под общ. ред. А. Н. Марей, А. С. Зыковой. Москва : МЗ СССР, 1980. 337 с. [*Metodicheskie rekomendatsii po sanitarnomu kontrolyu za sodержaniem radioaktivnykh veshchestv v ob"ektakh vneshnei sredy* / A. N. Marei, A. S. Zyкова (Eds). Moscow : MZ SSSR, 1980, 337 p. (in Russ.)]
  13. *Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов* / под ред. С. М. Вакуловского. Москва : Гидрометеиздат, 1986. 78 с. [*Metodicheskie rekomendatsii po opredeleniyu radioaktivnogo zagryazneniya vodnykh ob"ektov* / S. M. Vakulovskii (Ed.). Moscow : Gidrometeoizdat, 1986, 78 p. (in Russ.)]
  14. *Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Выпуск 12. Наблюдения за радиоактивным загрязнением компонентов природной среды* : руководящий документ РД 52.18.826-2015 / Росгидромет. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. 96 с. [*Nastavlenie gidrometeorologicheskim stantsiyam i postam*. Iss. 12. *Nablyudeniya za radioaktivnym zagryazneniem komponentov prirodnoi sredy* : rukovodyashchii dokument RD 52.18.826-2015 / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 2015, 96 p. (in Russ.)]
  15. *Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки* : рекомендации Р 52.18.820-2015 / Росгидромет. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. 64 с. [*Otsenka radiatsionno-ekologicheskogo vozdeystviya na ob"ekty prirodnoi sredy po dannym monitoringa radiatsionnoi obstanovki* : rekomendatsii R 52.18.820-2015 / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 2015, 64 p. (in Russ.)]
  16. *Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов* : рекомендации Р 52.18.873-2018 / Росгидромет. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 2019. 29 с. [*Poryadok rascheta kontrol'nykh urovnei sodержaniya radionuklidov v donnykh otlozheniyakh morskikh vodnykh ob"ektov* : rekomendatsii R 52.18.873-2018 / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 2019, 29 p. (in Russ.)]
  17. *Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах* : рекомендации Р-52.18.852-2016 / Росгидромет. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 2016. 28 с. [*Poryadok rascheta kontrol'nykh urovnei sodержaniya radionuklidov v morskikh vodakh* : rekomendatsii R-52.18.852-2016 / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 2016, 28 p. (in Russ.)]
  18. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1991–2019 гг.* : ежегодник / Росгидромет. Обнинск : ФГБУ «НПО «Тайфун», 1992–2020. [*Radiatsionnaya obstanovka na territorii Rossii i sopredel'nykh gosudarstv v 1991–2019 gg.* : ezhegodnik / Rosgidromet. Obninsk : FGBU "NPO "Taifun", 1992–2020. (in Russ.)]
  19. *Радиоактивное загрязнение районов АЭС* / ред. И. И. Крышев. Москва : Ядерное общество СССР, 1990. 150 с. [*Radioaktivnoe zagryaznenie raionov AES* / I. I. Kryshch (Ed.). Moscow : Yadernoe obshchestvo SSSR, 1990, 150 p. (in Russ.)]
  20. *Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС* / Гос. ком. СССР по гидрометеорологии ; под ред. К. П. Махонько. Ленинград : Гидрометеиздат, 1990. 264 с. [*Rukovodstvo po organizatsii kontrolya sostoyaniya prirodnoi sredy v raione raspolozheniya AES* / Gos. kom. SSSR po gidrometeorologii ; K. P. Makhon'ko (Ed.). Leningrad : Gidrometeoizdat, 1990, 264 p. (in Russ.)]
  21. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учётом гигиенических и радиоэкологических критериев // *Атомная энергия*. 1999. Т. 87, вып. 4. С. 302–307. [Sazykina T. G., Kryshch I. I. On the estimation of control concentrations of radionuclides in sea water with concentration for hygienic and radioecological criteria. *Atomnaya energiya*, 1999, vol. 87, iss. 4, pp. 302–307. (in Russ.)]
  22. Сазыкина Т. Г., Крышев И. И. Радиоэкологические критерии нормирования технологических сбросов в морскую среду // *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин* : [сборник

- докладов] / под ред. А. В. Трапезникова, С. М. Вовк. Заречный : [Б. и.], 2001. Вып. 4. С. 92–106. [Sazykina T. G., Kryshev I. I. Radioekologicheskie kriterii normirovaniya tekhnologicheskikh sbrosov v morskuyu sredu. In: *Problemy radioekologii i pogranichnykh disiplin* : [sbornik dokladov] / A. V. Trapeznikov, S. M. Vovk (Eds). Zarechnyi : [S. n.], 2001, iss. 4, pp. 92–106. (in Russ.)]
23. *Эколого-геофизические аспекты мониторинга районов АЭС* : [сб. ст.] / под ред. В. А. Борзилова, И. И. Крышева. Москва : Моск. отд-ние Гидрометеоздата, 1992. 228 с. (Труды Института экспериментальной метеорологии. Сер. Загрязнение природных сред ; вып. 19 (152)). [*Ekologo-geofizicheskie aspekty monitoringa raionov AES* : [sb. st.] / V. A. Borzilov, I. I. Kryshev (Eds). Moscow : Mosk. otd-nie Gidrometeoizdata, 1992, 228 p. (Trudy Instituta eksperimental'noi meteorologii ; iss. 19 (152)). (in Russ.)]
24. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. *Annals of the ICRP*, 2009, vol. 38, no. 4–6, 242 p. (ICRP Publication ; 108).
25. Kryshev I. I., Sazykina T. G. Assessment of permissible low-level releases of radionuclides into the marine environment. In: *Issues and Trends in Radioactive Waste Management* : Proceedings of an International Conference on Vienna, Austria, 9–13 Dec., 2002. Vienna : IAEA-CN-90, 2003, pp. 17–20.
26. *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources : International Basic Safety Standards*. Vienna : International Atomic Energy Agency, 2014, 471 p. (IAEA safety standards series ; no. GSR part 3).
27. Sazykina T. G., Kryshev I. I. Methodology for radioecological assessment of radionuclides permissible levels in the seas – protection of human and marine biota. *Radioprotection*, 2002a, vol. 37, C1, pp. C1-899–C1-902. <https://doi.org/10.1051/radiopro/2002221>
28. Sazykina T. G., Kryshev I. I. Assessment of radiological impact on marine biota in the OSPAR region (Marina Update Project). In: *Proceedings From the International Conference on Radioactivity in the Environment*, 1–5 Sept., Monaco : extended abstracts. Østerås : NRPA, 2002b, pp. 565–568.

**ASSESSMENT OF RADIATION STATE OF MARINE ENVIRONMENT  
IN THE LENINGRAD NPP AREA  
ACCORDING TO LONG-TERM MONITORING DATA (1973–2019)**

**I. I. Kryshev, T. G. Sazykina, N. N. Pavlova, I. V. Kosykh,  
A. A. Buryakova, and A. I. Kryshev**

Research and Production Association “Typhoon”, Obninsk, Russian Federation  
E-mail: [kryshev@rpatyphoon.ru](mailto:kryshev@rpatyphoon.ru)

The aim of the study was to conduct a radioecological assessment of the Leningrad NPP marine cooling reservoir – Koporye Bay of the Gulf of Finland. According to the international basic safety standards, accepted at the IAEA General Conference, this issue is of particular relevance due to the need to justify protection from technogenic radiation exposure both to humans and the environment. The assessment was based on the long-term radioecological monitoring data (1973–2019) within the Leningrad NPP observation area: radionuclides concentration in seawater, bottom sediments, and hydrobionts. The reference levels of radionuclides content in seawater and bottom sediments were used as indicators of the radiation state of the marine environment; their calculation procedure is defined in the Recommendations R 52.18.852-2016 and R 52.18.873-2018, issued by the Federal Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring (the Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation). These recommendations, developed by RPA “Typhoon” specialists, contain a methodology for assessing the radioecological state of the marine environment by the level of radionuclides activity, based on the principles, ensuring the maintenance of favorable environment, safety of marine hydrobionts, and radiation protection of humans. In the presence of various radionuclides in the marine environment, the sum of technogenic radionuclide activity ratios in seawater (bottom sediments) to the corresponding reference levels shall be below 1. According to monitoring data in the early period of NPP operation (1973–1985), a wide spectrum of technogenic radionuclides was observed in the marine ecosystem components. Along with  $^{137}\text{Cs}$ , significant contributors to the contamination of seawater

and bottom sediments were  $^{54}\text{Mn}$  and  $^{60}\text{Co}$ . In contrast to reference levels for  $^{137}\text{Cs}$ , reference levels for  $^{54}\text{Mn}$  and  $^{60}\text{Co}$  in seawater are determined by an environmental criterion, not a radiation-hygienic one. The presence of technogenic radionuclides in algae was registered at distances, exceeding 10 km from the NPP. Biogenic transfer of corrosion radionuclides ( $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ , and  $^{65}\text{Zn}$ ) by fish into rivers, flowing into the Koporye Bay, was noted. The Chernobyl disaster led to a noticeable increase in the pollution of the Koporye Bay with technogenic radionuclides. In May – December 1986, the sum of technogenic radionuclide activity ratios in seawater to the reference levels exceeded the pre-accidental level by 100 times, and in bottom sediments – by 30 times. In 1986,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  were the main contributors to the marine ecosystem radioactive contamination. Currently, the technogenic radioactivity of seawater and bottom sediments of the Koporye Bay is mainly determined by  $^{137}\text{Cs}$ ; its level is relatively constant, which indicates the stability of the radioecological situation in the Leningrad NPP marine cooling reservoir.

**Keywords:** Koporye Bay of the Gulf of Finland, Leningrad NPP, radioecological monitoring, seawater, bottom sediments, radionuclide reference levels, environmental and radiation-hygienic criteria, integral indicator of pollution, long-term dynamics



UDC 595.371

**ADDITIONAL DATA ON MORPHOLOGY AND DISTRIBUTION  
OF *MELITOIDES VALIDA* (SHOEMAKER, 1955) (AMPHIPODA, MELITIDAE)**

© 2021 V. S. Labay

Sakhalin Branch of the Russian Research Institute of Fisheries and Oceanography,

Yuzhno-Sakhalinsk, Russian Federation

E-mail: [v.labaj@yandex.ru](mailto:v.labaj@yandex.ru)Received by the Editor 08.05.2020; after reviewing 18.06.2020;  
accepted for publication 11.03.2021; published online 23.03.2021.

The genus *Melitoides* Gurjanova, 1934 (Amphipoda, Melitidae) includes three species from the Arctic and northwestern Pacific: *Melitoides makarovi* Gurjanova, 1934, *M. valida* (Shoemaker, 1955), and *M. kawaii* Labay, 2014. *M. makarovi* and *M. kawaii* only were recorded until recently in the seas of the Russian Far East. Only two specimens of *M. valida* were found once near the Arctic coast of Alaska; therefore, the morphological description of the species was incomplete, which led to difficulties with its generic identification. For the first time, *M. valida* was found in the seas of the Russian Far East in September 2018 on the shelf of the Sea of Okhotsk, near the North-Eastern Sakhalin Island at the depth of 29 m on the sand bottom. Detailed re-description of the species was carried out using optical and electronic scanning microscopes by the Coleman protocol. The material collected is stored at the Crustacea collection of the Zoological Museum of Far Eastern Federal University (Vladivostok). The specimen from the Sea of Okhotsk is identical to the specimens of the type series from the Arctic coast of Alaska in the form of dorsal carination (with several teeth on posterior margin of pleon segments 2, 3 and urosomites 1, 2), in the structure of pereopods 1–7, especially in the form of propodus of pereopods 2 (palm with distinct posterior-distal tooth, as well as with three large and one small obtuse palmar teeth). *M. valida* description has been substantially supplemented, and information on its range has been expanded.

**Keywords:** Amphipoda, Melitidae, *Melitoides valida*, Sea of Okhotsk, North-Eastern Sakhalin

The genus *Melitoides* Gurjanova, 1934 was described by E. F. Gurjanova (1934) for the new species *Melitoides makarovi* Gurjanova, 1934 from the Kara Sea. This species was also subsequently noted in the Bering Sea (Gurjanova, 1951). Only two Amphipoda species of the genus *Melitoides*, *M. makarovi* and *M. kawaii* Labay, 2014, were recorded until recently in the seas of the Russian Far East (Labay, 2014). Another species of the genus, *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), was found only once in Arctic waters (Alaska coast on the Chukchi and Beaufort seas border) (Shoemaker, 1955): as *Melita valida* Shoemaker, 1955 (Jarrett & Bousfield, 1996). The latter species was described incompletely and only by two specimens (Shoemaker, 1955). This species was not noted in other Amphipoda collections from the Arctic and Far Eastern seas. Because of the incompleteness of description, Jarrett & Bousfield (1996) have not established the exact generic affiliation of the species, and it was referred to the genus *Melitoides* “tentatively”: as *Melitoides* (?) *valida* (Shoemaker). Labay (2014) finally approved this species in the genus *Melitoides*, based on morphological analysis, despite the presence of several features that combine it with the species of the genus *Quasimelita* Jarrett & Bousfield, 1996.

Another *M. valida* specimen was found in benthos samples, collected on the shelf of North-Eastern Sakhalin in September 2018. This finding allows not only to significantly expand the range of the species, but also to make its full description in accordance with the requirements of modern systematics.

#### MATERIAL AND METHODS

The material was collected from the bottom sediments of the Sakhalin Island shelf (53°18'42.495"N, 143°17'31.469"E) in the bottom survey on the RV "Dmitry Peskov". The specimens were dissected under a stereoscopic microscope, and their appendages and mouth parts were mounted in glycerol gel slides. Illustrations were made under an optical microscope with a photo digital camera DCM-500 and digitally prepared by the Coleman protocol (2003). All the material collected is kept in 70 % ethanol and stored at the Crustacea collection of the Zoological Museum of Far Eastern Federal University (Vladivostok).

Setae definitions are based on Watling (1989). Scanning electron microscope images of surface sculpture were made by a NeoScope JCM-5000 SEM (JEOL) on pre-dissected alcohol-dried material, coated with gold.

The following abbreviations are used on the plates: Pr denotes pereon; Pl – pleon; Ur – urosomite.

**Systematics.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955) (Figs 1, 2, 3, 4, 5).

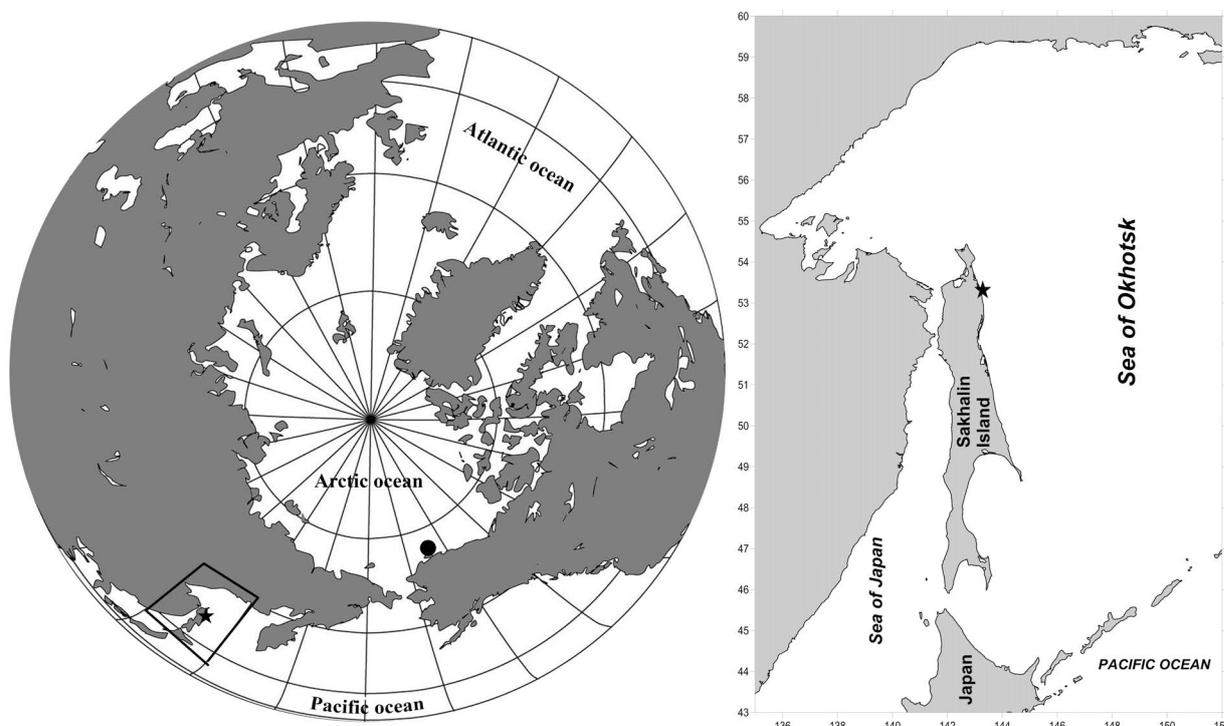
Syn.: *Melita valida* Shoemaker, 1955: 50 (Shoemaker, 1955). – Barnard, 1958: 62. – Barnard & Barnard, 1983: 666;

*Abludomelita valida* (Shoemaker) Karaman, 1981: 40;

*Melitoides valida* (Shoemaker, 1955) Jarrett & Bousfield, 1996: 34. – Labay, 2014: 269.

**Material.** Male, 14 mm, X 53091/Cr-2310, north-eastern shelf of the Sakhalin Island, Sea of Okhotsk, Russian Far East (53°18'42.495"N, 143°17'31.469"E; 29 m), sand, M. G. Rogotnev, 11.09.2018.

**Type locality.** Beach at Point Barrow, Alaska (Shoemaker, 1955).



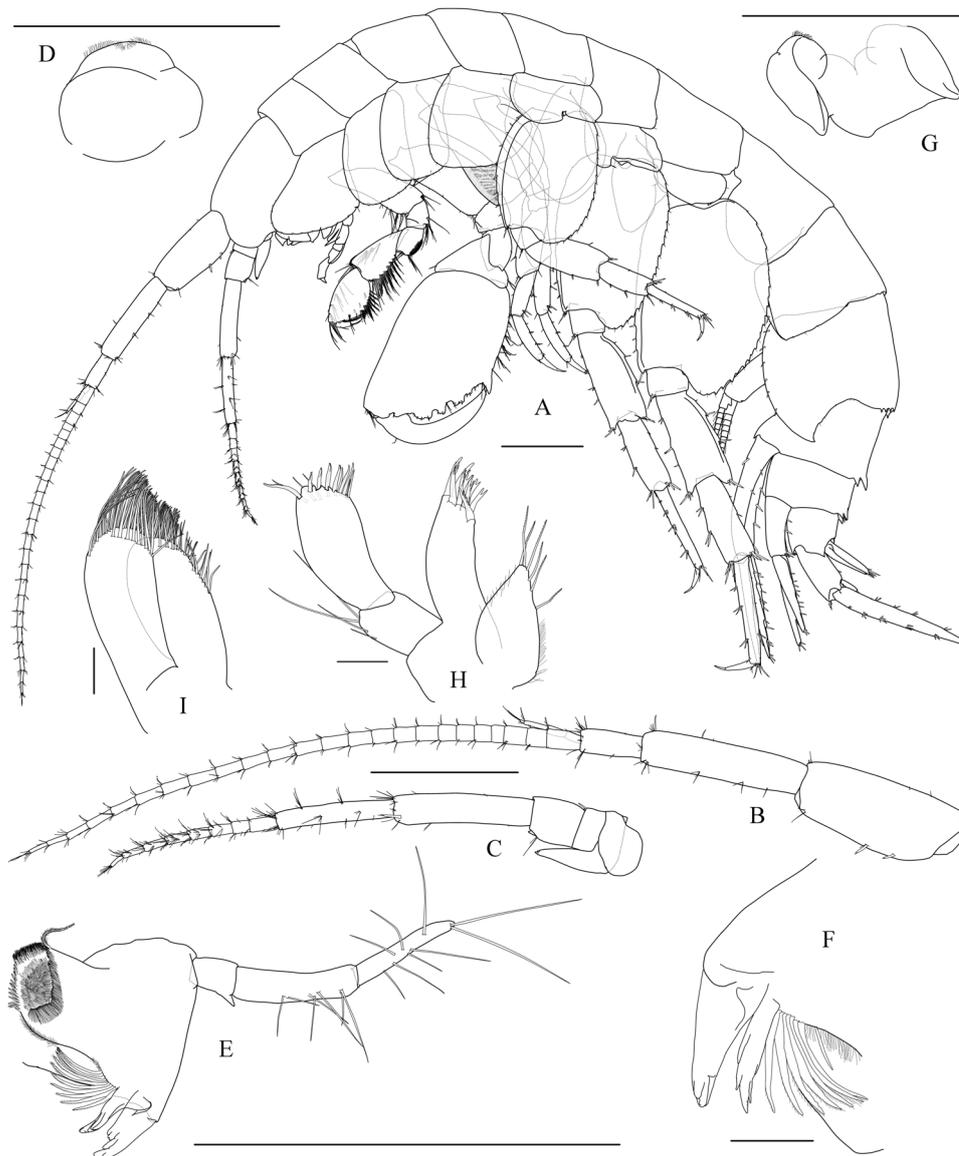
**Fig. 1.** Distribution of *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955): ● is a type locality; ★ is a new location on the north-eastern shelf of the Sakhalin Island

**Рис. 1.** Распространение *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955): ● — типовое местонахождение; ★ — новая локализация на шельфе Северо-Восточного Сахалина

**Description.** *Male* (14 mm). Medium size species. Vital body color unknown. Pereon segments without teeth (Figs 2A, 5). Pleon segment 1 without teeth; pleon segment 2 with 4–5 small teeth, pleon segment 3 with 7 small teeth. Urosomite 1 with a medial group of 3 post-dorsal teeth; urosomite 2 with two pairs of small teeth and with single cuspidate seta among each lateral pair.

Head (Fig. 2A): subequal to pereonites 1 and 2 together with an indistinct rostrum; eyes absent; inferior antennal sinus shallow; cusp indistinct.

Antenna 1 (Fig. 2B): 0.45 times of body length, slender; flagellum exceeding 1.5 times length of the peduncle, 23–25 articles, few very thin and short setae scattered along flagellum; peduncle article 1 double width and slightly longer than article 2, article 3 0.38 times length of article 2; accessory flagellum 4-articulate.



**Fig. 2.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), male: A – lateral view; B – antenna 1; C – antenna 2; D – upper lip; E – left mandible; F – incisor of right mandible; G – lower lips; H – maxilla 1; I – maxilla 2. Scale bars: A, B, C, D, E, and G – 1 mm; F, H, and I – 0.1 mm

**Рис. 2.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), самец: А — общий вид латерально; В — антенна 1; С — антенна 2; D — верхняя губа; E — левая мандибула; F — резец правой мандибулы; G — нижние губы; H — максилла 1; I — максилла 2. Шкалы: А, В, С, D, E и G — 1 мм; F, H и I — 0,1 мм

Antenna 2 (Fig. 2C): flagellum 0.47 times as long as peduncle, 9 articles, bundle of thin setae on each article; peduncle article 5 1.2 times shorter than article 4, articles 1 + 2 + 3 subequal to article 5, articles 2 with protruding lobe almost reaching the distal end of next article.

Mouthparts.

Labrum (Fig. 2D): short and rounded, frontal margin convex, densely covered by minute setae.

Mandible (Fig. 2E, F): incisor crenulate and stretching in a rounded tip, left and right lacinia are present; raker setae stout and plumose, numerous (9–10), as long as incisor; molar rectangular trituberculate, chewing plate flattened; palp 3-articulate, palp segments 2 and 3 setose, article 1 with protruding lobe, the percentage of total length of the articles of the palp is 16 % (article 1), 44 % (article 2), and 40 % (article 3).

Labium (Fig. 2G): inner lobes large, well defined, rounded; outer lobes rounded at distal margin.

Maxilla 1 (Fig. 2H): inner plate subtriangular, lined with a row of 6 plumose setae; outer plate elongated, 1.3 times as long as inner plate, apically with 2 rows of 9 toothed strong setae (anterior row of 5 bifurcate setae and posterior row of 4 comb setae); palp 2-articulate, article 2 2 times as long as article 1, article 2 apically with two rows of 9 cuspidate setae each.

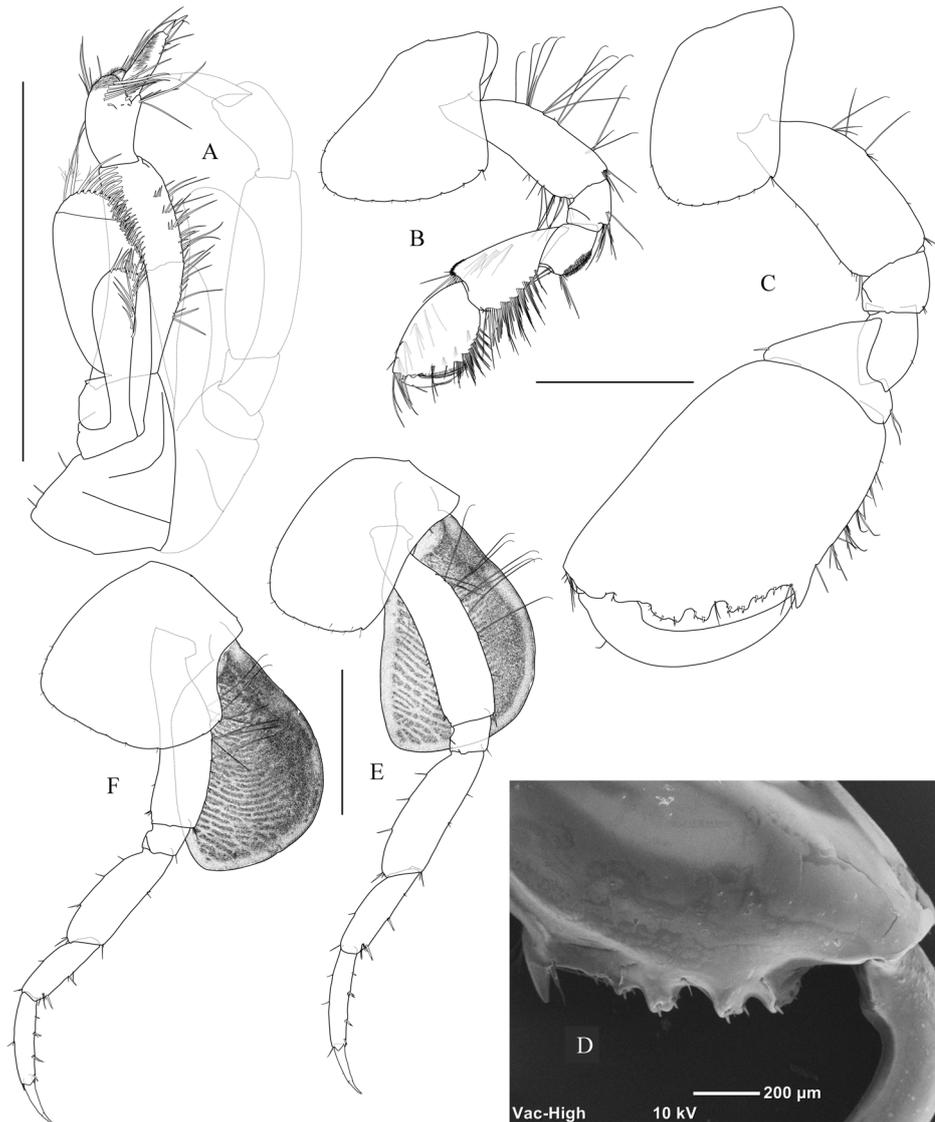
Maxilla 2 (Fig. 2I): inner plate slightly shorter than outer plate, facial row of setae of inner plate reduced, tip covered with numerous plain setae; outer plate with same numerous plain setae.

Maxilliped (Fig. 3A): compact; inner plates medium, fully cleft, distal margin with a row of 4 teeth, inner and distal margins with long setae; outer plates reaching 0.9 of palp article 2, inner margin lined with a row of short stout paddle-like setae longer toward the apex, apical row with long thin specific setae, which plumose in the middle part; palp 4-articulate, the percentage of total length of the articles of the palp is 15 % (article 1), 44 % (article 2), 21 % (article 3), and 20 % (article 4); article 2 with numerous setae along inner margin; article 3 bilobed, tip of article 3 felted, with a row of plain setae along apical indentation; article 4 straight, with nail, inner surface with a dense row of tiny setae.

Pereopod 1 (Fig. 3B): coxa medium long, extended and rounded anterior-distally; basis straight with a rare row of long simple setae along distal part of anterior margin and with long setae along posterior margin; ischium subrectangular with two bunches of long simple setae at posterior-distal corner; merus subrectangular, with dense group of short setae along distal part of posterior margin, distal margin with a row of long setae; carpus long and broad, 1.1 times as long as propodus, 6 oblique rows of long plumose setae along outer posterior margin, 3 transverse rows of long plumose setae along anterior margin, with a row of long plumose setae along anterior and posterior parts of distal margin; propodus slightly extended distally, with 7 oblique rows of long plumose setae along posterior margin, with 5 tufts of long setae along anterior margin, and with a dense bunch of long simple setae at anterior-distal corner, palmar margin slightly oblique, with a row of short thin simple setae along palmar; dactylus as long as palm, curved.

Pereopod 2 (Fig. 3C, D): coxa relatively short, subrectangular, anterior angle rounded; basis substraight, wide, subequal to coxa in length, with rare long plain setae along posterior margin and with few rare short setae along anterior margin; merus subrectangular with short triangular protrusion at posterior-distal corner, carpus cup-shaped, with developed posterior lobe, almost 3.8 times shorter than propodus; propodus with subparallel anterior and posterior margins, palm oblique, with distinct posterior-distal tooth and with 3 large and 1 small obtuse palmar teeth, posterior margin with 8 tufts of short setae, palm with rare small cuspidate setae; dactylus inflated, as long as palm, curved to the inside of propodus, outer margin rarely setose.

Pereopod 3 (Fig. 3E): coxa subequal to coxa 2, subrectangular, with rounded anterior and posterior corners; basis long, anterior margin concave, posterior margin convex, with long plain setae along posterior margin; merus long; carpus 0.63 times as long as merus, with 3 cuspidate setae along posterior margin; propodus linear, more narrow and slightly longer than carpus, with 3 small stout setae along posterior margin; dactylus medium (0.5 of propodus length), with nail.



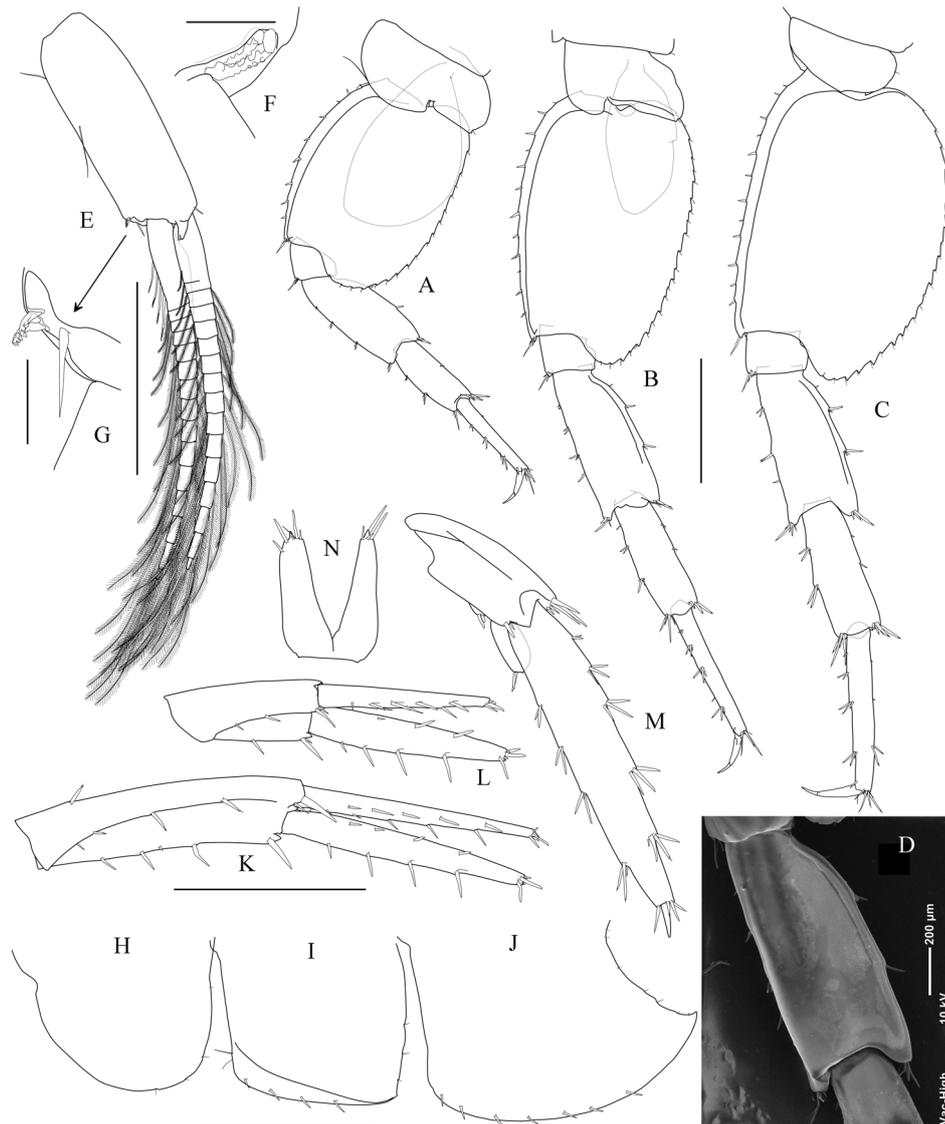
**Fig. 3.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), male: A – maxilliped; B – pereopod 1; C – pereopod 2; D – palmar margin of propodus of pereopod 2; E – pereopod 3; F – pereopod 4. Scale bars: A, B, C, E, and F – 1 mm; D – 0.2 mm

**Рис. 3.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), самец: А — максиллипед; В — переопод 1; С — переопод 2; D — пальмарный край проподуса переопода 2; E — переопод 3; F — переопод 4. Шкалы: А, В, С, E и F — 1 мм; D — 0,2 мм

Pereopod 4 (Fig. 3F): coxa as long as coxa 3, wide, excavated posteriorly, leg is similar to that of pereopod 3.

Pereopods 5–7 elongated from pereopod 5 to pereopod 6; pereopod 6 subequal to pereopod 7.

Pereopod 5 (Fig. 4A): coxa rounded anteriorly, hind margin with angled posterior lobe; basis short and broad, with rounded posterior wing, rounded posterior-distally, width 0.75 times length, hind margin crenulated, anterior margin with short cuspidate setae; merus slightly broad medially, with 2 cuspidate setae along posterior margin and with 3 small stout setae along anterior margin, and with a cluster of 2–3 cuspidate setae at posterior-distal and anterior-distal corners each; carpus 0.69 times as long as merus, with 2 groups of 2 cuspidate setae at anterior margin and with single clusters of cuspidate setae at anterior and posterior-distal corners each; propodus linear, more narrow than carpus and 1.12 times as long as carpus; dactylus medium (0.44 of propodus length), with nail.



**Fig. 4.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), male: A – pereopod 5; B – pereopod 6; C – pereopod 7; D – merus of pereopod 7; E – pleopod 3; F – coupling spines of pleopod 2; G – coupling spines of pleopod 3; H – epimer 1; I – epimer 2; J – epimer 3; K – uropod 1; L – uropod 2; M – uropod 3; N – telson. Scale bars: A, B, C, E, H, I, J, K, L, M, and N – 1 mm; D – 0.2 mm; F and G – 0.1 mm

**Рис. 4.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), самец: А — переопод 5; В — переопод 6; С — переопод 7; D — мерус переопода 7; E — плеопод 3; F — сцепляющие «шипики» плеопода 2; G — сцепляющие «шипики» плеопода 3; H — эпимеральная пластинка 1; I — эпимеральная пластинка 2; J — эпимеральная пластинка 3; K — уropод 1; L — уropод 2; M — уropод 3; N — тельсон. Шкалы: А, В, С, E, H, I, J, K, L, M и N — 1 мм; D — 0,2 мм; F и G — 0,1 мм

Pereopod 6 (Fig. 4B): coxa with angled hind margin and with short and narrow anterior lobe lowered down; basis broad, with rounded posterior wing, slightly narrowed distally, width 0.64 times as length, posterior-distal corner rounded, hind margin crenulated, anterior margin with small cuspidate setae; merus long, with a rigid rib along posterior margin on the outer surface (Fig. 3D), with 3–4 groups of short cuspidate setae along anterior and posterior margins each, and with single clusters of 3–4 cuspidate setae at anterior and posterior-distal corners each; carpus 0.8 times as long as merus, with 2–3 rare cuspidate setae at anterior and posterior margins each and with a single cluster of cuspidate setae at anterior and posterior-distal corners each; propodus linear, more narrow and slightly longer than carpus; dactylus small (0.32 times length of propodus), with nail.

Pereopod 7 (Fig. 4C, D): coxa small, without anterior lobe, with rounded posterior margin; basis short and broad, with rounded posterior wing, rounded posterior-distally, width 0.67 times length, hind margin crenulated, with small cuspidate setae along anterior margin; merus long, slightly broadened medially, with a rigid rib along posterior margin on the outer surface, with 3 clusters of small cuspidate setae along anterior and posterior margins each, and with single clusters of 3–5 cuspidate setae at anterior and posterior-distal corners each; carpus short, 0.88 times as long as merus, with two groups of cuspidate setae along anterior and posterior margins each and with single clusters of 4–5 cuspidate setae at anterior and posterior-distal corners each; propodus linear, more narrow than carpus and 1.12 times as long as carpus, with 3–4 groups of short cuspidate setae along anterior margin; dactylus small (0.39 times length of propodus), with nail.

Coxal gills 2–6. Coxal gills 6 distinctly smaller than gills 2–5.

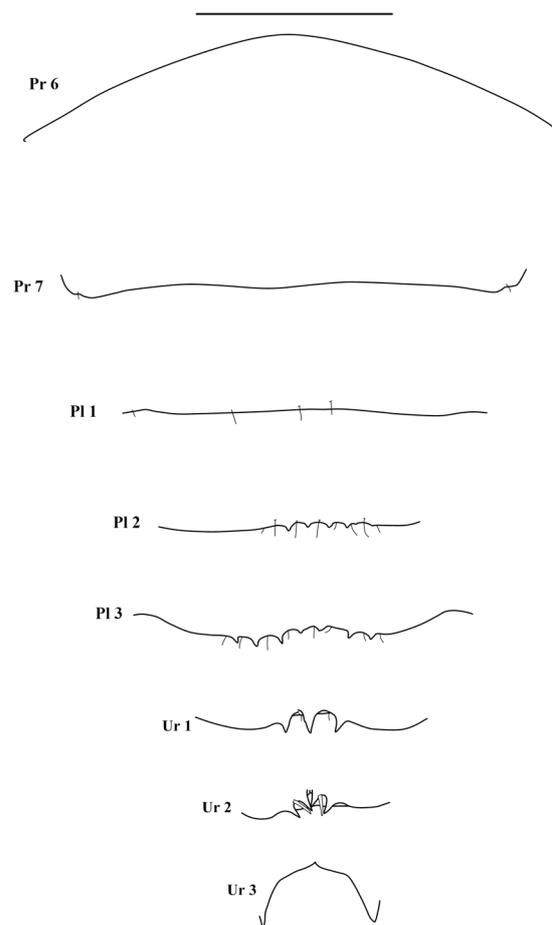
Epimeral plates (Fig. 4H, I, J): plate 1, hind corner not acuminate, rounded posterior-distally; plate 2 with oblique crest, with quadrate posterior-distal corner, lower margin not serrated, with 4 cuspidate setae; plate 3 hind corner produced, acute, posterior margin concave, ventral margin convex, with a row of 7 strong cuspidate setae.

Pleopods (Fig. 4E, F, G): normal; peduncle of pleopods 1 and 2 with 2 specific toothed coupling strong setae on the inner corner, which hidden in a specific recess (Fig. 4F), peduncle of pleopod 3 with 2 specific toothed coupling strong setae and with 1 simple stout seta on the inner corner, distal margin of peduncle posteriorly with specific stopper process; coupling basis of inner ramus with 4–5 specific stout two-pointed plumose setae along inner margin: pleopod 1 (5), pleopod 2 (5), and pleopod 3 (4).

Uropod 1 (Fig. 4K): peduncle without interramal spur, armed with 5 stout cuspidate setae along inner and outer margins; rami subequal in length, shorter than peduncle length; rami with tiny spine-form setae along inner and outer edges each, both rami with few tiny simple stout setae at the tip.

Uropod 2 (Fig. 4L): peduncle shorter than outer ramus (0.77 ramus length); inner ramus shorter than outer, both with numerous simple stout setae along inner and outer edges each; uropod 2 1.47 times shorter than uropod 1.

Uropod 3 (Fig. 4M): peduncle subequal to peduncle of uropod 2, with a group of 2 small stout cuspidate setae at the inner margin, with a row of 5 stout cuspidate setae at posterior-distal margin; elongated 2-articulate outer ramus (6 times as long as inner ramus), with 5 tufts of small cuspidate setae along lateral margin, with 4 tufts of cuspidate setae along medial margin of article 1, article 2 minutely, 1.5–2 times longer than crowning setae, 10.5 times shorter than article 1; inner ramus short and sub-oval with 2 cuspidate setae subapically.



**Fig. 5.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), male: dorsal carination. Scale bar is 1 mm

**Рис. 5.** *Melitoides valida* (Shoemaker, 1955), самец: дорсальное вооружение. Шкала — 1 мм

Telson (Fig. 4N): fully cleft; lobes diverging distally, with acute tips; lateral and medial notches in almost identical position; each lobe with 2 stout setae in the lateral and medial notches each.

*Female* unknown.

**Ecology.** *Melitoides valida* was found on the shelf of North-Eastern Sakhalin at a depth of 29 m on the sand bottom. Specimens of the type series were found on pebble beach at Point Barrow (Alaska) (Shoemaker, 1955).

**Distribution.** Recorded from eastern Arctic (Alaska coast on the Chukchi and Beaufort seas border; the Arctic Ocean) and from northern Pacific (the Sea of Okhotsk, near the North-Eastern Sakhalin Island) (Fig. 1).

**Remarks.** The specimen from the Sea of Okhotsk is identical to the specimens of the type series from Point Barrow (Alaska) in the form of dorsal carination, in the structure of pereopods 1–7, especially in the form of propodus of pereopod 2, and in the structure of telson and maxilliped.

*The results were obtained within the framework of the state assignment of the Ministry of Education and Science of the Russian Federation (publication number 6.9551.2017/8.9).*

## REFERENCES

- Barnard J. L. Index to the families, genera and species of the gammaridean Amphipoda (Crustacea). *Allan Hancock Foundation Publications. Occasional Papers*, 1958, no. 19, 145 p.
- Barnard J. L., Barnard C. M. *Freshwater Amphipoda of the World. I. Evolutionary Patterns. II. Handbook and Bibliography*. Mount Vernon, Virginia : Hayfield Associates, 1983, 830 p.
- Coleman C. O. "Digital inking": How to make perfect line drawings on computers. *Organisms, Diversity & Evolution*, 2003, vol. 3, iss. 4, pp. 303–304. <http://dx.doi.org/10.1078/1439-6092-00081>
- Gurjanova E. Neue Formen von Amphipoden des Karischen Meeres. *Zoologischer Anzeiger*, 1934, vol. 108, pp. 122–130.
- Gurjanova E. F. *Bokoplavy morei SSSR i sopredel'nykh vod (Amphipoda, Gammaridea)*. Moscow ; Leningrad : AN SSSR, 1951, 1032 p. (Opredeliteli po faune morei ; vol. 41). (in Russ.)
- Jarrett N. E., Bousfield E. L. The Amphipod superfamily Hadzioidea on the Pacific coast of North America: Family Melitidae. Part I. The *Melita* group: Systematic and distributional ecology. *Amphipacifica. Journal of Systematic Biology*, 1996, vol. 2, no. 2, pp. 3–74.
- Karaman G. S. Redescription of *Melita planaterga* Kunkel, 1910 from Bermuda with revision of the genera *Melita* Leach and *Abludomelita* n. gen. *Poljoprivreda i šumarstvo, Titograd*, 1981, vol. 27, no. 1, pp. 29–50.
- Labay V. S. Review of amphipods of the *Melita* group (Amphipoda: Melitidae) from the coastal waters of Sakhalin Island (Far East of Russia). II. Genera *Quasimelita* Jarrett and Bousfield, 1996 and *Melitoides* Gurjanova, 1934. *Zootaxa*, 2014, vol. 3689, no. 3, pp. 237–280. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3869.3.3>
- Shoemaker C. R. Amphipoda collected at the Arctic Laboratory, Office of Naval Research, Point Barrow, Alaska, by G. E. McGinite. *Smithsonian Miscellaneous Collections*, 1955, vol. 128, no. 1, pp. 1–78.
- Watling L. A classification system for crustacean setae based on the homology concept. In: *Functional Morphology of Feeding and Grooming in Crustacea* / B. E. Felgenhauer, L. Watling, A. B. Thistle (Eds). Rotterdam, Netherlands : A. A. Balkema, 1989, pp. 15–26. (Crustaceans issues ; vol. 6).

## ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ СВЕДЕНИЯ О МОРФОЛОГИИ И РАСПРОСТРАНЕНИИ *MELITOIDES VALIDA* (SHOEMAKER, 1955) (AMPHIPODA, MELITIDAE)

В. С. Лабай

Сахалинский филиал Всероссийского научно-исследовательского института  
рыбного хозяйства и океанографии, Южно-Сахалинск, Российская Федерация  
E-mail: [v.labaj@yandex.ru](mailto:v.labaj@yandex.ru)

Род *Melitoides* Gurjanova, 1934 (Amphipoda, Melitidae) объединяет три вида амфипод из Арктики и северо-западной части Тихого океана: *Melitoides makarovi* Gurjanova, 1934, *M. valida* (Shoemaker, 1955) и *M. kawaii* Labay, 2014. Только виды *M. makarovi* и *M. kawaii* были отмечены ранее в дальневосточных морях России. *M. valida* обнаружен единожды у арктического побережья Аляски в количестве двух экземпляров; в связи с этим его морфологическое описание было неполным, что привело к трудностям с родовой идентификацией. По данным сборов в сентябре 2018 г. на шельфе Охотского моря у Северо-Восточного Сахалина на глубине 29 м на песках, впервые в дальневосточных морях России обнаружен редкий вид бокоплава *M. valida*. С использованием оптического и электронного сканирующего микроскопов по протоколу Коулмана проведено подробное переописание вида. Собранный материал передан на хранение в коллекцию ракообразных Зоологического музея Дальневосточного федерального университета (г. Владивосток). Экземпляр из Охотского моря идентичен образцам типовой серии с арктического побережья Аляски по форме дорсальной каринации (несёт несколько зубчиков на заднем крае плеосомальных сегментов 2, 3 и уросомальных сегментов 1, 2), по структуре переоподов 1–7, особенно по форме проподуса переоподов 2 (пальмарный край с отчётливым заднедистальным зубцом и с тремя крупными и одним мелким тупыми пальмарными зубцами). Существенно дополнено видовое описание *M. valida* и расширены сведения о его ареале.

**Ключевые слова:** амфипода, Melitidae, *Melitoides valida*, Охотское море, Северо-Восточный Сахалин



UDC [579.61:615]:582.26/.27-119.2

## MARINE AND FRESHWATER MICROALGAE AS A SUSTAINABLE SOURCE OF COSMECEUTICALS\*

© 2021 T. V. Puchkova<sup>1</sup>, S. A. Khapchaeva<sup>1</sup>, V. S. Zotov<sup>1</sup>,  
A. A. Lukyanov<sup>2</sup>, and A. E. Solovchenko<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Federal research centre “Fundamentals of Biotechnology” of RAS, Moscow, Russian Federation

<sup>2</sup>Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russian Federation

<sup>3</sup>Derzhavin Tambov State University, Tambov, Russian Federation

E-mail: [solovchenko@mail.bio.msu.ru](mailto:solovchenko@mail.bio.msu.ru)

Received by the Editor 01.12.2020; after reviewing 31.01.2021;  
accepted for publication 11.03.2021; published online 23.03.2021.

A prominent feature of stress-tolerant microalgae is their versatile metabolism, allowing them to synthesize a broad spectrum of molecules. In microalgae, they increase stress resilience of these organisms. In human body, they exhibit anti-aging, anti-inflammatory, and sunscreen activities. This is not surprising, given that many of the stress-induced deleterious processes in human body and in photosynthetic cell are mediated by the same mechanisms: free-radical attacks and lipid peroxidation. It is also worth noting, that the photosynthetic machinery of microalgae is always at risk of oxidative damage since high redox potentials and reactive molecules are constantly generated during its functioning. These risks are kept at bay by efficient reactive oxygen species elimination systems including, *inter alia*, potent low-molecular antioxidants. Therefore, photosynthetic organisms are a rich source of bioactive substances with a great potential for curbing the negative effects of stresses, acting on human skin cells on a day-to-day basis. In many cases these compounds appear to be less toxic, less allergenic, and, in general, more “biocompatible” than most of their synthetic counterparts. The same algal metabolites are recognized as promising ingredients for innovative cosmetics and cosmeceutical formulations. Ever increasing efforts are being put into the search for new natural biologically active substances from microalgae. This trend is also fueled by the growing demand for natural raw materials for foods, nutraceuticals, pharmaceuticals, and cosmetology, associated with the global transition to a “greener” lifestyle. Although a dramatic diversity of cosmeceuticals was discovered in macrophyte algae, single-celled algae are on the same level or even surpass them in this regard. At the same time, a large-scale biotechnological production of microalgal biomass, enriched with the cosmeceutical compounds, is more technically feasible and economically viable than that of macrophyte biomass. The autotrophic cultivation of microalgae is generally simpler and often cheaper than that of heterotrophic microorganisms. Cultivation in bioreactors makes it possible to obtain more standardized raw biomass, quality of which is less dependent on seasonal factors. Microalgae biotechnology opens many possibilities to the “green” cosmeceutical production. However, a significant part of microalgae chemo- and biodiversity remains so far untapped. Consequently, bioprospecting and biochemical characterization of new algal species and strains, especially those isolated from habitats with harsh environmental conditions, is a major avenue for further research and development. Equally important is the development of approaches to cost-effective microalgae cultivation, as well as induction, extraction, and purification of cosmeceutical metabolites. World scientific community is rapidly accumulating extensive information on the chemistry and diverse effects of microalgae substances and metabolites; many substances of microalgal origin are extensively used in the cosmetic industry. However, the list of extracts and individual chemicals, isolated from them

\*Preprint was published at <https://doi.org/10.20944/preprints202012.0696.v1> on 28 December, 2020.

and thoroughly tested for safety and effectiveness, is not yet very large. Although excellent reviews of individual microalgal cosmeceutical groups exist, here we covered all the most important classes of such compounds of cosmeceutical relevance, linking the patterns of their composition and accumulation with the relevant aspects of microalgae biology.

**Keywords:** carotenoids, chlorophylls, lipids, mycosporine-like amino acids, antioxidants, UV screens

Microalgae are a large and diverse group of unicellular, prokaryotic, and eukaryotic microorganisms. They can grow in freshwater or seawater and play a key role in aquatic ecosystems as the primary producers (Masojídek et al., 2013). Microalgae are characterized by the presence of versatile metabolic pathways, capable of producing a broad spectrum of molecules. Many of these metabolites exert a plethora of beneficial effects on human health, particularly on skin condition and functioning (Algal Green Chemistry..., 2017; Marine Cosmeceuticals..., 2011; Thomas & Kim, 2013). Since the second half of the XX century, ever increasing efforts are being put into the search for new natural biologically active substances from microalgae. This trend is also fueled by the growing demand for natural raw materials for foods, pharmaceuticals, and cosmetology, associated with the global transition to a “greener” lifestyle (Algal Green Chemistry..., 2017; García et al., 2017; Marine Cosmeceuticals..., 2011).

As commercial demand increases, microalgae are cultivated at a large scale under different conditions (Borowitzka & Vonshak, 2017). This gives rise to differences in chemical composition of raw materials from microalgal biomass and, hence, to problems in the process of mass production of cosmetic extracts from the point of view of standardization. Therefore, growing conditions and climatic fluctuations / seasonality, in case of outdoor biomass production, must be taken into account in the process of biomass development for cosmetic lines (Carlsson et al., 2007; Marine Cosmeceuticals..., 2011).

Microalgae are a rich source of various compounds of commercial interest (Kijjoa & Sawangwong, 2004), especially those needed for cosmetics (Table 1): pigments, polysaccharides, and fatty acids (Borowitzka, 2013; Thomas & Kim, 2013). Most of the commercially promising active substances of microalgae are secondary metabolites, that accumulate in cells under unfavorable culture conditions for growth (Mulders et al., 2014; Solovchenko, 2013). Some of the metabolites have a chemical structure, which is not found in terrestrial organisms and has a function that is not yet understood. The high potential of microalgae as raw materials for the pharmaceutical and cosmetic industries is associated with the presence of substances, serving for environmental stress acclimation, which have formed during evolution (Solovchenko, 2010).

**Table 1.** Microalgal ingredients for the cosmetic industry and its main suppliers (Couteau & Coiffard, 2018)

**Таблица 1.** Ингредиенты из микроводорослей для косметической промышленности и их основные поставщики (Couteau & Coiffard, 2018)

Microalgae	Ingredients	Suppliers
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	Megassane	Soliance (merged with Givaudan Active Beauty)
	Depollutine	
<i>Skeletonema costatum</i>	Costalane	
<i>Pyrocystis noctiluca</i>		Microphyt
<i>Chlorella</i>	Dermochlorella D	CODIF Technologie Naturelle
	Dermochlorella DP	
	Agility chlorella	Roquette
		SetAlg
<i>Odontella</i>		Innov'Alg

The autotrophic cultivation of microalgae is generally simpler and often cheaper than that of heterotrophic microorganisms. It can be even economically efficient since microalgae can grow autotrophically (Algal Green Chemistry..., 2017 ; Masojídek et al., 2013). Cultivation in bioreactors makes it possible to obtain more standardized raw biomass, quality of which is less dependent on seasonal factors (Borowitzka, 1999 ; Zittelli et al., 2013). World scientific community has rapidly accumulated extensive information on the chemistry and diverse effects of substances and metabolites of microalgae (Coates et al., 2013 ; García et al., 2017 ; Levine, 2018). Many substances of microalgal origin have found extensive use in the cosmetic industry. However, the list of extracts and individual chemicals, isolated from them and thoroughly tested for safety and effectiveness, is not yet very large (Scott, 2015). Although excellent reviews of individual microalgal cosmeceutical groups exist (Fox & Zimba, 2018 ; Gong & Bassi, 2016 ; Julius, 2018 ; Mimouni et al., 2018 ; Moraçais et al., 2018 ; Novoveská et al., 2019), here we covered all the most important classes of such compounds of cosmeceutical relevance (Eom & Kim, 2013), linking the patterns of their composition and accumulation with the relevant aspects of microalgae biology.

### Structural and reverse polysaccharides

The bulk of the carbohydrates that make up algae are polysaccharides: up to 55 % of the dry matter (Algal Green Chemistry..., 2017 ; Moraçais et al., 2018). A widespread structural polysaccharide, cellulose is a major component of cell wall of many algal species (3–18 % of the cell dry weight). It is a linear homopolymer of  $\beta$ -glucose molecules, linked by  $\beta$ -1,4 glycosidic bonds. Other frequently encountered polysaccharides of microalgae are divided into two groups according to the type of sugar bonds in their polymer chains. These are  $\alpha$ -1,4-glucans (starch and floridean starch) and  $\beta$ -1,3-glucans (chrysolaminarin and paramylon) (Julius, 2018).  $\alpha$ -glucans, such as  $\alpha$ -1,4-glucans, are found in green, charophyte, glaucophyte, dinophyte, cryptomonad, and red microalgae, as well as in cyanobacteria. The latter are characterized by a high degree of branching, resembling in this regard glycogen: the evolutionary oldest reserve glucan (Julius, 2018). Cryptomonad starch, as in red algae, contains more amylopectin (branched molecules with  $\alpha$ -1,4 and  $\alpha$ -1,6 bonds) than amylose (linear chains with  $\alpha$ -1,4 bonds). Starch of chlorophytes contains both amylose and amylopectin (Algal Green Chemistry..., 2017). It differs from the starch of higher plants by a lower molecular weight of amylose and amylopectin and a smaller size of granules. In cosmetics, mostly  $\alpha$ -1,4- and  $\alpha$ -1,6-glucans are used (Kijjoo & Sawangwong, 2004).  $\beta$ -1,3-glucans, e. g. paramylon, are synthesized by euglenophytes and Pavlovaceae from haptophytes. Representatives of the genera *Astasia* and *Euglena* accumulate paramylon to more than 50 % of the cell dry weight. Chrysolaminarin is a water-soluble glucan, a reserve product of golden, yellow-green, and diatom microalgae. This is a colorless substance similar to laminarin of kelps (Julius, 2018). Microalgae also contain more exotic chemically modified, e. g. sulfated, polysaccharide species with unique physical and chemical properties, valued in the cosmetic industry (Arad & van Moppes, 2013 ; Silva et al., 2012).

### Lipids

Microalgae represent an important “green” source of lipids, enriched with biologically active long-chain polyunsaturated fatty acids (hereinafter PUFA), such as  $\gamma$ -linolenic, arachidonic, and eicosapentaenoic (hereinafter EPA), docosahexaenoic acid (hereinafter DHA), and stearidonic acid – fatty acids, exerting vitamin F activity (Cohen & Khozin-Goldberg, 2010 ; Lee et al., 2013 ; Marine Macro- and Microalgae..., 2018 ; Mimouni et al., 2018 ; Ward & Singh, 2005). The lipids are divided into neutral and polar. Neutral lipids are mainly triacylglycerides, which are primarily accumulated in chloroplast or cytosolic lipid bodies, normally accumulated by microalgae in response to stresses (Solovchenko, 2012). Under those conditions, lipid content in oleaginous microalgae cells, such as *Schizochytrium* sp., *Pavlova lutheri*, *Isochrysis*, and *Nannochloropsis*, can reach 50–70 % of the cell dry weight. *Lobosphaera incisa* is capable of accumulating arachidonic acid up to 60 %

of the total fatty acids (Solovchenko et al., 2008). Certain microalgae species are known to accumulate EPA and DHA up to 3–5 % of the cell dry weight (Khozin-Goldberg et al., 2011). The genus *Schizochytrium* is a rich source of DHA (up to 37.7 % of the total fatty acids) (Cohen & Khozin-Goldberg, 2010 ; Mimouni et al., 2018). Microalgae, such as *Rhodomonas salina*, *Tetraselmis suecica*, *Thalassiosira pseudonana*, *Phaeodactylum tricornutum*, *Porphyridium cruentum*, *Nannochloropsis oculata*, and *Nannochloropsis gaditana*, are also intensively studied as potential sources of PUFA (Borowitzka, 2013 ; Solovchenko et al., 2008). A high EPA content was found in red microalgae, where it can reach 50 % of the total fatty acids (Cohen, 1999).

Accumulation of PUFA can be enhanced through the exposure of microalgae to various abiotic stresses, such as extreme salinities, temperatures, and shortage of N and P in the medium. Low-temperature stress for algae is one of the effective strategies for increasing PUFA. As a part of the adaptation to low temperature, microalgae increase PUFA production to maintain membrane fluidity. Cultivation of microalgae in bioreactors under controlled conditions allows to better standardize PUFA profiles of the algal lipid extracts.

Microalgae *Pavlova lutheri* and *Phaeodactylum tricornutum* show an increase in EPA content by about 20–30 % with a decrease in the cultivation temperature to +15 and +10 °C, respectively. On the other hand, high PUFA levels are observed within cell lipids when microalgae are grown under favorable conditions (Solovchenko et al., 2014). The production of “algal oil” by biotechnological methods for the purposes of the food and cosmetic industry has been proved for certain species: *Porphyridium cruentum* and *Cryptocodinium cohnii* (USA), *Schizochytrium* sp. (USA), and *Ulkenia* sp. (Germany) (Dufossé et al., 2005 ; Pulz & Gross, 2004 ; Spolaore et al., 2006). DHA is essential for humans as a major PUFA of brain cell membrane lipids, retina, heart muscle, and sperm; it is also important for the development of young children (Borowitzka, 2013 ; Cohen & Khozin-Goldberg, 2010 ; García et al., 2017 ; Kijjoa & Sawangwong, 2004).

In the cosmetic industry, “algal oil”, a concentrate of the essential  $\omega$ -3 and  $\omega$ -6 PUFA, is becoming more widespread. For infant formulations, “algal oil” from the dinoflagellate *Cryptocodinium cohnii* is used (30 % PUFA of the cell dry weight with DHA comprising approximately 50 % of the total PUFA). The technology for DHA obtaining from *Cryptocodinium* by Martek company (USA) is based on aseptic heterotrophic cultivation of the proprietary algal strain. OmegaTech (USA) produces a cheaper “algal oil” from *Schizochytrium* sp. (branded “DHA Gold”), which is approved for the production of nutraceuticals and food products and is used in skin care products, especially natural cosmetics. German company Nutrinova produces DHA from *Ulkenia* sp. (branded “DHA Active”) (Pulz & Gross, 2004). Food supplements, containing microalgal DHA, are used for the prevention and treatment of diseases, associated with impaired brain activity, heart attack, and age-related visual impairment (Ward & Singh, 2005). EPA from *Porphyridium cruentum*, *Phaeodactylum tricornutum*, *Isochrysis galbana*, *Nannochloropsis* sp., and *Nitzschia laevis* is in demand for the prevention and treatment of lipid metabolism disorders. In cosmetics, this product is an important ingredient for restoring the water-lipid mantle of the skin (Dufossé et al., 2005 ; Spolaore et al., 2006).

**Sterols** perform a variety of functions in marine organisms, *inter alia* chemical defenses against attack by other organisms. Bioactive molecules, as steroid hormones, bile acids, and various biotoxins including steroid and triterpene saponins, can be considered as products of biotransformation of sterols. The structural closeness of algal sterols to the sterols, commonly used in cosmetic chemistry, allows to use them as emulsion bases and raw materials for obtaining, for example, vitamin D and creating new medical preparations and cosmetics on their basis. Microalgal sterols can be components of the cell wall, *e. g.* in *Isochrysis galbana* and *Pavlova lutheri*. The main sterols of these microalgae include clionasterol, 4 $\alpha$ -methyl poriferast-22-enol, poriferasterol, methylpavlovol, and epicampesterol. Thus, *Pavlova lutheri* can produce significant amounts of sterols (*ca.* 100 mg·g<sup>-1</sup> total cell lipids), which can be further increased by ultraviolet (hereinafter UV) exposure of the microalga (Mimouni et al., 2018).

Algal sterols are promising precursors for vitamin D synthesis or as a part of emulsion bases in the production of soft dosage forms; they are potential agents for the treatment of atherosclerosis and have antitumor and anti-inflammatory effects. Thus, desmosterol of microalgae is a versatile precursor giving rise to many biologically active steroids (Marine Macro- and Microalgae..., 2018).

### Pigments

**Chlorophylls** are pigments that absorb light in the blue and red regions of the visible spectrum. They are central to photochemical conversion of light energy in photosynthesis. Within photosynthetic cells, chlorophylls are always bound to proteins. Chlorophylls *a*, *b*, *d*, and *f* have a long apolar phytol chain, lacking in chlorophylls *c*. All microalgal taxa contain chlorophyll *a*, whereas the composition of chlorophylls depends on the algal group (Barbosa & Roque, 2019).

The antimicrobial, anti-inflammatory effect of chlorophyll-based drugs, their ability to stimulate not only hematopoiesis, but also the healing of wounds and ulcers, has long been known. As an antiseptic additive, chlorophyll is popular in cosmetics for oily skin and skin with acne, as well as for care products for oily scalp (Freitas et al., 2019 ; Mu et al., 2019). Chlorophyll derivatives 13-hydroxyphaeophytin and 13-hydroxyphaeopharnesin, isolated from the cyanobacterium *Spirulina* and green microalga *Chlorella*, demonstrated a significant lipid-reducing activity in the model of differentiated adipocytes 3T3-L1. The experimental data suggests that these compounds are promising for development of nutraceuticals with a lipid-control activity or a cosmetic ingredient with lipolytic activity (Freitas et al., 2019). The pronounced deodorizing properties of chlorophyll derivatives were the basis for their widespread use as an active component of hygiene products, used for oral care, and deodorants in natural cosmetics. In the cosmetics of the natural direction of skin care, chlorophyll is also used as a pigment. Production of chlorophyll-based cosmeceutical additives is a very promising direction for substituting chlorophyll preparation from higher plants.

**Carotenoids** are natural pigments that convey yellow, orange, or red hue to organisms, containing them. Chemically, they are a class of tetraterpenoids with a C<sub>40</sub> backbone ubiquitously present in the photosynthetic apparatus of plants, microalgae, and cyanobacteria (Gong & Bassi, 2016 ; Sun et al., 2018). Carotenoids are divided into carotenes, the hydrocarbons devoid of oxygen, and xanthophylls, which contain oxygen (Gong & Bassi, 2016 ; Moraçais et al., 2018 ; Novoveská et al., 2019 ; Sun et al., 2018). Around 750 natural carotenoids were isolated from various biological sources, of which about 200 were found in algae; nearly 30 of them were involved in photosynthesis of microalgae (Gong & Bassi, 2016). These are among the most diverse and widespread pigments in nature.

Carotenoids also found extensive use in the foods, nutraceuticals, pharmaceuticals, medicines, and cosmetic industry due to their antioxidant, antibacterial, antiviral, antifungal, anti-inflammatory, and antitumor properties (Black et al., 2020 ; Mulders et al., 2014 ; Novoveská et al., 2019). The antioxidant activity of carotenoids determines their application as functional food and cosmetics ingredients, as well as safe colorants (Boer, 2014). Currently, carotenoids, derived from microalgae, dominate certain segments of the natural pigment market (Novoveská et al., 2019). Overall, microalgal carotenoid production is considered as an important business opportunity for the healthcare and cosmetic industry of the future. The main carotenoids, currently commercially used in the world, are  $\beta$ -carotene, astaxanthin, lutein, canthaxanthin, zeaxanthin, and fucoxanthin (Gong & Bassi, 2016 ; Moraçais et al., 2018). Lycopene and canthaxanthin are also biotechnologically important carotenoids. Natural carotenoids occur in microalgae as a mixture of *cis-trans* and optical isomers, whereas synthetic carotenoids are mostly in the free form. Natural carotenoids are preferred in cosmetic applications over their synthetic counterpart due to safety and higher bioavailability.

**$\beta$ -carotene** is a yellow-orange strongly polar carotenoid. It is synthesized by photosynthetic organisms; it participates in light harvesting and photoprotection of chlorophyll and in prevention of damage to DNA by active oxygen forms (Davidi et al., 2015 ; Telfer, 2002). In nature,  $\beta$ -carotene is the most

common precursor of vitamin A and a powerful antioxidant (Black et al., 2020).  $\beta$ -carotene is used as a food coloring agent, as well as in medicines, nutraceuticals, cosmetics, and feed (Novoveská et al., 2019). Commercial production of microalgal  $\beta$ -carotene employs diverse technologies from shallow ponds to advanced photobioreactors.  $\beta$ -carotene from *Dunaliella salina* (Fig. 1) was the first product, commercially obtained from microalgae (Lamers et al., 2010 ; Ye et al., 2009). The content of  $\beta$ -carotene in *Dunaliella salina* biomass reaches 10–14 % under stress conditions. Commercial companies, producing  $\beta$ -carotene from microalgae, include Aqua Carotene (USA), Nature Beta Technologies (Israel), Cognis Nutrition & Health (Australia), Cyanotech (USA), and Parry Nutraceuticals (India).



**Fig. 1.** Changes in *Dunaliella salina* cell morphology (left to right) in the course of high light and salinity stress-induced accumulation of  $\beta$ -carotene. Courtesy of Dr. Elena Seliwanova

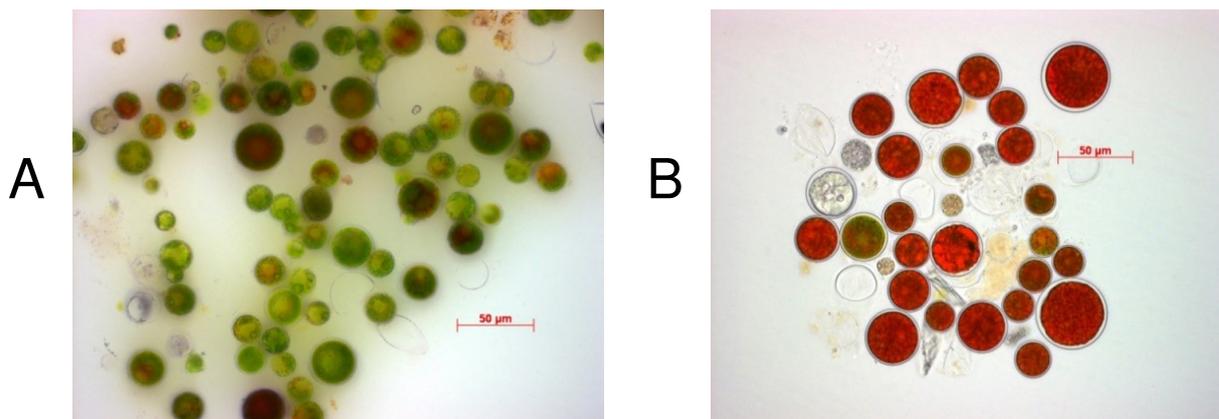
**Рис. 1.** Изменение морфологии клеток микроводоросли *Dunaliella salina* (слева направо) в ходе накопления  $\beta$ -каротина под действием высокой солёности и света высокой интенсивности. Фото любезно предоставлены Е. А. Селивановой

**Astaxanthin** (3,3-dihydroxy- $\beta$ -carotene-4,4-dione) is an oxygenated derivative of  $\beta$ -carotene. It is biosynthesized by some species of microalgae, fungi, and plants; this carotenoid gives salmon, shrimp, and lobsters, as well as their consumers, *e. g.* birds, their distinctive coloration (Novoveská et al., 2019). The high stress resilience of the astaxanthin-producing microalgae is a good marketing legend for the cosmetic industry, where extracts from these microalgae are offered as skin care products (Solovchenko, 2012). The natural pigment, represented mainly by the 3*S*,3'*S* isomer, in antioxidant activity also exceeds its synthetic counterpart, which is a racemate comprised by all possible optical isomers (Han et al., 2013).

Antioxidant activity of astaxanthin exceeds considerably that of other carotenoids such as  $\beta$ -carotene, protecting the lipid structures of the cell, especially cell membrane phospholipids. The unique astaxanthin structure facilitates its accumulation in cell membranes. Unlike other antioxidants, which are located either inside or outside the lipid bilayer of the membrane, astaxanthin molecules have a unique ability to be located across the lipid bilayer of the membrane, protecting it from the attacks of charged and uncharged reactive oxygen species (Hussein et al., 2006 ; Naguib, 2000). Astaxanthin protects microalgal cells from exposure to high light intensity and from harmful UV radiation, decreasing the formation of reactive oxygen species. This is also the basis for the use of *Haematococcus* extracts in protective skin care products (Cornish & Garbary, 2010 ; Tanaka et al., 2012).

Unlike  $\beta$ -carotene, astaxanthin is not a precursor of vitamin A, so it can be taken up safely without the risk of side effects, associated with vitamin A overdose. Astaxanthin has pronounced anti-inflammatory and antitumor effects and a rare ability to penetrate the blood-brain barrier; the latter characteristic determines its efficiency in prevention and treatment of central nervous system diseases (Goiris et al., 2012 ; Tanaka et al., 2012). For commercial cosmeceutical needs, astaxanthin is used in various forms: pills, capsules, syrups, oils, soft gels, creams, biomass dry powder, and granular powder (Cornish & Garbary, 2010 ; Thomas & Kim, 2013).

*Haematococcus pluvialis* (Fig. 2) is the most widely used as a producer of natural astaxanthin, although other microalgae, including *Chlorococcum* sp., *Chlorella zofingiensis*, *Botryococcus braunii*, *Chlamydomonas nivalis*, *Scotiellopsis oocystiformis*, and *Chloromonas nivalis*, are capable of synthesizing astaxanthin (Chubchikova et al., 2011). In *Haematococcus*, astaxanthin is predominantly esterified by fatty acids [ $C_{16:0}$ ,  $C_{18:2}$ , and  $C_{18:1}$  (Zhekisheva et al., 2005)]. Under stress conditions (nitrogen depletion, as well as high light intensity or salinity), *Haematococcus pluvialis* can accumulate astaxanthin up to 5–6 % of the cell dry weight during stress-induced transition of green vegetative cells into astaxanthin-rich resting haematocysts (Boussiba, 2000 ; Chekanov et al., 2016).



**Fig. 2.** Accumulation of astaxanthin in *Haematococcus pluvialis*: A – green vegetative cells, where accumulation has just begun; B – astaxanthin-rich haematocysts

**Рис. 2.** Накопление астаксантина в клетках *Haematococcus pluvialis*: А — зелёные вегетативные клетки в начале накопления астаксантина; В — обогащённые астаксантином гематоцисты

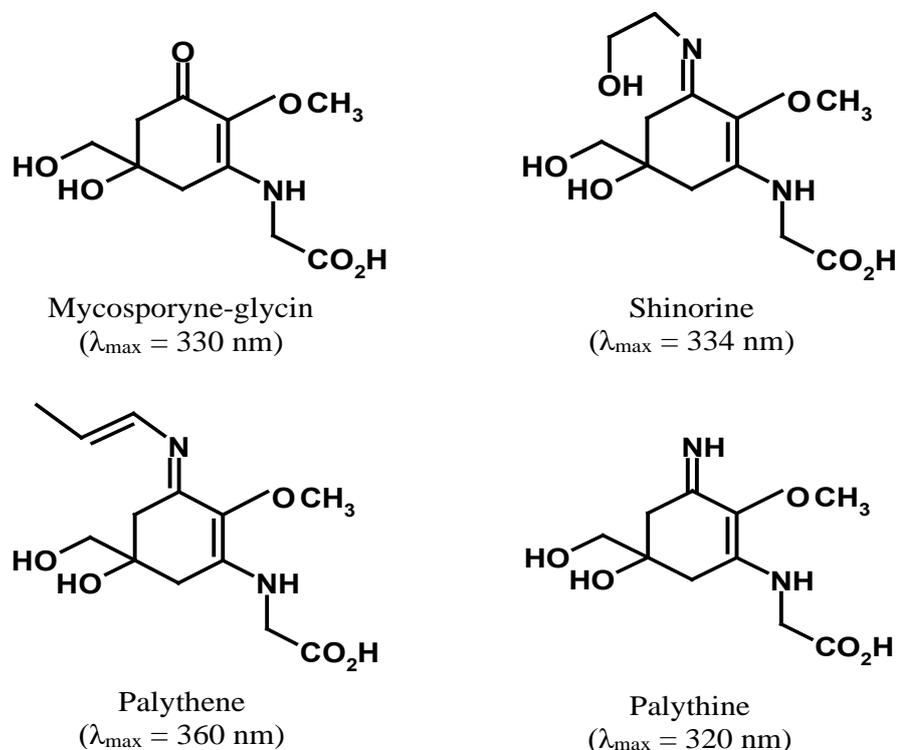
Astaxanthin patents are related to food, feed, and nutraceutical, which are currently the main market driver for the pigment. Algatech (Israel), Nutrex Hawaii (USA), Cyanotech (USA), Jingzhou Natural Astaxanthin Inc. (China), Algatech International (Malaysia), and Parry Nutraceuticals (India) are the main suppliers of microalgal astaxanthin on the market (Cornish & Garbary, 2010 ; Kijjoa & Sawangwong, 2004). Currently, astaxanthin from *Haematococcus* accounts for several percent of the global carotenoid market (Li et al., 2011) as a food coloring agent and a cosmetics ingredient.

**Fucoxanthin** is an accessory pigment in chloroplast of brown algae, phytoplankton, brown seaweed, and diatoms, giving them a brownish or olive-green color. Microalgae *Phaeodactylum tricorutum* and *Isochrysis galbana* are the main commercially significant producers of fucoxanthin. Structural peculiarity of this pigment includes the presence of an unusual double allyl carbon and two hydroxyl groups, which are thought to increase its high energy transfer efficiency (80 %) and strong antioxidant activity. Fucoxanthin beneficial effects include antioxidant, antitumor, antidiabetic, and other activities (Kijjoa & Sawangwong, 2004 ; Novoveská et al., 2019). In cosmetics, it is used to whiten and improve skin condition, as well as a natural antioxidant and lipolytic agent.

#### Mycosporine-like amino acids

Mycosporine-like amino acids (hereinafter MAA) are secondary metabolites, found in marine organisms of any climate zone, including microalgae, especially affected by high fluxes of solar radiation or hypersaline conditions (Gröniger et al., 2000 ; Shick & Dunlap, 2002). Over the past 30 years, cyanobacteria from the orders Synechococcales, Chroococcales, Oscillatoriales, and Nostocales have been studied for the presence of new MAA, while the orders Gloeobacterales, Spirulinales, Pleurocapsales, and Chroococcidiopsidales remain scarcely investigated in this regard. MAA are low-molecular mass, colorless, uncharged, and water-soluble molecules. MAA possess a similar backbone,

but differ in functional groups; they include cyclohexenone or cyclohexenimine ring, conjugated with an amino alcohol group or a nitrogen subgroup of an amino acid (Shick & Dunlap, 2002) [Fig. 3 and (Wada et al., 2015)].



**Fig. 3.** Typical mycosporine-like amino acids and their absorption maxima

**Рис. 3.** Типичные представители микоспорин-подобных аминокислот с указанием длины волны максимума поглощения

Prolonged exposure to UV radiation causes skin photoaging and several other disorders, *inter alia* fine and coarse wrinkling, and increases the risk of skin cancer. The most noticeable disorders include erythema, edema, blisters, sunburn cell formation, phototoxic reactions, photo-allergy, photo-sensitivity, and acute photo-immunosuppression (Brenner & Hearing, 2008). Sunscreens are commonly applied to reduce the harmful effects of UV on the skin. MAA are promising alternative UV-absorbing compounds of natural origin, which are highly soluble in water and do not generate reactive oxygen species upon absorption of UV radiation. More than 30 MAA from various organisms have been characterized (Gröniger et al., 2000 ; Torres et al., 2006). In addition to photoprotective properties, there is substantial evidence that MAA protect skin from aging and can exert antioxidant and anti-inflammatory activity; MAA can also inhibit protein glycation and collagenase activity. MMA anti-photoaging activity is thought to be related with reduction lipid peroxidation, a determinant of the aging process (de la Coba et al., 2009). Application of 0.005 % MAA in lecithin liposomes on the inner side of the forearm inhibited UVA-stimulated lipid peroxidation by 37 %; four-week treatments improved the skin elasticity and smoothness by 10 % and 12 %, respectively (Schmid et al., 2006). The tested MAA formulation was as effective as the standard cream, containing 1 % synthetic UV filters, Parsol® 1789 and 4 % UVB filters, Neo Heliopan® AV (Schmid et al., 2006). MAA also inhibited the UV-enhanced activity of elastase, which leads to the decomposition of elastin and the formation of wrinkles by 82.5 % as compared to unprotected UVA irradiated cells (Ryu et al., 2014). In addition, MAA can protect the skin from photoaging by regulating the expression level of genes, associated with inflammation, such as COX-2. Treatment of the model cells with Myc-Gly caused a two-fold decline in COX-2 mRNA levels (Suh et al., 2014).

A promising alternative to existing chemical and physical sunscreen filters is the use of multifunctional MAA, which are also suitable for cosmetics formulations (Godlewska et al., 2017 ; Suh et al., 2014). Experiments with cell culture models demonstrated UV-protective effects in HaCaT human keratinocyte cell line (Ishihara et al., 2017). Application of MAA prevented the UV-induced reduction of trans-urocanic acid and UV-stimulated histidine build-up. A crude methanol extract of cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, enriched in MAA, showed a level of UVA protection as compared to a commercial skin care product with a sun protection factor SPF = 4 and a UVA/UVB protection ratio of 0.95 (Torres et al., 2006).

### Conclusion and outlook

Microalgae are naturally equipped in terms of metabolic plasticity to cope with diverse stresses. They synthesize a broad spectrum of molecules, exerting potent beneficial effects on many aspects of human body functioning. This is scarcely surprising given that many of the stress-induced deleterious processes in the human body and in a photosynthetic cell are mediated by the same mechanisms, such as free-radical attacks and lipid peroxidation. It is also worth noting that the photosynthetic machinery of microalgae is always at risk of oxidative damage since high redox potentials and reactive molecules are constantly generated during its functioning. These risks are kept at bay by efficient reactive oxygen species elimination systems including potent low-molecular antioxidants.

Therefore, photosynthetic organisms are a rich source of bioactive substances with a great potential for curbing the negative effects of stresses on human skin cells from day to day. In many cases these compounds appear to be less toxic, less allergenic, and, in general, more “biocompatible” than most of their synthetic counterparts. Although a dramatic diversity of cosmeceuticals was discovered in macrophyte algae, single-celled algae are on the same level or even surpass them in this regard. At the same time, the large-scale biotechnological production of microalgal biomass, enriched with the cosmeceutical compounds, is more technically feasible and economically viable than that of macrophyte biomass (Fig. 4).

STRENGTHS	WEAKNESSES
<ul style="list-style-type: none"> <li>• ample diversity of microalgae and their metabolites;</li> <li>• natural “green” sources of the cosmeceuticals and consumer enthusiasm;</li> <li>• synergistic effects, e. g. carotenoids + lipids</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• high production costs;</li> <li>• low robustness of cultivation;</li> <li>• complicated and expensive downstream processing;</li> <li>• climate limitation for open cultivation system</li> </ul>
OPPORTUNITIES	THREATS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• growing market;</li> <li>• cultivation and downstream processing technology progress;</li> <li>• increasing end-user awareness;</li> <li>• strain improvement;</li> <li>• combining natural and synthetic production</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• legal problems (stringent regulations);</li> <li>• strong competition from low-cost producers and synthetic analogues;</li> <li>• seasonal dependence of the biomass quality and availability</li> </ul>

**Fig. 4.** SWOT analysis of production of cosmeceuticals from microalgal sources [modified from (Novoveská et al., 2019)]

**Рис. 4.** SWOT-анализ производства космецевтических субстанций из микроводорослей [по: (Novoveská et al., 2019), с изменениями]

Even such a brief review makes obvious the advantages and the potential of microalgal biotechnology for the “green” cosmeceutical production. However, a significant part of the chemo- and biodiversity of microalgae remains so far untapped. Consequently, bioprospecting and biochemical characterization of new algal species and strains, especially those isolated from habitats with harsh environmental conditions, is a major avenue for further research and development. As important is the development of efficient approaches to cost-effective cultivation of microalgae, as well as induction, extraction, and purification of cosmeceutical metabolites.

*This research was funded by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (grant No. RFMEFI60419X0213).*

**Acknowledgement.** Critical reading of the manuscript by Dr. Ranga Rao Ambati is greatly appreciated.

## REFERENCES

1. *Algal Green Chemistry: Recent Progress in Biotechnology* / R. P. Rastogi, D. Madamwar, A. Pandey (Eds). Amsterdam : Elsevier, 2017, 336 p.
2. Arad S., van Moppes D. Novel sulfated polysaccharides of red microalgae: Basics and applications. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. 2<sup>nd</sup> ed. / A. Richmond, Q. Hu (Eds). Chichester : Wiley-Blackwell, 2013, chap. 21, pp. 406–416. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch21>
3. Barbosa A. J., Roque A. C. Free marine natural products databases for biotechnology and bioengineering. *Biotechnology Journal*, 2019, vol. 14, iss. 11, art. no. 1800607 (8 p.). <https://doi.org/10.1002/biot.201800607>
4. Black H. S., Boehm F., Edge R., Truscott T. G. The benefits and risks of certain dietary carotenoids that exhibit both anti- and pro-oxidative mechanisms – A comprehensive review. *Antioxidants*, 2020, vol. 9, iss. 3, art. no. 264 (31 p.). <https://doi.org/10.3390/antiox9030264>
5. Boer L. Biotechnological production of colorants. In: *Biotechnology of Food and Feed Additives* / H. Zorn, P. Czermak (Eds). Berlin ; Heidelberg : Springer, 2013, pp. 51–89. (Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, 2014, vol. 143). [https://doi.org/10.1007/10\\_2013\\_241](https://doi.org/10.1007/10_2013_241)
6. Borowitzka M. A. Commercial production of microalgae: Ponds, tanks, and fermenters. *Journal of Biotechnology*, 1999, vol. 70, iss. 1–3, pp. 313–321. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(99\)00083-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(99)00083-8)
7. Borowitzka M. A. High-value products from microalgae – Their development and commercialisation. *Journal of Applied Phycology*, 2013, vol. 25, pp. 743–756. <https://doi.org/10.1007/s10811-013-9983-9>
8. Borowitzka M. A., Vonshak A. Scaling up microalgal cultures to commercial scale. *European Journal of Phycology*, 2017, vol. 52, iss. 4, pp. 407–418. <https://doi.org/10.1080/09670262.2017.1365177>
9. Boussiba S. Carotenogenesis in the green alga *Haematococcus pluvialis*: Cellular physiology and stress response. *Physiologia Plantarum*, 2000, vol. 108, iss. 2, pp. 111–117. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2000.108002111.x>
10. Brenner M., Hearing V. J. The protective role of melanin against UV damage in human skin. *Photochemistry and Photobiology*, 2008, vol. 84, iss. 3, pp. 539–549. <https://doi.org/10.1111/j.1751-1097.2007.00226.x>
11. Carlsson A., Van Beilen J., Möller R., Clayton D. *Micro- and macro-algae: Utility for industrial applications : outputs from the EPOBIO project* / D. Bowles (Ed.) ; CNAP, University of York. Newbury, UK : CPL Press, 2007, 82 p. [https://www.etipbioenergy.eu/images/epobio\\_aquatic\\_report.pdf](https://www.etipbioenergy.eu/images/epobio_aquatic_report.pdf)
12. Chekanov K., Lukyanov A., Boussiba S., Aflalo C., Solovchenko A. Modulation of photosynthetic activity and photoprotection in *Haematococcus pluvialis* cells during their conversion into haematocysts and back. *Photosynthesis Research*, 2016, vol. 128, pp. 313–323. <https://doi.org/10.1007/s11120-016-0246-x>
13. Chubchikova I., Drobetskaya I., Minyuk G., Dantsyuk N., Chelebieva E. Screening of green microalgae as potential source of nature keto-carotenoids. 2. Features of growth and secondary carotenogenesis in the representatives of the genus *Bracteacoccus* (Chlorophyceae). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2011, vol. 10, no. 1, pp. 91–97.
14. Coates R. C., Trentacoste E., Gerwick W. H. Bioactive and novel chemicals from microalgae.

- In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, 2<sup>nd</sup> ed. / A. Richmond, Q. Hu (Eds). Chichester : Wiley-Blackwell, 2013, chap. 26, pp. 504–531. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch26>
15. Cohen Z. [Production of polyunsaturated fatty acids by the microalga] *Porphyridium cruentum*. In: *Production of Chemicals by Microalgae* / Z. Cohen (Ed.). Boca Raton ; London ; New York : CRC Press, 1999, pp. 1–24. <https://doi.org/10.1201/9781482295306>
  16. Cohen Z., Khozin-Goldberg I. Searching for polyunsaturated fatty acid-rich photosynthetic microalgae. In: *Single Cell Oils. Microbial and Algal Oils*. 2<sup>nd</sup> ed. / Z. Cohen, C. Ratledge (Eds). Urbana, IL : AOCS Press, 2010, pt. 3, chap. 10, pp. 201–224. <https://doi.org/10.1016/B978-1-893997-73-8.50014-1>
  17. Cornish M. L., Garbary D. J. Antioxidants from macroalgae: Potential applications in human health and nutrition. *Algae*, 2010, vol. 25, iss. 4, pp. 155–171. <https://doi.org/10.4490/algae.2010.25.4.155>
  18. Couteau C., Coiffard L. Microalgal application in cosmetics. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, chap. 15, pp. 317–323. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00015-3>
  19. Davidi L., Levin Y., Ben-Dor S., Pick U. Proteome analysis of cytoplasmatic and of plastidic  $\beta$ -carotene lipid droplets in *Dunaliella bardawil*. *Plant Physiology*, 2015, vol. 167, iss. 1, pp. 60–79. <https://doi.org/10.1104/pp.114.248450>
  20. de la Coba F., Aguilera J., De Galvez M., Alvarez M., Gallego E., Figueroa F., Herrera E. Prevention of the ultraviolet effects on clinical and histopathological changes, as well as the heat shock protein-70 expression in mouse skin by topical application of algal UV-absorbing compounds. *Journal of Dermatological Science*, 2009, vol. 55, iss. 3, pp. 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.jdermsci.2009.06.004>
  21. Dufossé L., Galaup P., Yaron A., Arad S. M., Blanc P., Murthy K. N. C., Ravishankar G. A. Microorganisms and microalgae as sources of pigments for food use: A scientific oddity or an industrial reality? *Trends in Food Science & Technology*, 2005, vol. 16, iss. 9, pp. 389–406. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2005.02.006>
  22. Eom S.-H., Kim S.-K. Cosmeceutical applications from marine organisms. In: *Cosmeceuticals and Cosmetic Practice* / P. K. Farris (Ed.). Chichester : John Wiley & Sons, Ltd., 2013, pp. 200–208.
  23. Fox J. M., Zimba P. V. Minerals and trace elements in microalgae. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, pp. 177–193. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00008-6>
  24. Freitas S., Silva N. G., Sousa M. L., Ribeiro T., Rosa F., Leão P. N., Vasconcelos V., Reis M. A., Urbatzka R. Chlorophyll derivatives from marine cyanobacteria with lipid-reducing activities. *Marine Drugs*, 2019, vol. 17, iss. 4, art. no. 229 (18 p.). <https://doi.org/10.3390/md17040229>
  25. García J. L., de Vicente M., Galán B. Microalgae, old sustainable food and fashion nutraceuticals. *Microbial Biotechnology*, 2017, vol. 10, iss. 5, pp. 1017–1024. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12800>
  26. Godlewska K., Dmytryk A., Tuhy Ł., Chojnacka K. Algae as source of food and nutraceuticals. In: *Prospects and Challenges in Algal Biotechnology* / B. Tripathi, D. Kumar (Eds). Singapore : Springer, 2017, pp. 277–294. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-1950-0\\_10](https://doi.org/10.1007/978-981-10-1950-0_10)
  27. Goiris K., Muylaert K., Fraeye I., Foubert I., De Brabanter J., De Cooman L. Antioxidant potential of microalgae in relation to their phenolic and carotenoid content. *Journal of Applied Phycology*, 2012, vol. 24, pp. 1477–1486. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9804-6>
  28. Gong M., Bassi A. Carotenoids from microalgae: A review of recent developments. *Biotechnology Advances*, 2016, vol. 34, iss. 8, pp. 1396–1412. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.10.005>
  29. Gröniger A., Sinha R., Klisch M., Häder D. Photoprotective compounds in cyanobacteria, phytoplankton and macroalgae – A database. *Journal of Photochemistry & Photobiology B: Biology*, 2000, vol. 58, iss. 2–3, pp. 115–122. [https://doi.org/10.1016/S1011-1344\(00\)00112-3](https://doi.org/10.1016/S1011-1344(00)00112-3)
  30. Han D., Li Y., Hu Q. Astaxanthin in microalgae: Pathways, functions and biotechnological implications. *Algae*, 2013, vol. 28, iss. 2, pp. 131–147. <https://doi.org/10.4490/algae.2013.28.2.131>
  31. Hussein G., Sankawa U., Goto H., Matsumoto K., Watanabe H. Astaxanthin, a carotenoid with

- potential in human health and nutrition. *Journal of Natural Products*, 2006, vol. 69, iss. 3, pp. 443–449. <https://doi.org/10.1021/np050354+>
32. Ishihara K., Watanabe R., Uchida H., Suzuki T., Yamashita M., Takenaka H., Nazifi E., Matsugo S., Yamaba M., Sakamoto T. Novel glycosylated mycosporine-like amino acid, 13-O-( $\beta$ -galactosyl)-porphyra-334, from the edible cyanobacterium *Nostoc sphaericum* – protective activity on human keratinocytes from UV light. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 2017, vol. 172, pp. 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2017.05.019>
33. Julius M. L. Carbohydrate diversity in microalgae: A phylogenetically arranged presentation. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, pp. 133–144. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00006-2>
34. Khozin-Goldberg I., Iskandarov U., Cohen Z. LC-PUFA from photosynthetic microalgae: Occurrence, biosynthesis, and prospects in biotechnology. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, vol. 91, iss. 4, pp. 905–915. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3441-x>
35. Kijjoo A., Sawangwong P. Drugs and cosmetics from the sea. *Marine Drugs*, 2004, vol. 2, iss. 2, pp. 73–82. <https://doi.org/10.3390/md202073>
36. Lamers P. P., van de Laak C. C. W., Kaasenbrood P. S., Lorier J., Janssen M., De Vos R. C. H., Bino R. J., Wijffels R. H. Carotenoid and fatty acid metabolism in light-stressed *Dunaliella salina*. *Biotechnology and Bioengineering*, 2010, vol. 106, iss. 4, pp. 638–648. <https://doi.org/10.1002/Bit.22725>
37. Lee J.-C., Hou M.-F., Huang H.-W., Chang F.-R., Yeh C.-C., Tang J.-Y., Chang H.-W. Marine algal natural products with anti-oxidative, anti-inflammatory, and anti-cancer properties. *Cancer Cell International*, 2013, vol. 13, art. no. 55 (7 p.). <https://doi.org/10.1186/1475-2867-13-55>
38. Levine I. A. Algae: A way of life and health. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, chap. 1, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00001-3>
39. Li J., Zhu D., Niu J., Shen S., Wang G. An economic assessment of astaxanthin production by large scale cultivation of *Haematococcus pluvialis*. *Biotechnology Advances*, 2011, vol. 29, iss. 6, pp. 568–574. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.04.001>
40. *Marine Cosmeceuticals: Trends and Prospects* / S.-K. Kim (Ed). Boca Raton : CRC Press, 2011, 432 p. <https://doi.org/10.1201/b10120>
41. *Marine Macro- and Microalgae : An Overview* / F. X. Malcata, I. S. Pinto, A. C. Guedes (Eds). Boca Raton : CRC Press, 2018, 342 p. <https://doi.org/10.1201/9781315119441>
42. Masojídek J., Torzillo G., Koblížek M. Photosynthesis in microalgae. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, 2<sup>nd</sup> ed. / A. Richmond, Q. Hu (Eds). Chichester : Wiley-Blackwell, 2013, chap. 2, pp. 21–35. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch2>
43. Mimouni V., Couzinet-Mossion A., Ulmann L., Wielgosz-Collin G. Lipids from microalgae. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, pp. 109–131. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00005-0>
44. Morançais M., Mouget J.-L., Dumay J. Proteins and pigments. In: *Microalgae in Health and Disease Prevention* / I. A. Levine, J. Fleurence (Eds). London : Academic Press, 2018, pp. 145–175. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811405-6.00007-4>
45. Mu N., Mehar J. G., Mudliar S. N., Shekh A. Y. Recent advances in microalgal bioactives for food, feed, and healthcare products: Commercial potential, market space, and sustainability. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 2019, vol. 18, iss. 6, pp. 1882–1897. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12500>
46. Mulders K. J. M., Lamers P. P., Martens D. E., Wijffels R. H. Phototrophic pigment production with microalgae: Biological constraints and opportunities. *Journal of Phycology*, 2014, vol. 50, iss. 2, pp. 229–242. <https://doi.org/10.1111/jpy.12173>
47. Naguib Y. Antioxidant activities of astaxanthin and related carotenoids. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 2000, vol. 48, iss. 4, pp. 1150–1154. <https://doi.org/10.1021/jf991106k>
48. Novoveská L., Ross M. E., Stanley M. S., Pradelles R., Wasiolek V., Sassi J. F. Microalgal carotenoids: A review of production, current markets, regulations, and future direction. *Marine*

- Drugs*, 2019, vol. 17, iss. 11, art. no. 640 (21 p.). <https://doi.org/10.3390/md17110640>
49. Pulz O., Gross W. Valuable products from biotechnology of microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2004, vol. 65, pp. 635–648. <https://doi.org/10.1007/s00253-004-1647-x>
50. Ryu J., Park S.-J., Kim I.-H., Choi Y. H., Nam T.-J. Protective effect of porphyra-334 on UVA-induced photoaging in human skin fibroblasts. *International Journal of Molecular Medicine*, 2014, vol. 34, iss. 3, pp. 796–803. <https://doi.org/10.3892/ijmm.2014.1815>
51. Schmid D., Schürch C., Züllli F. Mycosporine-like amino acids from red algae protect against premature skin-aging. *Euro Cosmetics*, 2006, vol. 9, pp. 1–4.
52. Scott R. Marine ingredients: Latest actives from the deep. *Personal Care*, 2015, vol. 4, pp. 43–44.
53. Shick J., Dunlap W. Mycosporine-like amino acids and related gadusols: Biosynthesis, accumulation, and UV-protective functions in aquatic organisms. *Annual Review of Physiology*, 2002, vol. 64, pp. 223–262. <https://doi.org/10.1146/annurev.physiol.64.081501.155802>
54. Silva T. H., Alves A., Popa E. G., Reys L. L., Gomes M. E., Sousa R. A., Silva S. S., Mano J. F., Reis R. L. Marine algae sulfated polysaccharides for tissue engineering and drug delivery approaches. *Biomatter*, 2012, vol. 2, iss. 4, pp. 278–289. <https://doi.org/10.4161/biom.22947>
55. Solovchenko A. *Photoprotection in Plants: Optical Screening-based Mechanisms*. Berlin ; Heidelberg : Springer, 2010, 167 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-13887-4>
56. Solovchenko A. Physiological role of neutral lipid accumulation in eukaryotic microalgae under stresses. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2012, vol. 59, pp. 167–176. <https://doi.org/10.1134/S1021443712020161>
57. Solovchenko A., Khozin-Goldberg I., Didi-Cohen S., Cohen Z., Merzlyak M. Effects of light intensity and nitrogen starvation on growth, total fatty acids and arachidonic acid in the green microalga *Parietochloris incisa*. *Journal of Applied Phycology*, 2008, vol. 20, pp. 245–251. <https://doi.org/10.1007/s10811-007-9233-0>
58. Solovchenko A., Lukyanov A., Solovchenko O., Didi-Cohen S., Boussiba S., Khozin-Goldberg I. Interactive effects of salinity, high light, and nitrogen starvation on fatty acid and carotenoid profiles in *Nannochloropsis oceanica* CCALA 804. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 2014, vol. 116, iss. 5, pp. 635–644. <https://doi.org/10.1002/ejlt.201300456>
59. Solovchenko A. E. Physiology and adaptive significance of secondary carotenogenesis in green microalgae. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2013, vol. 60, pp. 1–13. <https://doi.org/10.1134/s1021443713010081>
60. Spolaore P., Joannis-Cassan C., Duran E., Isambert A. Commercial applications of microalgae. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2006, vol. 101, iss. 2, pp. 87–96. <https://doi.org/10.1263/jbb.101.87>
61. Suh S.-S., Hwang J., Park M., Seo H. H., Kim H.-S., Lee J. H., Moh S. H., Lee T.-K. Anti-inflammation activities of mycosporine-like amino acids (MAAs) in response to UV radiation suggest potential anti-skin aging activity. *Marine Drugs*, 2014, vol. 12, iss. 10, pp. 5174–5187. <https://doi.org/10.3390/md12105174>
62. Sun T., Yuan H., Cao H., Yazdani M., Tadmor Y., Li L. Carotenoid metabolism in plants: The role of plastids. *Molecular Plant*, 2018, vol. 11, iss. 1, pp. 58–74. <https://doi.org/10.1016/j.molp.2017.09.010>
63. Tanaka T., Shnimizu M., Moriwaki H. Cancer chemoprevention by carotenoids. *Molecules*, 2012, vol. 17, iss. 3, pp. 3202–3242. <https://doi.org/10.3390/molecules17033202>
64. Telfer A. What is  $\beta$ -carotene doing in the photosystem II reaction centre? *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences*, 2002, vol. 357, iss. 1426, pp. 1431–1440. <https://doi.org/10.1098/rstb.2002.1139>
65. Thomas N. V., Kim S.-K. Beneficial effects of marine algal compounds in cosmeceuticals. *Marine Drugs*, 2013, vol. 11, iss. 1, pp. 146–164. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fmd11010146>
66. Torres A., Enk C. D., Hochberg M., Srebnik M. Porphyra-334, a potential natural source for UVA protective sunscreens. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2006, vol. 5, iss. 4, pp. 432–435. <https://doi.org/10.1039/B517330M>
67. Wada N., Sakamoto T., Matsugo S. Mycosporine-like amino acids and their derivatives as natural antioxidants. *Antioxidants*, 2015, vol. 4, iss. 3, pp. 603–646. <https://doi.org/10.3390/antiox4030603>

68. Ward O. P., Singh A. Omega-3/6 fatty acids: Alternative sources of production. *Process Biochemistry*, 2005, vol. 40, iss. 12, pp. 3627–3652. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.02.020>
69. Ye Z.-W., Jiang J.-G., Wu G.-H. Biosynthesis and regulation of carotenoids in *Dunaliella*: Progresses and prospects. *Biotechnology Advances*, 2009, vol. 26, iss. 4, pp. 352–360. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.03.004>
70. Zhekisheva M., Zarka A., Khozin-Goldberg I., Cohen Z., Boussiba S. Inhibition of astaxanthin synthesis under high irradiance does not abolish triacylglycerol accumulation in the green alga *Haematococcus pluvialis* (Chlorophyceae). *Journal of Phycology*, 2005, vol. 41, iss. 4, pp. 819–826. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.2005.05015.x>
71. Zittelli G., Biondi N., Rodolfi L., Tredici M. Photobioreactors for mass production of microalgae. In: *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*. 2<sup>nd</sup> ed. / A. Richmond, Q. Hu (Eds). Chichester : Wiley-Blackwell, 2013, chap. 13, pp. 225–266. <https://doi.org/10.1002/9781118567166.ch13>

## МОРСКИЕ И ПРЕСНОВОДНЫЕ МИКРОВОДОРОСЛИ КАК ВОЗОБНОВЛЯЕМЫЙ ИСТОЧНИК СОЕДИНЕНИЙ С КОСМЕЦЕВТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТЬЮ\*

Т. В. Пучкова<sup>1</sup>, С. А. Хапчаева<sup>1</sup>, В. С. Зотов<sup>1</sup>,  
А. А. Лукьянов<sup>2</sup>, А. Е. Соловченко<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Федеральный исследовательский центр «Фундаментальные основы биотехнологии» РАН,  
Москва, Российская Федерация

<sup>2</sup>Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, Москва, Российская Федерация

<sup>3</sup>Тамбовский государственный университет имени Г. Р. Державина, Тамбов, Российская Федерация  
E-mail: [solovchenko@mail.bio.msu.ru](mailto:solovchenko@mail.bio.msu.ru)

Важная особенность экстремофильных и стресс-толерантных микроводорослей — их универсальный метаболизм, позволяющий им синтезировать широкий спектр биомолекул. Данные соединения повышают устойчивость клеток микроводорослей к неблагоприятным факторам. В организме человека биологически активные вещества способны замедлять старение и оказывать противовоспалительное и фотопротекторное действие. Это неудивительно, если учесть, что многие повреждения, вызываемые стрессами в организме человека и в фотоавтотрофных клетках, опосредуются одними и теми же механизмами, такими как атаки свободных радикалов и перекисное окисление липидов. Фотосинтетический аппарат клеток микроводорослей всегда подвержен риску окислительного повреждения, поскольку в процессе его функционирования постоянно генерируются высокие окислительно-восстановительные потенциалы и реакционноспособные молекулы. Этим факторам риска противостоят эффективные системы элиминации активных форм кислорода, включающие, среди прочих компонентов, мощные низкомолекулярные антиоксиданты. Как следствие, фототрофные организмы являются богатым источником биологически активных веществ с большим потенциалом для сдерживания негативных последствий стрессов, действующих на клетки кожи человека изо дня в день. Во многих случаях эти соединения оказываются менее токсичными, менее аллергенными и в целом более «биосовместимыми», чем большинство их синтетических аналогов. Те же самые метаболиты водорослей признаны перспективными ингредиентами для инновационных косметических средств и космецевтических рецептур. Исследователи прилагают всё больше усилий для поиска новых природных биологически активных веществ из микроводорослей. Поддерживает эту тенденцию и растущий спрос на натуральное сырьё для пищевых продуктов, а также нутрицевтики, фармацевтики и косметологии, связанный с глобальным переходом на «зелёные» (возобновляемые) источники сырья. В водорослях-макрофитах было обнаружено поразительное разнообразие соединений с космецевтическими эффектами, но одноклеточные водоросли не уступают им и даже превосходят их в этом отношении. В то же время крупномасштабное биотехнологическое производство биомассы микроводорослей, обогащённой космецевтическими соединениями, проще технически и выгоднее, чем производство или сбор биомассы

\*Препринт опубликован 28 декабря 2020 г.: <https://doi.org/10.20944/preprints202012.0696.v1>.

макрофитов. Культивирование автотрофных микроводорослей, как правило, проще и дешевле, чем культивирование гетеротрофных микроорганизмов. Выращивание в биореакторах позволяет получать более стандартизированную сырую биомассу, качество которой в меньшей степени зависит от сезонных факторов. Биотехнология открывает множество возможностей для производства возобновляемого космецевтического сырья, однако значительная часть биоразнообразия микроводорослей и добываемых из них компонентов остаётся неизученной. Следовательно, поиск и получение биохимической характеристики новых видов и штаммов водорослей, особенно выделенных из местообитаний с суровыми условиями окружающей среды, — это одно из наиболее актуальных направлений дальнейших исследований. Не менее важна разработка подходов к рентабельному культивированию микроводорослей, а также к индукции, экстракции и очистке космецевтически активных метаболитов. Мировое научное сообщество стремительно накапливает информацию о химии и разнообразном действии соединений и метаболитов из микроводорослей; многие экстрагируемые из них вещества уже нашли широкое применение в косметической промышленности. Между тем перечень экстрактов и отдельных химических веществ, выделенных из них и тщательно проверенных на безопасность и эффективность, пока не очень велик. В литературе имеются содержательные обзоры по отдельным классам космецевтических субстанций из микроводорослей, но работы, охватывающие все основные группы таких соединений, встречаются редко. В данной статье рассмотрены наиболее важные классы химических веществ из клеток микроводорослей, обладающих космецевтическим потенциалом. Освещены закономерности состава и накопления этих веществ в связи с аспектами биологии микроводорослей.

**Ключевые слова:** каротиноиды, хлорофиллы, липиды, микоспорин-подобные аминокислоты, антиоксиданты, УФ-защитные соединения



УДК [574.583:579](262.5.04:292.471-14)

## СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ БАКТЕРИОПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА БУХТЫ СЕВАСТОПОЛЬСКАЯ (КРЫМ, ЧЁРНОЕ МОРЕ)

© 2021 г. О. А. Рылькова<sup>1</sup>, И. Г. Поликарпов<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация

<sup>2</sup>Кувейтский институт научных исследований, Эль-Кувейт, Государство Кувейт  
E-mail: [ol.rylkova@yandex.ru](mailto:ol.rylkova@yandex.ru)

Поступила в редакцию 31.12.2019; после доработки 17.06.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

Бактериопланктон определяет формирование значительной части вторичной продукции и минерализации новообразованного органического вещества в водных экосистемах и быстро реагирует на любые изменения в окружающей среде. Данные о состоянии микробного сообщества исключительно важны для понимания процессов переноса вещества и потока энергии в водных экосистемах, что особенно актуально для прибрежных акваторий, где в последние десятилетия произошли существенные негативные трансформации. Целью нашей работы было изучить долговременные изменения структурных показателей бактериопланктона в различных участках бухты Севастопольская (Чёрное море) в период 1992–2005 гг. Численность бактерий определяли прямым микроскопическим методом, используя адсорбционный (эритрозин) или флуоресцентный (акридиновый оранжевый) красители; биомассу рассчитывали с применением коэффициента ( $2 \cdot 10^{-14}$  г С·кл.<sup>-1</sup>) или по непосредственным промерам клеток. Для определения морфотипов клеток использовали сканирующую электронную микроскопию. Показано, что диапазон общей численности микроорганизмов составил  $0,2 \cdot 10^6$ – $10 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>; биомассы — 2–201 мг С·м<sup>-3</sup>. В морфологической структуре бактериопланктона преобладали кокки (диаметр — 0,36–0,86 мкм) объёмом 0,02–0,27 мкм<sup>3</sup> и палочковидные клетки (длина — 0,6–1,2 мкм, ширина — 0,2–0,4 мкм) объёмом 0,50–0,65 мкм<sup>3</sup>. Максимальные значения всех переменных зарегистрированы в летний и осенний периоды года (с июня по октябрь), минимальные приурочены к зимнему и весеннему сезонам. Полученные величины количественных показателей бактериопланктона сопоставимы со значениями для различных акваторий Мирового океана, включая Чёрное море. Динамику структурных показателей бактериопланктона бухты Севастопольская в течение годового цикла определяли абиотические и биотические факторы. Значимо высокая корреляция (86 %,  $p < 0,01$ ) между гидролого-гидрохимическими и биологическими переменными подтверждает неслучайный характер взаимосвязи между ними. Дискриминантный анализ выявил достоверные различия в структуре бактериопланктонных сообществ между участками бухты с разной интенсивностью водообмена, степенью общей загрязнённости и удалённостью от открытого моря. Достоверно меньший объём клеток бактерий в 2004 г. [ $(0,16 \pm 0,05)$  мкм<sup>3</sup>] по сравнению с таковым в 2005 г. [ $(0,20 \pm 0,03)$  мкм<sup>3</sup>] (парный  $t$ -тест,  $p < 0,05$ ) был связан, вероятно, с интенсивным выеданием микроорганизмов фаготрофными простейшими. Полученные данные о структуре сообщества бактериопланктона могут быть использованы при прогнозировании состояния экосистемы бухты Севастопольская, а также при разработке и верификации математических моделей функционирования прибрежных экосистем.

**Ключевые слова:** бактериопланктон, численность, биомасса, морфология, абиотические и биотические факторы, бухта Севастопольская, Чёрное море

В современных исследованиях бактериопланктон рассматривают как источник органического углерода для консументов и биогенных элементов для первичных продуцентов. Оценка состояния микробиального сообщества является неотъемлемой частью комплексного изучения любой водной экосистемы (Бульон, 2002 ; Копылов и Косолапов, 2011).

Прибрежные акватории, испытывающие на себе максимальные антропогенные нагрузки, всегда являлись объектами повышенного интереса исследователей. Акватория бухты Севастопольская (юго-западная оконечность Крымского полуострова) была выбрана в качестве полигона для изучения динамики метеорологических, гидролого-гидрохимических и биологических переменных ещё в середине XX века (Горбенко, 1977 ; Иванов и др., 2006 ; Морочковский и Ковальчук, 1993). Режим бухты определяют циркуляция вод, интенсивность водообмена с акваторией Чёрного моря, а также речные, ливневые и промышленные стоки. Кроме того, в бухте активно осуществляется судоходство. В результате комбинации этих факторов и благодаря существенной протяжённости бухты (более 7 км) в её водах формируются неоднородные поля распределения различных гидролого-гидрохимических и других показателей. Степень загрязнения возрастает от входа в бухту к её кутовым частям (Губанов и др., 2015 ; Иванов и др., 2006 ; Овсяный и др., 2000 ; Орехова и Вареник, 2018 ; Хоролич, 1986).

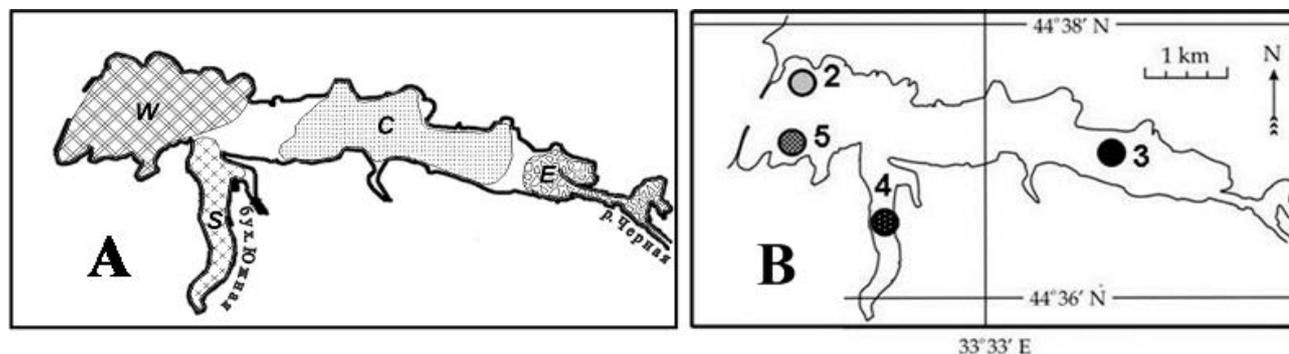
Микробиологические исследования в бухте Севастопольская начаты в 1966 г. Согласно данным Ю. А. Горбенко, средняя за год плотность бактериопланктона в водах бухты составляла  $0,5 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>, изменяясь в пределах  $0,4 \cdot 10^6$ – $0,7 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>, что соответствовало уровню олиготрофных вод (Горбенко, 1977). Десятилетие спустя, в 1976 г., бухта охарактеризована уже как мезотрофный водоём, в котором среднегодовая численность бактерий достигала  $1,0 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> (при колебаниях от  $0,6 \cdot 10^6$  до  $1,4 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>), а биомасса составляла 86–507 мг сырого веса·м<sup>-3</sup> (Шумакова, 1980). Негативное влияние на экологическую ситуацию в бухте оказало ухудшение водообмена, произошедшее после строительства в 1978 г. заградительного мола (Хоролич, 1986). В период 1982–1983 гг. среднегодовая численность бактерий повысилась до  $3 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> ( $1,31 \cdot 10^6$ – $4,4 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>) у входа в бухту и до  $3,7 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> ( $2,2 \cdot 10^6$ – $7,6 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>) в её центре. В исследованиях 1988–1989 гг. зарегистрированы сходные величины численности бактериопланктона (Чепурнова и др., 1993). Полученные данные о плотности микроорганизмов отмечены ранее как характерные для эвтрофных участков морских акваторий (Сорокин, 1973). Таким образом, результаты многолетних микробиологических исследований, проведённых в бухте Севастопольская, указывали на повышение трофности этой акватории.

Нашей целью было изучить и проанализировать многолетнюю динамику структурных показателей и дальнейшее изменение сообщества бактериопланктона в различающихся по удалённости от открытого моря участках бухты Севастопольская в период 1992–2005 гг.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Бухта Севастопольская — эстуарий полузамкнутого типа с затруднённым водообменом. Протяжённость от входа до вершины — около 7,5 км, ширина — до 0,85 км. Максимальная глубина составляет около 20 м, от входа в бухту к кутовой части она уменьшается до 4–5 м. Восточная оконечность бухты — это эстуарий реки Чёрная, до 80 % её стока приходится на период паводков осенью и зимой (Морочковский и Ковальчук, 1993). Основываясь на распределении гидрологических (температура, солёность, рН, щёлочность, прозрачность) и гидрохимических (концентрация кислорода, фосфатов, кремния, нитратного, нитритного, аммонийного азота) показателей, акваторию бухты Севастопольская условно разделяют на четыре района с градиацией от «слабого» до «очень сильного» загрязнения (рис. 1А). Данный градиент объясняется возрастанием антропогенной нагрузки по мере удаления от открытого моря к кутовым частям

бухты (Иванов и др., 2006 ; Овсянный и др., 2000). Выбор станций отбора проб в нашем исследовании соответствовал этому районированию: ст. 2, 5 располагались в зоне «слабого» загрязнения, ст. 3 — «сильного», ст. 4 — «очень сильного» (рис. 1В).



**Рис. 1.** Карта-схема бухты Севастопольская: А — районирование по распределению гидролого-гидрохимических показателей [W — западный участок, зона «слабого» загрязнения; E — восточный, «умеренного»; C — центральный, «сильного»; S — южный, «очень сильного» загрязнения (Иванов и др., 2006)]; В — расположение станций отбора проб

**Fig. 1.** Map of the Sevastopol Bay: A – zoning according to the distribution of hydrological and hydrochemical indicators [W – western area, zone of “weak” pollution; E – eastern area, “moderate” pollution; C – central area, “strong” pollution; S – southern area, “very strong” pollution (Ivanov et al., 2006)]; B – location of sampling stations

Пробы воды (с января 1992 г. по декабрь 2005 г.) отбирали в поверхностном горизонте 10-литровым батометром Нискина. Всего за период исследований обработали 372 пробы воды. В работе использовали любезно предоставленные данные по бактериопланктону (В. А. Пономаренко, 1992 г.) и по фитопланктону (Л. А. Манжос и Ю. В. Брянцева, 1998–1999 гг.). Сведения по гидролого-гидрохимическим параметрам за 1998 и 1999 гг. приведены по работе (Овсянный и др., 2000).

Общую численность бактерий в воде ( $N, \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>) определяли методом прямого счёта, окрашивая клетки эритрозином (Родина, 1965) на нитроцеллюлозных фильтрах Sartorius (диаметр пор — 0,2 мкм; Германия) и акридиновым оранжевым (Hobbie et al., 1977) на окрашенных суданом чёрным трековых мембранах (толщина — 12 мкм, диаметр пор — 0,2 мкм; производство Объединённого института ядерных исследований (ОИЯИ), Россия).

Для удаления неживых частиц и микроорганизмов, попавших в растворы при приготовлении и хранении, все реактивы для окраски и фиксации микроорганизмов предварительно фильтровали через фильтры Sartorius (диаметр пор — 0,2 мкм) (Брок, 1987). В случае окраски эритрозином счёт бактерий осуществляли с помощью светового микроскопа Биолам («ЛЮМО», Россия) при увеличении 1350× с использованием фазового контраста (Родина, 1965). При применении акридинового оранжевого препараты просматривали при эпифлуоресцентном режиме люминесцентного микроскопа JenaLumar (Carl Zeiss, Германия) с диапазоном возбуждения 470–490 нм и пропускания 500–520 нм, при увеличении 1000× (Hobbie et al., 1977). На каждом фильтре, в зависимости от плотности бактерий, просчитывали 10–20 полей зрения для получения данных с ошибкой не более 20 % при уровне значимости 95 % (Лебедева и Шумакова, 1969).

Биомассу бактериопланктона ( $B, \text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ) рассчитывали с учётом количества кокков и палочек в пробе (Потапова и Королевская, 1991 ; Романенко и Добрынин, 1973). Размеры клеток определяли при помощи окуляр-микрометра, измеряя не менее 50 клеток, окрашенных акридиновым оранжевым. Объём кокков рассчитывали по формуле объёма шара ( $V = \frac{1}{6}\pi d^3$ ), палочек — по формуле объёма цилиндра ( $V = \frac{1}{4}\pi d^2 h$ ). Содержание углерода в бактериальных клетках принимали равным 11 % от сырой биомассы, согласно

работе (Троицкий и Сорокин, 1967). Поправочный коэффициент на усыхание клеток, окрашенных акридиновым оранжевым, не вводили. При отсутствии данных о размерах клеток биомассу определяли, принимая содержание углерода в одной бактериальной клетке равным 20 фг ( $2 \cdot 10^{-14}$  г С·кл.<sup>-1</sup>) (Lee & Furman, 1987).

Для детализации морфоструктуры бактериопланктона бухты Севастопольская в 2019 г. были отобраны пробы для исследования с помощью сканирующего электронного микроскопа. При подготовке образцов 30–50 мл воды фиксировали в течение 1 ч 6%-ным раствором глутарового диальдегида (Merck, Германия), приготовленным на фосфатном буфере или стерильной морской воде (конечная концентрация — 2,5 %). Пробу концентрировали на трековой мембране с диаметром пор 0,2 мкм (производство ОИЯИ, Россия). Далее проводили дегидратацию в серии разведений этанола 20, 30, 50, 75, 96, 100 % (Bratbak, 1993). Для сушки образцов в критической точке (1,5–2,5 ч) использовали устройство Leica EM CPD300 (Германия). Для напыления (Au/Pd; 0,5–1,0 мин) применяли установку вакуумного напыления Leica EM ACE200 (Германия). Образцы исследовали с использованием сканирующего электронного микроскопа Hitachi SU3500 (Япония) при увеличении 35000х.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

В последние десятилетия методы определения количественных показателей бактериопланктона претерпели существенные изменения, связанные с использованием различных красителей (от адсорбционного эритрозина до флуорохромных — акридинового оранжевого, профлавина, флуоресцеина, DAPI и др.), а также разных методов микроскопии (световая, люминесцентная). В связи с этим нами ранее были проведены соответствующие интеркалибровочные исследования. Показано, что величины численности бактерий в бухте Севастопольская при микроскопическом учёте клеток после окраски эритрозином были достоверно выше в ( $1,92 \pm 0,23$ ) раза (парный *t*-тест,  $p < 0,05$ ), чем в пробах, окрашенных акридиновым оранжевым (Рылькова и др., 2003). При сопоставлении многолетних данных мы делили на данный коэффициент величины численности бактерий, полученные до 1998 г.

*Изменения численности бактериопланктона в различных участках бухты Севастопольская.* В период наших исследований (1992–2005) в целом по бухте величины плотности бактерий изменялись на два порядка — от  $0,1 \cdot 10^6$  до  $10 \cdot 10^6$  кл·мл<sup>-1</sup>. При этом 1998 и 2002 гг. характеризовались максимальным разбросом величин численности бактериопланктона во всех участках исследованной акватории (табл. 1). В открытых участках бухты (ст. 2, 5) среднегодовая численность ( $N_{cp./год.}$ ) изменялась от  $1,0 \cdot 10^6$  кл·мл<sup>-1</sup> (1999 г., ст. 2, 5; 2005 г., ст. 5) до  $2,2 \cdot 10^6$  кл·мл<sup>-1</sup> (1992 г., ст. 2, 5). В кутовых участках акватории (ст. 3, 4) величины  $N_{cp./год.}$  были выше — от  $(1,1 \cdot 10^6 \pm 0,3 \cdot 10^6)$  кл·мл<sup>-1</sup> (2005 г., ст. 4) до  $(3,6 \cdot 10^6 \pm 2,0 \cdot 10^6)$  кл·мл<sup>-1</sup> (2002 г., ст. 3) (табл. 1).

Обнаружена достоверная разница в плотности бактериопланктона (с увеличением показателя в направлении от входа в бухту к кутовой части): в 1998 и 1999 гг. — между ст. 2, 5 и ст. 3, 4; в 2003–2005 гг. — между ст. 2, 5 и ст. 3 (во всех случаях парный *t*-тест,  $p < 0,05$ ). В 1992 и 2002 гг. различия в среднегодовой численности микроорганизмов были недостоверными между всеми исследованными станциями; в 2005 г. недостоверными были различия между ст. 2, 5 и кутовой ст. 4 (табл. 1, рис. 1В).

Поскольку биомассу бактерий рассчитывали с учётом постоянного коэффициента ( $2 \cdot 10^{-14}$  г С·кл.<sup>-1</sup>) (Lee & Furman, 1987), изменения данного показателя совпадали с изменениями общей численности бактериопланктона. Диапазон колебаний биомассы в течение всего периода исследований составлял 2,2–200,9 мг С·м<sup>-3</sup>, а среднегодовые показатели изменялись от  $(20,7 \pm 3,8)$  мг С·м<sup>-3</sup> (1999 г., ст. 2) до  $(72,6 \pm 40,6)$  мг С·м<sup>-3</sup> (2002 г., ст. 3) (табл. 1).

**Таблица 1.** Показатели численности ( $\cdot 10^6$  кл. $\cdot$ мл $^{-1}$ ), биомассы (мг С $\cdot$ м $^{-3}$ ) и среднего объёма клеток (мкм $^3$ ) бактериопланктона в акватории бухты Севастопольская (числитель — среднее значение  $\pm$  доверительный интервал; знаменатель — минимальное и максимальное значения)

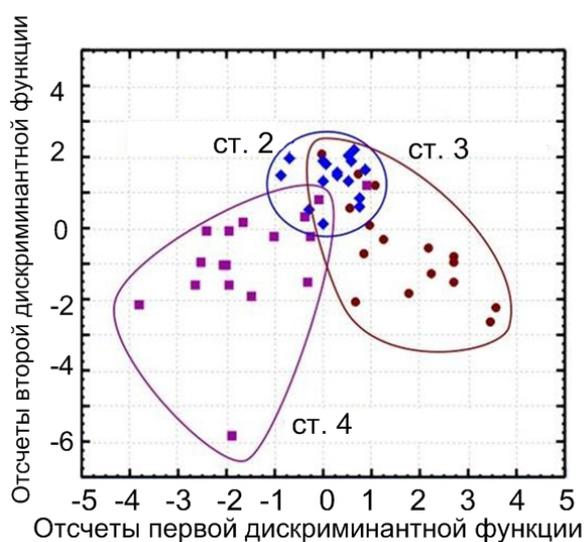
**Table 1.** Abundance ( $\cdot 10^6$  cells $\cdot$ мл $^{-1}$ ), biomass (мг С $\cdot$ м $^{-3}$ ), and average cell volume ( $\mu\text{m}^3$ ) of bacterioplankton in the Sevastopol Bay (numerator denotes mean value  $\pm$  confidence interval; denominator denotes minimum and maximum values)

Показатель	Год исследования	Среднегодовое значение			
		Диапазон изменения величин			
		Станция 2	Станция 5	Станция 3	Станция 4
Численность бактерий, $\cdot 10^6$ кл. $\cdot$ мл $^{-1}$	1992	$\frac{2,2 \pm 0,5}{0,6-3,6}$	$\frac{2,2 \pm 0,4}{1,1-3,8}$	н/д	$\frac{1,9 \pm 0,3}{1,0-2,9}$
	1998	$\frac{2,1 \pm 0,8}{0,7-3,8}$	$\frac{1,1 \pm 0,2}{0,4-2,1}$	$\frac{3,2 \pm 1,0}{1,6-5,3}$	$\frac{2,6 \pm 1,3}{0,9-7,5}$
	1999	$\frac{1,0 \pm 0,2}{0,5-1,3}$	$\frac{1,0 \pm 0,3}{0,4-2,2}$	$\frac{2,2 \pm 0,8}{0,2-4,5}$	$\frac{1,9 \pm 0,7}{0,6-4,9}$
	2002	$\frac{2,1 \pm 0,7}{0,7-8,1}$	н/д	$\frac{3,6 \pm 2,0}{0,9-10,0}$	н/д
	2003	$\frac{2,1 \pm 0,3}{1,2-3,7}$	н/д	$\frac{2,9 \pm 0,5}{1,2-4,7}$	н/д
	2004	$\frac{1,3 \pm 0,2}{0,6-2,0}$	$\frac{1,2 \pm 0,2}{0,7-1,6}$	$\frac{1,6 \pm 0,1}{0,6-2,3}$	$\frac{1,2 \pm 0,3}{0,2-2,2}$
	2005	$\frac{1,2 \pm 0,2}{0,6-2,5}$	$\frac{1,0 \pm 0,3}{0,3-2,3}$	$\frac{1,6 \pm 0,3}{0,1-3,8}$	$\frac{1,1 \pm 0,3}{0,4-2,2}$
Биомасса бактерий, мг С $\cdot$ м $^{-3}$	1992	$\frac{43,0 \pm 10,8}{12,4-72,29}$	$\frac{43,5 \pm 8,3}{22,8-76,8}$	н/д	$\frac{37,0 \pm 6,6}{19,5-57,1}$
	1998	$\frac{41,9 \pm 15,6}{14,2-75,1}$	$\frac{20,7 \pm 3,0}{7,8-30,1}$	$\frac{63,7 \pm 19,2}{31,9-105,5}$	$\frac{51,9 \pm 26,1}{18,1-150,7}$
	1999	$\frac{20,7 \pm 3,8}{9,4-26,5}$	$\frac{21,3 \pm 6,2}{8,0-44,7}$	$\frac{43,3 \pm 15,9}{4,3-90,7}$	$\frac{37,1 \pm 14,2}{12,8-98,4}$
	2002	$\frac{42,5 \pm 17,0}{13,2-162,4}$	н/д	$\frac{72,6 \pm 40,6}{17,4-200,9}$	н/д
	2003	$\frac{42,9 \pm 5,9}{23,0-74,8}$	н/д	$\frac{56,9 \pm 10,3}{24,8-94,5}$	н/д
	2004	$\frac{26,6 \pm 3,2}{11,4-39,0}$	$\frac{24,1 \pm 3,4}{13,6-31,2}$	$\frac{31,3 \pm 2,9}{11,6-45,5}$	$\frac{21,3 \pm 6,5}{4,8-43,9}$
	2004*	$\frac{27,3 \pm 11,4}{2,4-91,3}$	$\frac{18,9 \pm 6,8}{6,6-44,7}$	$\frac{27,4 \pm 8,6}{2,6-104,6}$	$\frac{28,8 \pm 16,2}{6,0-92,2}$
	2005	$\frac{24,2 \pm 4,2}{11,2-50,8}$	$\frac{20,4 \pm 6,4}{6,4-46,7}$	$\frac{31,5 \pm 6,8}{2,2-76,2}$	$\frac{22,2 \pm 6,0}{8,4-43,8}$
2005*	$\frac{25,4 \pm 5,3}{7,0-50,2}$	$\frac{22,8 \pm 7,4}{5,1-45,2}$	$\frac{37,1 \pm 13,8}{3,2-174,5}$	$\frac{27,5 \pm 8,8}{6,6-63,9}$	
Средний объём клеток, мкм $^3$	2004	$\frac{0,16 \pm 0,05}{0,02-0,51}$	$\frac{0,14 \pm 0,05}{0,02-0,38}$	$\frac{0,16 \pm 0,05}{0,02-0,52}$	$\frac{0,20 \pm 0,08}{0,05-0,56}$
	2005	$\frac{0,18 \pm 0,02}{0,11-0,27}$	$\frac{0,20 \pm 0,03}{0,14-0,33}$	$\frac{0,20 \pm 0,03}{0,11-0,42}$	$\frac{0,23 \pm 0,05}{0,17-0,45}$

**Примечание:** \* — биомасса, рассчитанная по промерам клеток; без астериска — биомасса, рассчитанная по (Lee & Furman, 1987); н/д — нет данных.

**Note:** \* – biomass, calculated by cell measurements; without an asterisk – biomass, calculated according to (Lee & Furman, 1987); н/д – no data.

Данные, полученные в 1998–1999 гг. при одновременных съёмках гидролого-гидрохимических параметров [температура, солёность, плотность, pH, щёлочность, прозрачность воды, содержание в ней растворённого кислорода, концентрация биогенов (Иванов и др., 2006 ; Овсяный и др., 2000)] и биологических показателей (численность и биомасса бактерио- и фитопланктона), позволили провести многомерный статистический анализ. Каноническая корреляция между двумя наборами переменных составила 86 % ( $p < 0,001$ ), что свидетельствует о значительной связи биологических показателей с факторами среды. Дискриминантный анализ (использовали те же наборы данных) выявил достоверные отличия между тремя станциями в бухте Севастопольская (рис. 2), расположенными в зонах «слабого», «сильного» и «очень сильного» загрязнения (см. рис. 1А), согласно районированию, ранее предложенному в работах (Иванов и др., 2006 ; Овсяный и др., 2000).

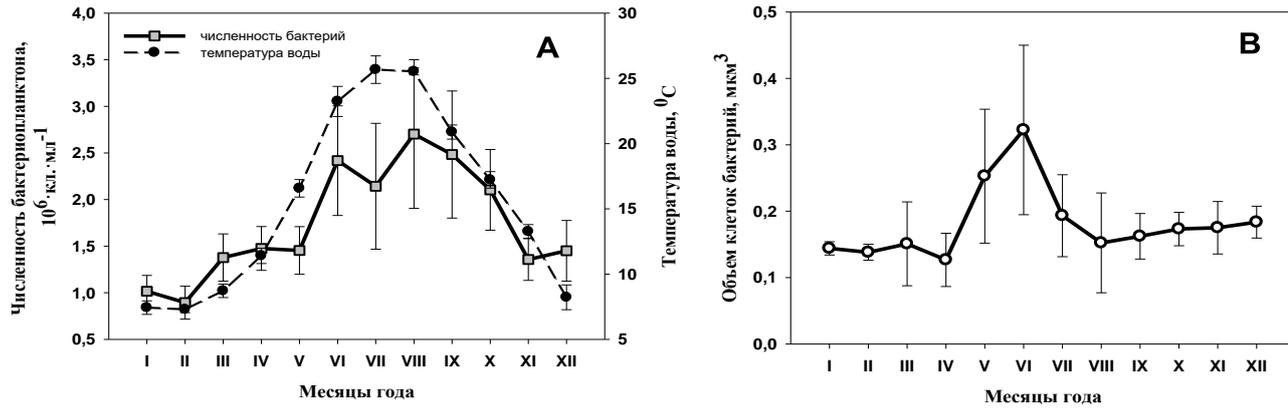


**Рис. 2.** Значения первой и второй дискриминантной функций при анализе физических, гидрохимических и биологических переменных (подробнее см. в тексте) для станций 2, 3, 4 в бухте Севастопольская в 1998–1999 гг. Наборы параметров всех станций достоверно отличались ( $p < 0,001$ )

**Fig. 2.** Values of the first and second discriminant functions in the analysis of physical, hydrochemical, and biological variables (for more information, see the text) for stations 2, 3, and 4 in the Sevastopol Bay in 1998–1999. Sets of indicators for all the stations were significantly different ( $p < 0.001$ )

*Сезонные изменения численности бактериопланктона бухты Севастопольская.* Изменения в течение годового цикла, происходящие в планктонных сообществах, обычно не соответствуют календарным сезонам, поэтому принято использовать понятие «биологические сезоны» (Усачёв, 1947). Для анализа годовой динамики численности бактерий в бухте Севастопольская мы выделили три периода: зимне-осенний — с ноября по февраль при температуре воды ( $T$ ) ( $9,0 \pm 0,95$ ) °C, весенний — с марта по май при  $T$  ( $12,7 \pm 1,43$ ) °C, летне-осенний — с июня по октябрь при  $T$  ( $24,4 \pm 0,33$ ) °C.

Анализ многолетних данных показал, что во все периоды исследований в бухте наиболее высокие, но переменные величины численности бактериопланктона обнаружены с июня по октябрь (в 78 % случаях). Минимальные количественные показатели микроорганизмов приурочены к осенне-зимнему (67 % проб) и весеннему (30 % проб) периодам года. Сезонная динамика изменений численности бактерий для 1992–2005 гг. в среднем для бухты соответствовала температурной кривой: с ноября по январь численность бактерий составляла  $0,9 \cdot 10^6$ – $1,4 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>; затем, при прогреве воды, показатель постепенно увеличивался до  $1,4 \cdot 10^6$ – $1,5 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>; при максимальных температурах, с июня по октябрь, происходило резкое повышение численности — до  $2,1 \cdot 10^6$ – $2,7 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> (рис. 3А). Именно в летние месяцы в отдельные годы (1998, 2002), когда температура воды в бухте достигала максимальных величин (выше +28 °C), плотность микроорганизмов повышалась до  $8,1 \cdot 10^6$ – $10 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>. Максимальная переменность численности зарегистрирована на ст. 3 (табл. 1).



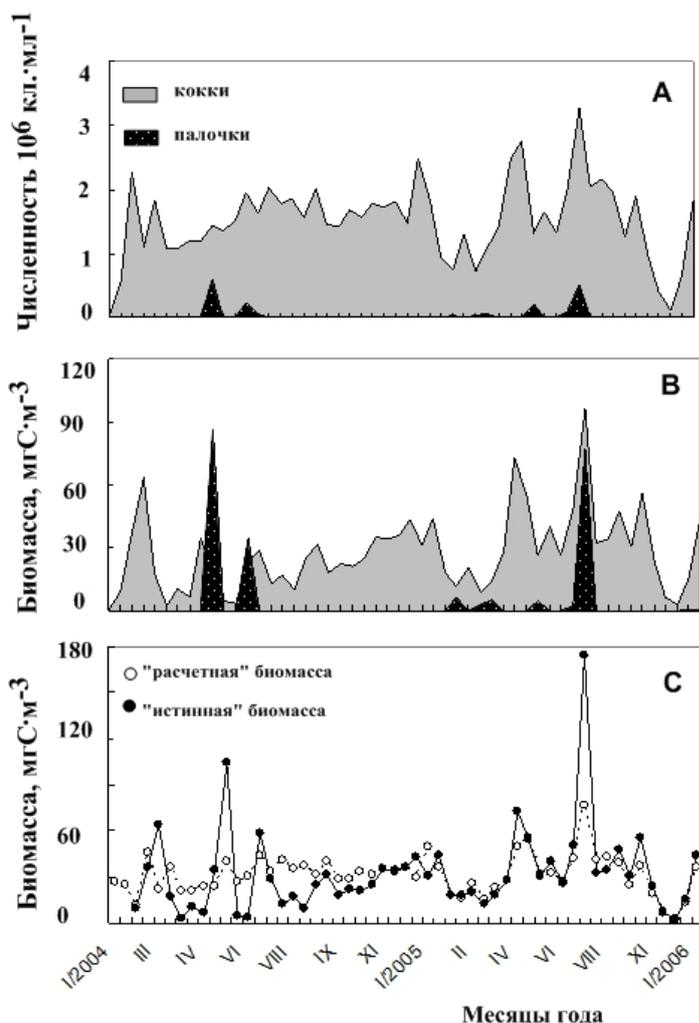
**Рис. 3.** Сезонные изменения структурных показателей бактериопланктона, осреднённые для всей акватории бухты Севастопольская: А — численность бактериопланктона ( $\cdot 10^6$  кл. · мл<sup>-1</sup>) и температура воды ( $^{\circ}$ C) (1992–2005); В — средний объём клеток бактерий (мкм<sup>3</sup>) (2004–2005). Данные приведены с доверительным интервалом 95 %

**Fig. 3.** Seasonal changes in bacterioplankton structural indicators, averaged for the entire water area of the Sevastopol Bay: А – bacterioplankton abundance ( $\cdot 10^6$  cells · mL<sup>-1</sup>) and water temperature ( $^{\circ}$ C) (1992–2005); В – average bacterial cell volume ( $\mu\text{m}^3$ ) (2004–2005). Data are presented with 95 % confidence interval

*Морфологическая структура бактериопланктона.* По данным люминесцентной микроскопии, в морфологической структуре бактериопланктона преобладали кокки (69–96 %) диаметром 0,36–0,86 мкм, объёмом 0,02–0,27 мкм<sup>3</sup> и палочковидные клетки длиной 0,61–1,24 мкм, шириной 0,25–0,45 мкм, объёмом 0,50–0,65 мкм<sup>3</sup>. Весной на всех станциях обнаружены крупные кокки диаметром более 1 мкм, объёмом 0,52–0,55 мкм<sup>3</sup>. В летние месяцы во всей акватории бухты зарегистрированы также крупные палочки длиной более 2,0 мкм, шириной более 1,0 мкм и объёмом до 1,65 мкм<sup>3</sup>. Сезонные изменения численности и биомассы клеток, с учётом вклада разных морфологических групп, представлены на рис. 4А, В. Весной и летом численность палочек составляла от  $0,07 \cdot 10^6$  до  $1,1 \cdot 10^6$  кл. · мл<sup>-1</sup> (5–25 % от общего количества бактерий), а биомасса достигала 5,2–90,1 мг С · м<sup>-3</sup> (их вклад в суммарную биомассу — 7–82 %).

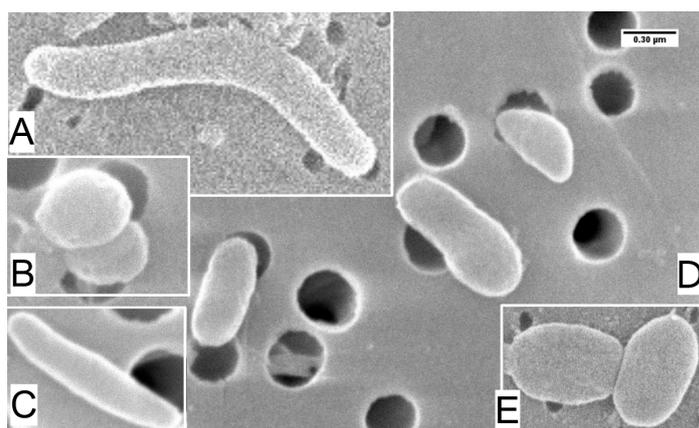
Для детализации морфотипов микроорганизмов пробы бактериопланктона, собранные в 2019 г., исследованы с помощью электронной микроскопии. Полученные данные позволили расширить список групп бактериопланктона, зарегистрированных в акватории ранее. Наряду с кокками и палочковидными клетками (рис. 5В, D, E), размеры которых укладывались в диапазоны величин, полученных с помощью люминесцентной микроскопии, обнаружены более тонкие палочки длиной 0,92–1,21 мкм и шириной 0,15–0,18 мкм (рис. 5С), а также извитые формы (отнесённые нами к спириллам) длиной 1,55–2,13 мкм и шириной 0,22–0,37 мкм (рис. 5А). В исследованиях 2004–2005 гг. последние два морфотипа (тонкие палочки и извитые формы), вероятно, были причислены нами к палочковидным клеткам. Анализ природного бактериопланктона с помощью электронной микроскопии позволит, несомненно, в дальнейшем более детально изучить морфологию клеток.

*Изменения среднего объёма бактериальных клеток.* Для всех станций в акватории бухты Севастопольская в 2004 г. показатель среднего объёма клеток бактерий ( $V_{\text{cp.}}$ ) характеризовался резким колебанием величин ( $V_{\text{cp.max}}/V_{\text{cp.min}}$  изменялся на различных станциях в 11–26 раз). В 2005 г. вариабельность показателя была ниже на порядок ( $V_{\text{cp.max}}/V_{\text{cp.min}}$  изменялся в 2–4 раза) (табл. 1). Для всей акватории объём клеток микроорганизмов в 2004 г. был достоверно меньшим (парный  $t$ -тест,  $p < 0,05$ ), чем в 2005 г., —  $(0,16 \pm 0,05)$  и  $(0,20 \pm 0,03)$  мкм<sup>3</sup> соответственно.



**Рис. 4.** Количественные показатели бактериопланктона бухты Севастопольская (станция 3, 2004–2005 гг.): А — численность бактериопланктона с учётом двух групп клеток (кокки и палочки); В — биомасса бактериопланктона с учётом двух групп клеток; С — соотношение величин «истинной» биомассы бактериопланктона [рассчитана по промерам клеток и «расчётной» [с использованием коэффициента ( $2 \cdot 10^{-14}$  г С·кл.<sup>-1</sup>) (Lee & Furman, 1987)]

**Fig. 4.** Bacterioplankton quantitative indicators in the Sevastopol Bay (station 3, 2004–2005): А – bacterioplankton abundance, considering two groups of cells (cocci and rod-shaped cells); В – bacterioplankton biomass, considering two groups of cells; С – ratio of the values of “true” bacterioplankton biomass [calculated by cell measurements] and “calculated” one [using the conversion factor ( $2 \cdot 10^{-14}$  g C·cell<sup>-1</sup>) (Lee & Furman, 1987)]



**Рис. 5.** Морфотипы клеток бактериопланктона бухты Севастопольская по данным электронной микроскопии: А — извитые формы (спириллы); В — округлые формы (кокки); С — палочковидные формы (тонкие палочки); D и E — палочковидные формы (толстые палочки)

**Fig. 5.** Morphotypes of bacterioplankton cells of the Sevastopol Bay by electron microscopy: А – convoluted forms (spirilla); В – rounded forms (cocci); С – rod-shaped forms (thin rods); D and E – rod-shaped forms (thick rods)

Изменения среднего объёма бактериальных клеток в целом для акватории за весь период исследования имели чётко выраженный сезонный ход. В мае и июне, за счёт появления в сообществе бактериопланктона клеток крупного размера, зарегистрировано увеличение  $V_{\text{ср.}}$  — до  $(0,25 \pm 0,10)$  и  $(0,32 \pm 0,13)$  мкм<sup>3</sup> соответственно. В течение остального периода года данный показатель был почти вдвое ниже (рис. 3В).

Подходы к расчёту биомассы бактериопланктона и динамика показателя в акватории бухты Севастопольская. Биомассу бактерий рассчитывают с помощью различных коэффициентов (Bratbak, 1985 ; Lee & Furman, 1987), позволяющих напрямую перейти от численности бактерий к биомассе в углеродных единицах. Как отмечено выше, в данном исследовании мы принимали, что содержание углерода в одной бактериальной клетке составляет 20 фг ( $2 \cdot 10^{-14}$  г С·кл.<sup>-1</sup>) (Lee & Furman, 1987).

В 2004–2005 гг., наряду с расчётом биомассы с помощью коэффициента (Lee & Furman, 1987), мы выполнили непосредственные промеры клеток, вычислили «истинную» биомассу и сравнили полученные величины (см. табл. 1). Оказалось, что графики сезонных изменений «расчётной» биомассы были более сглаженными. Весной и летом, когда в пробах присутствовали в значительных количествах клетки бактерий крупных размеров, величины «расчётной» биомассы были в 2–2,5 раза ниже, чем биомассы, определённой по промерам клеток. И наоборот: в апреле — мае и августе — октябре 2004 г., когда в пробах доминировали мелкие клетки, значения «расчётной» биомассы были ниже, чем «истинной» (рис. 4А, В и С). При этом статистический анализ всего массива данных не выявил достоверных отличий (парный *t*-тест,  $p > 0,05$ ) между величинами биомассы бактериопланктона, полученными указанными методами, — ( $27,3 \pm 4,3$ ) и ( $30,5 \pm 7,5$ ) мг С·м<sup>-3</sup> для «расчётной» и «истинной» биомассы соответственно.

При детальном изучении взаимосвязей внутри микробного сообщества более целесообразно проводить измерения бактериальных клеток. При отсутствии подобных измерений допустимо использовать принятые в микробиологии постоянные коэффициенты (Bratbak, 1985 ; Lee & Furman, 1987).

## ОБСУЖДЕНИЕ

В наиболее подверженных антропогенному воздействию прибрежных морских акваториях (бухты, лагуны, эстуарии, заливы) показатели общей численности бактериопланктона характеризуются высокими значениями с выраженной вариабельностью величин вне зависимости от географического положения и климатических условий (Копылов и Косолапов, 2011 ; Практическая экология прибрежных регионов..., 1990 ; Heidelberg et al., 2002). Как правило, в периоды окончания цветения и последующего отмирания одноклеточных водорослей численность бактериопланктона существенно возрастает (Мурзов и др., 1999). Максимальные значения численности регистрируют в летне-осенние месяцы, при высоких температурах воды. По мере удаления от берега содержание бактерий снижается (Копылов и Косолапов, 2011 ; Практическая экология прибрежных регионов..., 1990 ; Heidelberg et al., 2002). Например, в заливе Чесапикский (Северная Америка) (эстуарий реки Саскуэханна, впадающей в Атлантический океан) численность микроорганизмов изменялась в пределах  $1 \cdot 10^6$ – $20 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> (Heidelberg et al., 2002). Для Бургаского залива (западная часть Чёрного моря) плотность бактериального сообщества составляла  $1 \cdot 10^6$ – $12 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> (Практическая экология прибрежных регионов..., 1990). Близкие величины *N* обнаружены в бухтах Геленджикская и Анапская (северо-восточная часть Чёрного моря): содержание микроорганизмов в летний период достигало  $12,7 \cdot 10^6$  и  $14,2 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> соответственно. Эти показатели соотносятся с уровнем гиперэвтрофных вод (Селифонова, 2015 ; Сорokin, 1973). Для эстуариев рек Кананейя (побережье Бразилии, Атлантический океан) и Эльба (побережье Северного моря) плотность планктонной микробной популяции была ниже; значения соотносились с мезотрофным и эвтрофным уровнями —  $0,2 \cdot 10^6$ – $3,8 \cdot 10^6$  и  $1,8 \cdot 10^6$ – $4,8 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> соответственно (Barrera-Alba et al., 2009 ; Karrasch et al., 2003).

В целом порядок величин общей численности бактерий, полученный нами в бухте Севастопольская ( $1 \cdot 10^6$ – $10 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup>), сопоставим с данными, известными для аналогичных загрязнённых акваторий Мирового океана, включая Чёрное море (табл. 2).

**Таблица 2.** Численность бактерий в поверхностном слое моря из различных прибрежных районов Мирового океана (бухты, заливы, эстуарии)**Table 2.** Bacterial abundance in sea surface layer from different coastal areas of the World Ocean (bays, gulfs, and estuaries)

Район исследования	Численность бактерий, ·10 <sup>6</sup> кл.·мл <sup>-1</sup>	Ссылка
Залив Чесапикский (Атлантический океан)	1–20	<a href="#">Heidelberg et al., 2002</a>
Залив Бургасский (Чёрное море)	1–12	<a href="#">Практическая экология прибрежных регионов..., 1990</a>
Бухта Анапская (Чёрное море)	2,8–8,6* (max 14,2)	<a href="#">Селифонова, 2015</a>
Бухта Геленджикская (Чёрное море)	2,8–7,1* (max 12,7)	<a href="#">Селифонова, 2015</a>
Бухта Севастопольская (Чёрное море)	0,1–10	Собственные данные
Эстуарий реки Эльба (Северное море)	1,8–4,8	<a href="#">Копылов и Косолапов, 2011</a> ; <a href="#">Karrasch et al., 2003</a>
Эстуарий реки Кананейя (Атлантический океан)	0,2–3,8	<a href="#">Копылов и Косолапов, 2011</a> ; <a href="#">Barrera-Alba et al., 2009</a>

**Примечание:** \* — приведены средние показатели за период исследований.

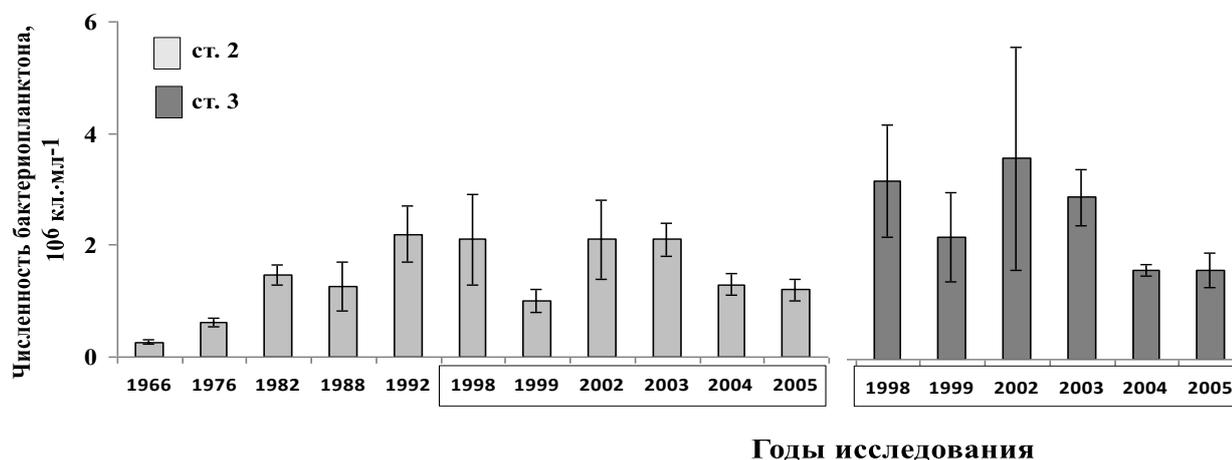
**Note:** \* – average values for the research period are given.

Основную массу естественных обитателей водных бактериоценозов в морских акваториях в норме составляют кокковидные формы, которые осуществляют завершающие стадии разложения более стойких соединений органических веществ ([Богданова, 2015](#) ; [Пономарева, 1978](#)). Так, в относительно малозагрязнённых районах Кольского залива в бактериальных сообществах доминировали грамположительные бактерии, чаще кокковидных форм; в более эвтрофированных районах большая часть была представлена палочковидными бактериями ([Богданова, 2015](#) ; [Пономарева, 1978](#)). В северо-восточной части Чёрного моря (бухта Голубая) преобладали кокковидные формы небольших размеров; вне зависимости от сезона их доля была максимальной на прибрежных станциях (до 83 %) ([Мошарова и Сажин, 2007](#)). Полученные нами данные о соотношении морфотипов (преобладание кокков, 69–96 %) и величины объёмов бактериальных клеток (для кокков — 0,02–0,27 мкм<sup>3</sup>; для палочек — 0,50–0,65 мкм<sup>3</sup>) в бухте Севастопольская согласуются с материалами других авторов. Доминирование кокковидных форм клеток во всех участках акватории бухты опосредованно указывает на её относительно стабильное состояние.

Наряду с типичной автохтонной морской микрофлорой (кокки и палочковидные клетки), в прибрежных акваториях часто регистрируют извитые формы. Это прежде всего условно-патогенные микроорганизмы рода *Vibrio*. Отметим, что подобные данные были получены методами, отличными от метода прямого счёта клеток на фильтрах. Так, на литорали Кольского залива (метод последовательных разведений и культивирование) показана встречаемость вибрионов только в акваториях, близких к коллектору бытовых стоков ([Богданова, 2015](#)). Методом флуоресцентной гибридизации *in situ* вибрионы обнаружены у побережья Северного моря; летом они составляли лишь 2,2 % от общей численности бактерий, зимой их количество значительно снижалось ([Oberbeckmann et al., 2012](#)). Такая же сезонность представителей рода *Vibrio* отмечена при культивировании проб из прибрежных вод у Кавказского побережья (восточная часть Чёрного моря) ([Janelidze et al., 2011](#)). Наряду с оценкой стандартных показателей качества морской

среды, вероятно, требуется индикация численности условно-патогенной микрофлоры, однако подобные работы относятся к санитарно-микробиологическим исследованиям, а не экологическим. Отсутствие в наших пробах (2004–2005) извитых форм было связано, возможно, с методическими ограничениями прямого микроскопического учёта бактериопланктона (фильтрация небольшого объёма воды и сложность идентификации при увеличении микроскопа 1000 $\times$ ), а также с расположением станций отбора проб на значительном удалении от коллекторов сточных вод. Идентификация обнаруженных нами в 2019 г. бактерий извитых форм (предварительно отнесены к спириллам) требует проведения дополнительных исследований электронно-микроскопическим и молекулярным методами.

Анализ многолетней динамики численности бактериопланктона на ст. 2 в бухте Севастопольская (1966–2007) показал цикличность изменений данного показателя (Рылькова, 2013). Аналогичная тенденция обнаружена нами и для других участков акватории бухты (см. табл. 1, рис. 6). Периоды повышения величин численности бактерий сменялись периодами относительно стабильного состояния сообщества.



**Рис. 6.** Межгодовая динамика среднегодовой численности бактериопланктона в открытой (ст. 2) и кутовой частях (ст. 3) бухты Севастопольская (данные 1966–1988 гг. — по (Горбенко, 1977 ; Чепурнова и др., 1993 ; Шумакова, 1980); данные 1992 г. предоставлены В. А. Пономаренко)

**Fig. 6.** Interannual dynamics of average annual bacterioplankton abundance in the open (st. 2) and tail-end areas (st. 3) of the Sevastopol Bay (data for 1966–1988 – according to (Gorbenko, 1977 ; Chepurnova et al., 1993 ; Shumakova, 1980); data for 1992 provided by V. A. Ponomarenko)

Отмеченное сходство межгодовой динамики численности бактериопланктона в различных участках акватории могло быть связано со схожими гидролого-метеорологическими условиями, зарегистрированными в целом для бухты Севастопольская (табл. 3) (Иванов и др., 2006).

Условия, зафиксированные в бухте в 1998, 2002 и 2003 гг. (обильные осадки, аварийный сброс, высокие летние температуры, замедление водообмена), стимулировали интенсивное развитие гетеротрофной микрофлоры, особенно в летние месяцы. В этот период исследований выявлены высокие величины  $N_{cp./год.}$  и более выраженные колебания показателя численности в течение годового цикла (в 1,9–4,4 раза). Напротив, в 1999 и 2004 гг., на фоне повышения уровня моря и интенсивной адвекции, качество воды в бухте повысилось, что способствовало снижению  $N_{cp./год.}$  и меньшей вариабельности (в 1,3–1,9 раза) показателя численности микроорганизмов (табл. 1, рис. 6).

**Таблица 3.** Основные особенности гидрометеорологического режима в бухте Севастопольская в 1998–2004 гг. [по (Иванов и др., 2006)]**Table 3.** Main hydrological and meteorological peculiarities in the Sevastopol Bay in 1998–2004 [according to (Ivanov et al., 2006)]

Год	Гидрометеорологические условия
1998	Наблюдалось поступление большого объёма стока речных вод и аварийного сброса вод из Чернореченского водохранилища
1999	Период характеризовался интенсивной адвекцией морских вод, которая положительно повлияла на химический состав и качество вод бухты, однако на фоне высоких температур в летние месяцы из-за ослабления гидродинамических процессов на кутовых станциях возникали явления гипоксии
2002	Зафиксированы высокие значения температуры воздуха и воды в летний период и необычно высокий уровень воды в осенний сезон из-за обильных осадков
2003	Отмечено аномальное понижение уровня моря, преобладал сток воды из бухты, что замедляло процессы водообмена бухты с морем. Зарегистрированы частые апвеллинги и пониженная температура воды
2004	Наблюдалось повышение уровня моря, в результате адвекции в бухту поступали чистые морские воды с повышенной солёностью

Интересно, что в 1998, 2002, 2003 гг. и в 1999, 2004, 2005 гг. нами получены близкие минимальные величины численности бактериопланктона ( $0,4 \cdot 10^6$ – $1,6 \cdot 10^6$  и  $0,1 \cdot 10^6$ – $0,7 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> соответственно), а также отмечено снижение максимальных значений с  $2,1 \cdot 10^6$ – $10,0 \cdot 10^6$  до  $1,3 \cdot 10^6$ – $3,8 \cdot 10^6$  кл.·мл<sup>-1</sup> (табл. 1). Известно, что небольшой разброс величин нижних значений численности микроорганизмов говорит о достаточном запасе усвояемого органического вещества, тогда как верхние значения определяются временным поступлением аллохтонного или автохтонного органического вещества, например при цветениях фитопланктона (Романенко, 1985).

Цикличность в многолетней динамике численности бактериопланктона, обнаруженная на ст. 2 в бухте Севастопольская (Рылькова, 2013) и подтверждённая нами для других участков акватории, отмечена также у побережья Болгарии, в северо-западной и северо-восточной части Чёрного моря (Мошарова и Сажин, 2007 ; Практическая экология прибрежных регионов..., 1990). Это может свидетельствовать о большой экологической ёмкости прибрежных акваторий и способности экосистем к стабилизации и восстановлению при снижении влияния негативных факторов среды и антропогенного воздействия (Рылькова, 2013).

Известно, что гидрометеорологические условия обуславливают значительную изменчивость гидрохимической обстановки в бухте Севастопольская, что оказывает влияние на уровень развития гидробионтов (Иванов и др., 2006). Проведённый в 1998–1999 гг. многомерный статистический анализ (см. рис. 2) подтвердил высокую степень связи биологических и абиотических показателей, а также достоверные отличия для трёх станций (ст. 2, 3, 4), то есть в разных по гидролого-гидрохимическому режиму участках бухты создавались неоднородные условия для развития биотической составляющей.

В современных исследованиях для определения статуса трофности акватории часто используют оценки индекса эвтрофикации E-TRIX (при его расчёте учитывают концентрации растворённого кислорода, общего фосфора, суммы минеральных форм азота и хлорофилла *a*) (Vollenweider et al., 1998). На ст. 2, 5, расположенных вблизи открытого моря, этот показатель составляет 5,10; на ст. 3 (в кутовой части бухты) E-TRIX повышается до 5,7, что характерно для акваторий с высоким трофическим уровнем и удовлетворительным качеством вод (значения E-TRIX от 5 до 6) (Губанов и др., 2015 ; Слепчук и др., 2017). Интенсивность хронического загрязнения акватории

нефтепродуктами (80 и 180 мг на 100 г для ст. 2 и ст. 3 соответственно) и тяжёлыми металлами нарастает от открытых вод вглубь бухты (Осадчая и др., 2004). Количественные показатели бактериопланктона также увеличиваются в этом направлении, что указывает на повышение трофности вод (см. табл. 1).

В кутовых участках бухты в определённые сезоны формировались особые условия существования для гидробионтов. Так, в районе ст. 3 сильное влияние оказывали стоки реки Чёрная, несущие дополнительное количество аллохтонного органического вещества. Для ст. 4 характерны ограниченный водообмен, наличие промышленных, бытовых и ливневых стоков и частая блокировка загрязнённых вод (Губанов и др., 2015 ; Иванов и др., 2006). Подобные условия являются благоприятными для развития микроорганизмов и могут быть причиной локальных резких «вспышек» их численности. Предполагается, что на кутовых ст. 3 и 4 в отдельные годы происходит формирование сезонных экотональных зон. Стратегия жизни биотических комплексов экотонных должна обеспечивать системе устойчивое существование в неустойчивой среде, характеризующейся, как правило, ростом разнообразия и плотности организмов, повышенной частотой и широким диапазоном флуктуаций её показателей, а в некоторых случаях — повышением биологической продуктивности. При определённых условиях после состояния временной разбалансировки могут формироваться новые относительно устойчивые структуры (Экотоны в биосфере, 1997). Действительно, в этих участках акватории отмечена сильная вариабельность показателей численности и биомассы бактерий (табл. 1).

Между тем динамика развития бактериопланктона зависит не только от абиотических факторов среды, но и от биотической составляющей планктонного сообщества. Известно, что после зимне-весеннего цветения фитопланктона и последующего его отмирания высвобождается большое количество растворённого органического вещества. Приблизительно через месяц, как правило, происходит увеличение численности бактериопланктона, а также всех других групп гетеротрофных организмов микропланктонного сообщества (Мурзов и др., 1999). Для бухты Севастопольская установлено, что сезонные изменения биомассы фито- и бактериопланктона происходили в противофазе: после периода активной вегетации микроводорослей мы наблюдали прирост биомассы бактериопланктона (Лопухина и др., 2006 ; Рылькова, 2010). Обнаруженное повышение бактериальной численности весной (рис. 3А) было, по-видимому, следствием обеспеченности микроорганизмов питательными веществами за счёт предшествующего развития фитопланктонного комплекса (Бульон, 2002 ; Копылов и Косолапов, 2011 ; Church, 2008).

Одной из основных причин снижения концентрации бактериопланктона в морских и пресноводных экосистемах является выедание его фаготрофными жгутиконосцами и инфузориями (Sherr et al., 1992). В тёплый период года в различных прибрежных экосистемах отмечены высокие показатели численности фаготрофов, диапазоны годовых колебаний которой могут составлять 6–10 раз и более, тогда как сезонные изменения численности бактерий меньше (Tsai et al., 2013). Подтверждением влияния консументов на развитие микробиального сообщества может служить изменение размерной структуры бактерий (Голубков, 2013). В экспериментах показано, что инфузории и бесцветные жгутиковые предпочитают бактерий крупных размеров, которые обычно являются активно растущими или делящимися клетками. Таким образом, бактериальное сообщество при активном выедании фаготрофами зачастую представлено мелкими, медленно растущими клетками. В отсутствие потребителей крупные бактерии становятся более многочисленными (Gonzalez et al., 1990 ; Simek & Chrzanowski, 1992).

Для бухты Севастопольская нами ранее установлено, что в марте — апреле 2004 и 2005 гг. значимо повышалась численность потребителей бактерий. Весной 2004 г. численность бесцветных жгутиконосцев была максимальной и составляла  $10 \cdot 10^3$ – $43 \cdot 10^3$  кл.·мл<sup>-1</sup> (биомасса —

42,7–1525,5 мг·м<sup>-3</sup>); численность инфузорий достигала 0,9·10<sup>3</sup>–8,0·10<sup>3</sup> кл·мл<sup>-1</sup> (биомасса — 16,0–99,0 мг·м<sup>-3</sup>). В течение годового цикла выявлена достоверная отрицательная взаимосвязь между численностью фаготрофов и обилием бактерий на всех исследуемых станциях. Весной 2005 г. биомасса потребителей бактерий снизилась (для жгутиковых — в среднем в 8 раз; для инфузорий — в 3 раза). Однако в 2005 г. связь между численностью бактерий и обилием питающихся ими организмов была статистически недостоверной (Лопухина и др., 2006 ; Рылькова, 2010).

Повышение среднего объёма бактериальных клеток до 0,27 и 0,32 мкм<sup>3</sup> (за счёт появления крупных кокков и палочек) в мае — июне 2004 и 2005 гг. (рис. 3В) связано, вероятно, со снижением численности фаготрофов в этот период года (Лопухина и др., 2006 ; Рылькова, 2010) и может рассматриваться как ответная реакция бактерий на процесс выедания, способствующая восстановлению структуры микробного сообщества. Кроме того, при активном развитии сообществ бесцветных жгутиковых и инфузорий в целом за 2004 г. средний объём клеток бактериопланктона составил (0,16 ± 0,05) мкм<sup>3</sup>; через год, когда «вспышки» развития фаготрофов не были зарегистрированы, бактерии были достоверно крупнее: средний объём — (0,20 ± 0,03) мкм<sup>3</sup>.

Таким образом, наличие достоверной отрицательной корреляции между обилием микроорганизмов и численностью их потребителей, а также достоверное снижение среднего объёма клеток бактериопланктона в периоды массового развития инфузорий и гетеротрофных жгутиконосцев свидетельствуют о наличии прямых трофических связей по типу хищник — жертва, что подтверждает значимость процесса выедания в регулировании численности бактериопланктона. Близкие результаты описаны в литературе, посвящённой роли микробной «петли» в функционировании планктонных сообществ в морских и пресноводных экосистемах (Бульон, 2002 ; Голубков, 2013 ; Копылов и Косолапов, 2011 ; Мурзов и др., 1999 ; Gonzalez et al., 1990 ; Sherr et al., 1992 ; Tsai et al., 2013).

Другой причиной снижения численности бактерий в течение годового цикла может быть вирусное инфицирование микробного сообщества (Голубков, 2013 ; Копылов и Косолапов, 2011 ; Proctor & Fuhrman, 1990). Сезонные изменения концентрации вирусов тесно связаны с изменениями численности их хозяев (Lymer et al., 2008 ; Sanda & Larsen, 2006). Максимальные величины численности вирусных частиц в водных экосистемах регистрируют в тёплый весенне-летний период; зимой их содержание обычно является невысоким (Jacquet et al., 2010). Весной повышению концентрации вирусов предшествует интенсивное развитие фитопланктонного сообщества (Maurin et al., 1997). Летом нарастанию численности вирусов способствует высокая численность бактерий (Filippini et al., 2008). Вирусное инфицирование, вызывающее лизис клеток хозяина, было, вероятно, одной из причин зафиксированного нами в середине лета снижения количества микроорганизмов (рис. 3А).

Полученные данные позволяют говорить об индикаторной роли бактериопланктона при мониторинговых исследованиях водных экосистем и могут быть использованы в экологическом районировании акватории на абиотическом фоне (Barrera-Alba et al., 2009 ; Janelidze et al., 2011 ; Lopukhin et al., 2008).

**Заключение.** В бухте Севастопольская за весь период исследований (1992–2005) численность бактерий варьировала от 0,2·10<sup>6</sup> до 10·10<sup>6</sup> кл·мл<sup>-1</sup>, биомасса — от 2 до 201 мг С·м<sup>-3</sup>. В морфологической структуре бактериопланктона бухты преобладали (69–96 %) кокки диаметром 0,36–0,86 мкм и объёмом 0,02–0,27 мкм<sup>3</sup>, а также палочковидные клетки длиной 0,6–1,2 мкм, шириной 0,2–0,4 мкм и объёмом 0,50–0,65 мкм<sup>3</sup>. Минимальные значения численности, биомассы и объёма клеток бактериопланктона зафиксированы в открытых участках бухты (ст. 2, 5) зимой, максимальные — в кутовой части (ст. 3, 4) в летние месяцы.

Отмечена целесообразность проведения непосредственных промеров клеток бактериопланктона для определения «истинной» биомассы и более детального изучения микропланктонного сообщества, но при отсутствии таких измерений допустимо использовать для расчётов постоянные коэффициенты.

Показана значимая связь биологических показателей с абиотическими факторами среды (каноническая корреляция 86 %,  $p < 0,001$ ). Дискриминантный анализ выявил достоверные отличия по количественным показателям бактериопланктона для трёх станций, расположенных в участках акватории с разной скоростью водообмена, степенью общей загрязнённости и удалённостью от открытого моря.

Наличие достоверной отрицательной корреляции между обилием микроорганизмов и численностью их потребителей, а также достоверное снижение среднего объёма клеток бактериопланктона в периоды массового развития инфузорий и гетеротрофных жгутиконосцев свидетельствуют о наличии прямых трофических связей по типу хищник — жертва, что подтверждает значимость процесса выедания в регулировании численности бактериопланктона.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса» (№ гос. регистрации АААА-А18-118021350003-6).*

**Благодарность.** Авторы выражают искреннюю благодарность В. А. Пономаренко, Л. А. Манжос, Ю. В. Брянцевой, Н. А. Гавриловой и В. В. Губанову за предоставление данных по различным группам планктонных организмов; В. П. Парчевскому — за помощь в статистической обработке материала; А. Б. Боровкову и Р. Г. Геворгизу — за ценные замечания, позволившие улучшить текст и иллюстрации в статье; В. Н. Лишаеву — за помощь при работе на электронном микроскопе.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Богданова О. Ю. Таксономический состав микробного населения литорали Кольского залива // *Евразийский Союз Учёных*. 2015. № 4–10 (13). С. 8–11. [Bogdanova O. Yu. Taksonomicheskii sostav mikrobnogo naseleniya litorali Kol'skogo zaliva. *Evraziiskii Soyuz Uchenykh*, 2015, no. 4–10 (13), pp. 8–11. (in Russ.)]
2. Брок Т. *Мембранная фильтрация* : пер. с англ. Москва : Мир, 1987. 464 с. [Brock T. *Membrane Filtration* : transl. from Engl. Moscow : Mir, 1987, 464 p. (in Russ.)]
3. Бульон В. В. Структура и функция микробной «петли» в планктоне озёрных систем // *Биология внутренних вод*. 2002. № 2. С. 5–14. [Bul'on V. V. Struktura i funktsiya mikrobial'noi "petli" v planktone ozernykh system. *Biologiya vnutrennikh vod*, 2002, no. 2, pp. 5–14. (in Russ.)]
4. Голубков С. М. Роль консументов в динамике пищевых цепей и функционировании водных экосистем // *Журнал Сибирского федерального университета. Биология*. 2013. № 6 (4). С. 335–353. [Golubkov S. M. The role of consumers in food web dynamics and functioning of aquatic ecosystems. *Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Biologiya*, 2013, no. 6 (4), pp. 335–353. (in Russ.)]
5. Горбенко Ю. А. *Экология морских перифитонных организмов*. Киев : Наукова думка, 1977. 252 с. [Gorbenko Yu. A. *Ekologiya morskikh perifitonnykh organizmov*. Kyiv : Naukova dumka, 1977, 252 p. (in Russ.)]
6. Губанов В. И., Губанова А. Д., Родионова Н. Ю. Диагноз трофности вод Севастопольской бухты и взморья г. Севастополя // *Актуальные проблемы аквакультуры в современный период* : материалы междунар. науч. конф., Ростов-на-Дону, 28.09.2015 – 02.10.2015. Ростов-на-Дону : АзНИИРХ, 2015. С. 64–67. [Gubanov V. I., Gubanova A. D., Rodionova N. Yu. Diagnost trofnosti vod Sevastopol'skoi bukhty i vzmor'ya g. Sevastopolya. In: *Aktual'nye problemy akvakul'tury v sovremennyi period* : materialy mezhdunar. nauch. konf., Rostov-on-Don, 28.09.2015 – 02.10.2015. Rostov-on-Don : AzNIIRKH, 2015, pp. 64–67. (in Russ.)]

7. Иванов В. А., Овсяный Е. И., Репетин Л. Н., Романов А. С., Игнатъева О. Г. *Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов*. Севастополь, 2006. 91 с. (Препринт / МГИ НАН Украины). [Ivanov V. A., Ovsyanyi E. I., Repetin L. N., Romanov A. S., Ignat'eva O. G. *Gidrologo-gidrokhimicheskii rezhim Sevastopol'skoi bukhty i ego izmeneniya pod vozdeistviem klimaticheskikh i antropogennykh faktorov*. Sevastopol, 2006, 91 p. (Preprint / MHI of the NAS of Ukraine). (in Russ.)]
8. Копылов А. И., Косолапов Д. Б. *Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем*. Ижевск : Книгоград, 2011. 330 с. [Kopylov A. I., Kosolapov D. V. *Mikrobnaya "petlya" v planktonnykh soobshchestvakh morskikh i presnovodnykh ekosistem*. Izhevsk : Knigograd, 2011, 330 p. (in Russ.)]
9. Лебедева М. Н., Шумакова Г. В. К вопросу о достоверности данных, полученных методом прямого учёта бактерий на фильтрах // *Микробиология*. 1969. Т. 38, вып. 2. С. 351–357. [Lebedeva M. N., Shumakova G. V. K voprosu o dostovernosti dannykh, poluchennykh metodom pryamogo ucheta bakterii na fil'trakh. *Mikrobiologiya*, 1969, vol. 38, iss. 2, pp. 351–357. (in Russ.)]
10. Лопухина О. А., Рылькова О. А., Гаврилова Н. А., Губанов В. В. Вклад различных групп микрогетеротрофов в суммарную биомассу микропланктона Севастопольской бухты // *Состояние и проблемы продукционной гидробиологии* : сб. науч. работ по материалам докл. на междунар. конф. «Водная экология на заре XXI века», посвящ. 100-летию со дня рожд. Г. Г. Винберга. Москва, 2006. С. 189–198. [Lopukhina O. A., Ryl'kova O. A., Gavrilova N. A., Gubanov V. V. Vklad razlichnykh grupp mikrogeterotrofov v summarnuyu biomassu mikroplanktona Sevastopol'skoi bukhty. In: *Sostoyanie i problema produktsionnoi gidrobiologii* : sb. nauch. rabot po materialam dokl. na mezhdunar. konf. "Vodnaya ekologiya na zare XXI veka", posvyashch. 100-letiyu so dnya rozhd. G. G. Vinberga. Moscow, 2006, pp. 189–198. (in Russ.)]
11. Морочковский В. А., Ковальчук Ю. Л. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты // *Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия*. Киев : Наукова думка, 1993. С. 17–24. [Morochkovskii V. A., Koval'chuk Yu. L. *Gidrologo-gidrokhimicheskii rezhim Sevastopol'skoi bukhty*. In: *Ikhtiofauna chernomorskikh bukht v usloviyakh antropogennogo vozdeistviya*. Kyiv : Naukova dumka, 1993, pp. 17–24. (in Russ.)]
12. Мошарова И. В., Сажин А. Ф. Бактериопланктон северо-восточной части Чёрного моря в летний и осенний периоды 2005 г. // *Океанология*. 2007. Т. 47, № 5. С. 720–728. [Mosharova I. V., Sazhin A. F. Bacterioplankton in the northeastern part of the Black Sea during the summer and autumn of 2005. *Okeanologiya*, 2007, vol. 47, no. 5, pp. 720–728. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S0001437007050098>
13. Мурзов С. А., Гаврилова Н. А., Самышев Э. З. Гетеротрофный нанопланктон и инфузории в Севастопольской бухте: состав, обилие, распределение и их изменчивость // *Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу*. Севастополь : Аквавита, 1999. С. 121–130. [Murzov S. A., Gavrilova N. A., Samyshev E. Z. Geterotrofnii nanoplankton i infuzorii v Sevastopol'skoi bukhte: sostav, obilie, raspredelenie i ikh izmenchivost'. In: *Akvatoriya i berega Sevastopolya: ekosistemnye protsessy i uslugi obshchestvu*. Sevastopol : Akvavita, 1999, pp. 121–130. (in Russ.)]
14. Овсяный Е. И., Кемп Р. Б., Репетин Л. Н., Романов А. С. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты в условиях антропогенного воздействия (по наблюдениям 1998–1999 гг.) // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. С. 79–103. [Ovsyanyi E. I., Kemp R. B., Repetin L. N., Romanov A. S. *Gidrologo-gidrokhimicheskii rezhim Sevastopol'skoi bukhty v usloviyakh antropogennogo vozdeistviya* (po nablyudeniya 1998–1999 gg.). In: *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*. Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2000, pp. 79–103. (in Russ.)]
15. Орехова Н. А., Вареник А. В. Современный гидрохимический режим Севастопольской бухты // *Морской гидрофизический журнал*. 2018. Т. 34, № 2. С. 134–146. [Orekhova N. A.,

- Varenik A. V. Current hydrochemical regime of the Sevastopol Bay. *Morskoi gidrofizicheskii zhurnal*, 2018, vol. 34, no. 2, pp. 134–146. (in Russ.). <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2018-2-134-146>
16. Осадчая Т. С., Алёмов С. В., Шадрина Т. В. Экологическое качество донных осадков Севастопольской бухты: ретроспектива и современное состояние // *Экология моря*. 2004. Вып. 66. С. 82–87. [Osadchaya T. S., Alemov S. V., Shadrina T. V. Ecological quality of Sevastopol Bay bottom sediments: Retrospective and present-day state. *Ekologiya morya*, 2004, iss. 66, pp. 82–87. (in Russ.)]
  17. Пономарева Л. В. *Санитарно-микробиологическая характеристика Кольского залива* : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Саратов, 1978. 20 с. [Ponomareva L. V. *Sanitarno-mikrobiologicheskaya kharakteristika Kol'skogo zaliva* : avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Saratov, 1978, 20 p. (in Russ.)]
  18. Потапова Н. А., Королевская Т. В. К методике определения биомассы бактериальных клеток // *Гидробиологический журнал*. 1991. Т. 27, № 1. С. 83–88. [Potapova N. A., Korolevskaya T. V. On procedure to determine biomass of bacterial cells. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1991, vol. 27, no. 1, pp. 83–88. (in Russ.)]
  19. *Практическая экология прибрежных регионов. Чёрное море* / под ред. В. П. Кеонджяна, А. М. Кудина, Ю. В. Терехина. Киев : Наукова думка, 1990. 250 с. [*Prakticheskaya ekologiya pribrezhnykh regionov. Chernoe more* / V. P. Keondzhyan, A. M. Kudin, Yu. V. Terekhin (Eds). Kyiv : Naukova dumka, 1990, 250 p. (in Russ.)]
  20. Родина А. Г. *Методы водной микробиологии (практическое руководство)*. Москва : Наука, 1965. 364 с. [Rodina A. G. *Metody vodnoi mikrobiologii (prakticheskoe rukovodstvo)*. Moscow : Nauka, 1965, 364 p. (in Russ.)]
  21. Романенко В. И., Добрынин Э. Г. Определение удельного веса сухих бактериальных клеток *Ps. denitrificans* // *Биология внутренних вод: информационный бюллетень*. 1973. № 16. С. 2–10. [Romanenko V. I., Dobrynin E. G. Opredelenie udel'nogo vesa sukhikh bakterial'nykh kletok *Ps. denitrificans*. *Biologiya vnutrennikh vod: informatsionnyi byulleten'*, 1973, no. 16, pp. 2–10. (in Russ.)]
  22. Романенко В. И. *Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоёмах*. Ленинград : Наука, 1985. 294 с. [Romanenko V. I. *Mikrobiologicheskie protsessy produktsii i destruktitsii organicheskogo veshchestva vo vnutrennikh vodoe-makh*. Leningrad : Nauka, 1985, 294 p. (in Russ.)]
  23. Рылькова О. А., Поликарпов И. Г., Сабурова М. А. Оценка сопоставимости двух методов количественного учета морского гетеротрофного бактериопланктона // *Экология моря*. 2003. Вып. 64. С. 109–115. [Ryl'kova O. A., Polikarpov I. G., Saburova M. A. Comparison between fluorescence and absorption stain methods for quantitative direct count of the marine heterotrophic bacteria. *Ekologiya morya*, 2003, iss. 64, pp. 109–115. (in Russ.)]
  24. Рылькова О. А. *Структурные и функциональные показатели бактериопланктона в прибрежных водах Крыма* : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.17. Севастополь, 2010. 23 с. [Ryl'kova O. A. *Strukturnye i funktsional'nye pokazateli bakterioplanktona v pribrezhnykh vodakh Kryma* : avtoref. dis. ... kand. biol. nauk : 03.00.17. Sevastopol, 2010, 23 p. (in Russ.)]
  25. Рылькова О. А. Многолетние изменения численности бактериопланктона в прибрежье Севастополя (Чёрное море) // *Морской экологический журнал*. 2013. Т. 12, № 1. С. 74–79. [Ryl'kova O. A. Long-term changes of the bacterioplankton abundance in the coastal zone of Sevastopol (Black Sea). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2013, vol. 12, no. 1, pp. 74–79. (in Russ.)]
  26. Селифонова Ж. П. *Структурно-функциональная организация экосистем заливов и бухт Чёрного и Азовского морей (Российский сектор)* : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.10. Мурманск, 2015. 52 с. [Selifonova Zh. P. *Strukturno-funktsional'naya organizatsiya ekosistem zalivov i bukht Chernogo i Azovskogo morei (Rossiiskii sektor)* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk : 03.00.10. Murmansk, 2015, 52 p. (in Russ.)]
  27. Слепчук К. А., Хмара Т. В., Маньковская Е. В. Сравнительная оценка уровня трофности Севастопольской и Южной бухт с использованием индекса E-TRIX // *Морской гидрофизический журнал*. 2017. № 5 (197). С. 67–77. [Slepchuk K. A., Khmara T. V., Man'kovskaya E. V. Comparative assessment of the trophic level of the Sevastopol

- and South bays using E-TRIX index. *Morskoi gidrofizicheskii zhurnal*, 2017, no. 5 (197), pp. 67–77. (in Russ.). <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2017-5-67-78>
28. Сорокин Ю. И. Бактериальная продукция в водоёмах // *Общая экология. Биоценология. Гидробиология*. 1973. Т. 1. С. 47–101. [Sorokin Yu. I. Bakterial'naya produktsiya v vodoemakh. In: *Obshchaya ekologiya. Biotsenologiya. Gidrobiologiya*, 1973, vol. 1, pp. 47–101. (in Russ.)]
29. Троицкий А. С., Сорокин Ю. И. К методике расчёта биомассы бактерий в водоёмах // *Труды Института биологии внутренних вод*. 1967. Вып. 15. С. 85–90. [Troitskii A. S., Sorokin Yu. I. K metodike rascheta biomassy bakterii v vodoemakh. *Trudy Instituta biologii vnutrennikh vod*, 1967, iss. 15, pp. 85–90. (in Russ.)]
30. Усачёв П. И. Общая характеристика фитопланктона морей СССР // *Успехи современной биологии*. 1947. Т. 23, вып. 2. С. 265–288. [Usachev P. I. Obshchaya kharakteristika fitoplanktona morei SSSR. *Uspekhi sovremennoi biologii*, 1947, vol. 23, iss. 2, pp. 265–288. (in Russ.)]
31. Хоролич Н. Г. Расчёт водообмена мелководного залива (бухты) с морем // *Труды Государственного океанографического института*. 1986. Вып. 168. С. 113–118. [Khorolich N. G. Raschet vodoobmena melkovodnogo zaliva (bukhty) s morem. *Trudy Gosudarstvennogo okeanograficheskogo instituta*, 1986, iss. 168, pp. 113–118. (in Russ.)]
32. Чепурнова Э. А., Шумакова Г. В., Гутвейб Л. Г. Бактериопланктон // *Планктон Чёрного моря* / ред. А. И. Ковалёв, З. З. Финенко. Киев : Наукова думка. 1993. С. 110–142. [Chepurnova E. A., Shumakova G. V., Gutveib L. G. Bacterioplankton. In: *Plankton Chernogo morya* / A. I. Kovalev, Z. Z. Finenko (Eds). Kyiv : Naukova dumka, 1993, pp. 110–142. (in Russ.)]
33. Шумакова Г. В. Сезонная динамика общей численности бактерий, биомассы и продукции бактериопланктона в Севастопольской бухте // *Экология моря*. 1980. Вып. 1. С. 28–33. [Shumakova G. V. Seasonal dynamics of the bacterioplankton number, biomass and production in the Sevastopol Bay. *Ekologiya morya*, 1980, iss. 1, pp. 28–33. (in Russ.)]
34. *Эктоны в биосфере* / ред. В. С. Залетаев. Москва : Изд-во РАСХН, 1997. 329 с. [Ekotony v biosfere / V. S. Zaletaev (Ed.). Moscow : Izd-vo RASKhN, 1997, 329 p. (in Russ.)]
35. Barrera Alba J. J., Gianesella S. M. F., Moser G. A. O., Saldanha-Correa F. M. P. Influence of allochthonous organic matter on bacterioplankton biomass and activity in a eutrophic, sub-tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2009, vol. 82, iss. 1, pp. 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.12.020>
36. Bratbak G. Bacterial biovolume and biomass estimation. *Applied and Environmental Microbiology*, 1985, vol. 49, no. 6, pp. 1488–1493. <https://doi.org/10.1128/AEM.49.6.1488-1493.1985>
37. Bratbak G. Microscope methods for measuring bacterial biovolume: Epifluorescence microscopy, scanning electron microscopy, and transmission electron microscopy. In: *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology* / P. F. Kemp, B. F. Sherr, E. B. Sherr, J. J. Cole (Eds). Boca Raton : CRC Press, 1993, chap. 36, pp. 309–316. <https://doi.org/10.1201/9780203752746>
38. Church M. J. Resource control of bacterial dynamics in the sea. In: *Microbial Ecology of the Oceans* / D. L. Kirchman (Ed.) ; 2<sup>nd</sup> ed. Hoboken, New Jersey : John Wiley & Sons, 2008, chap. 10, pp. 335–382. <https://doi.org/10.1002/9780470281840.ch10>
39. Filippini M., Buesing N., Gessner M. Temporal dynamics of freshwater bacterio- and virioplankton along a littoral–pelagic gradient. *Freshwater Biology*, 2008, vol. 53, iss. 6, pp. 1114–1125. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01886.x>
40. Gonzalez J. M., Sherr E. B., Sherr B. F. Size-selective grazing on bacteria by natural assemblages of estuarine flagellates and ciliates. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, vol. 56, no. 3, pp. 583–589. <https://doi.org/10.1128/AEM.56.3.583-589.1990>
41. Heidelberg J. F., Heidelberg K. B., Colwell R. R. Seasonality of Chesapeake Bay bacterioplankton species. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, vol. 68, no. 11, pp. 5488–5497. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.11.5488-5497.2002>
42. Hobbie J. E., Daley R. J., Jasper S. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, 1977, vol. 33, no. 5, pp. 1296–1307. <https://doi.org/10.1128/AEM.33.5.1225-1228.1977>

43. Jacquet S., Miki T., Noble R., Peduzzi P., Wilhelm S. Viruses in aquatic ecosystems: Important advancements of the last 20 years and prospects for the future in the field of microbial oceanography and limnology. *Advances in Oceanography and Limnology*, 2010, vol. 1, iss. 1, pp. 97–141. <https://doi.org/10.1080/19475721003743843>
44. Janelidze N., Jaiani E., Lashkhi N., Tskhvediani A., Kokashvili T., Gvarishvili T., Jgenti D., Mikashavidze E., Diasamidze R., Narodny S., Obiso R., Tediashvili A. Microbial water quality of the Georgian coastal zone of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, vol. 62, iss. 3, pp. 573–580. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.11.027>
45. Karrasch B., Ullrich S., Mehrens M., Zimmermann-Timm H. Free and particle-associated extracellular enzyme activity and bacterial production in the Lower Elbe Estuary, Germany. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 2003, vol. 31, iss. 4–5, pp. 297–306. <https://doi.org/10.1002/aheh.200300505>
46. Lee S. S., Furman J. A. Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology*, 1987, vol. 53, no. 6, pp. 1298–1303. <https://doi.org/10.1128/aem.53.6.1298-1303.1987>
47. Lopukhin A. S., Wilson J. G., Sysoeva I. V., Bryantseva Ju. V., Ryl'kova O. A., Kemp R. B. Verification of the heterotrophic-photoautotrophic index in Sevastopol Bay, Black Sea. *Doklady Earth Sciences*, 2008, vol. 423, no. 9, pp. 1520–1524. <https://doi.org/10.1134/S1028334X08090456>
48. Lymer D., Lindström E. S., Vrede K. A. Variable importance of viral-induced bacterial mortality along gradients of trophic status and humic content in lakes. *Freshwater Biology*, 2008, vol. 53, iss. 6, pp. 1101–1113. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02015.x>
49. Maurin N., Amblard C., Bourdier G. Phytoplanktonic excretion and bacterial re-assimilation in an oligotrophic lake: Molecular weight fractionation. *Journal Plankton Research*, 1997, vol. 19, iss. 8, pp. 1045–1068. <https://doi.org/10.1093/plankt/19.8.1045>
50. Oberbeckmann S., Fuchsv B. M., Meiners M., Wichels A., Karen H. Wiltshire K. H., Gerdt G. Seasonal dynamics and modeling of a *Vibrio* community in coastal waters of the North Sea. *Microbial Ecology*, 2012, vol. 63, no. 3, pp. 543–551. <https://doi.org/10.1007/s00248-011-9990-9>
51. Proctor L. M., Fuhrman J. A. Viral mortality of marine bacteria and cyanobacteria. *Nature*, 1990, vol. 62, no. 343, pp. 60–62. <https://doi.org/10.1038/343060a0>
52. Sanda R. A., Larsen A. Seasonal variations in virus-host populations in Norwegian coastal waters: Focusing on the cyanophage community infecting marine *Synechococcus* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, vol. 72, pp. 4610–4618. <https://doi.org/10.1128/AEM.00168-06>
53. Sherr B. F., Sherr E. B., McDaniel J. Effect of protistan grazing on the frequency of dividing cells in bacterioplankton assemblages. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, vol. 58, no. 8, pp. 2381–2385. <https://doi.org/10.1128/AEM.58.8.2381-2385.1992>
54. Simek K., Chrzanowski T. H. Direct and indirect evidence of size-selective grazing on pelagic bacteria by freshwater nanoflagellates. *Applied and Environmental Microbiology*, 1992, vol. 58, no. 11, pp. 3715–3720. <https://doi.org/10.1128/AEM.58.11.3715-3720.1992>
55. Tsai A. Y., Gong G. C., Hung J. Seasonal variations of virus- and nanoflagellate-mediated mortality of heterotrophic bacteria in the coastal ecosystem of subtropical western Pacific. *Biogeosciences*, 2013, vol. 10, iss. 5, pp. 3055–3065. <https://doi.org/10.5194/bg-10-3055-2013>
56. Vollenweider R., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 1998, vol. 9, iss. 3, pp. 329–357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3%3C329::AID-ENV308%3E3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3%3C329::AID-ENV308%3E3.0.CO;2-9)

## SEASONAL DYNAMICS AND SPATIAL DISTRIBUTION OF STRUCTURAL INDICATORS OF THE BACTERIOPLANKTON COMMUNITY OF THE SEVASTOPOL BAY (THE BLACK SEA)

O. A. Rylkova<sup>1</sup> and I. G. Polikarpov<sup>2</sup>

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

<sup>2</sup>Ecosystem-based Management of Marine Resources Program, Environment and Life Sciences  
Research Center, Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait City, State of Kuwait

E-mail: [ol.rylkova@yandex.ru](mailto:ol.rylkova@yandex.ru)

Bacterioplankton community determines formation of a significant part of the secondary production and mineralization of organic matter in aquatic ecosystems, as well as responds quickly to any changes in the environment. Data on the state of the microbial community are required for understanding the processes of substance and energy flow transfer in aquatic ecosystems; this is especially important for coastal waters, where significant negative transformations have occurred in recent decades. The aim of this study was to investigate and analyze changes in structural indicators of the bacterioplankton community in different areas of the Sevastopol Bay (the Black Sea) during 1992–2005. Bacterial abundance was determined by direct microscopy, using adsorption (erythrosine) or fluorescent (acridine orange) stains; biomass was calculated using a conversion factor ( $2 \cdot 10^{-14}$  g C·cell<sup>-1</sup>) or by direct cell measurements. Cell morphotypes were determined by scanning electron microscopy. The total abundance of microorganisms varied  $0.2 \cdot 10^6$  to  $10 \cdot 10^6$  cells·mL<sup>-1</sup>; biomass – 2 to 201 mg C·m<sup>-3</sup>. In the morphological structure of bacterioplankton community, cocci (0.36–0.86  $\mu\text{m}$  in diameter) with a volume of 0.02–0.27  $\mu\text{m}^3$  and rod-shaped cells (0.6–1.2  $\mu\text{m}$  length; 0.2–0.4  $\mu\text{m}$  width) with a volume of 0.50–0.65  $\mu\text{m}^3$  prevailed. Maximum values of the bacterioplankton abundance, biomass, and cell size in the Sevastopol Bay were registered in summer and autumn (June to October), while minimum values were recorded in winter and spring. The observed values of bacterioplankton quantitative indicators were comparable with the values for various coastal water areas of the World Ocean, *inter alia* the Black Sea. The dynamics of bacterioplankton structural indicators of the Sevastopol Bay during the annual cycle was determined by abiotic and biotic environmental factors. High correlation (86 %,  $p < 0.01$ ) between the hydrological, hydrochemical, and biological variables confirms the non-random nature of the relationship between them. The discriminant analysis revealed significant differences in the structure of bacterioplankton communities for the bay areas with different intensity of water exchange, degree of general pollution, and distance from the open sea. Significantly smaller bacterial cell volume in 2004 [ $(0.16 \pm 0.05) \mu\text{m}^3$ ] compared with that of 2005 [ $(0.20 \pm 0.03) \mu\text{m}^3$ ] (paired  $t$ -test,  $p < 0.05$ ) was probably related to intense microorganisms' grazing by phagotrophic protozoa. The obtained data on the structure of the bacterioplankton community can be used for forecasting the state of the Sevastopol Bay ecosystem, as well as for developing and verifying mathematical models of coastal ecosystems functioning.

**Keywords:** bacterioplankton, abundance, biomass, morphology, abiotic and biotic factors, Sevastopol Bay, Black Sea



УДК 581.526.325(262.5.04/.05:292.471)

## РАЗВИТИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В ЗИМНЕ-ВЕСЕННИЙ ПЕРИОД В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ КРЫМА

© 2021 г. З. З. Финенко, И. М. Мансурова, И. В. Ковалёва, Е. Ю. Георгиева

Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей  
имени А. О. Ковалевского РАН», Севастополь, Российская Федерация  
E-mail: [zosim\\_finenko@mail.ru](mailto:zosim_finenko@mail.ru)

Поступила в редакцию 10.10.2019; после доработки 20.03.2020;  
принята к публикации 11.03.2021; опубликована онлайн 23.03.2021.

Исследование фитопланктона в зимне-весенний период имеет важное значение для изучения особенностей его годовой динамики и функционирования экосистемы Чёрного моря в целом. Состояние фитопланктона в шельфовой зоне в зимне-весенний период по сравнению с таковым в летне-осенний сезон изучено слабо, поэтому проведение подобного исследования особенно важно для решения ряда проблем, связанных с продуктивностью конечных звеньев пищевой цепи, формированием гидрохимического режима вод и циклом углерода в море. Цель работы — оценить влияние сезонных условий на развитие фитопланктона и его продукционные показатели в зимне-весенний период в прибрежных водах Крыма. В статье представлены результаты исследований гидрофизических (температура, плотность, относительная прозрачность воды) и биологических параметров (концентрация хлорофилла *a*, его флуоресценция, таксономический состав и продукционные характеристики фитопланктона) в шельфовой зоне Чёрного моря в январе — апреле 2016–2019 гг. Исследования проведены на 50 станциях, расположенных в прибрежных водах Крыма от Каркинитского залива до Керченского пролива. Концентрация хлорофилла *a* определена стандартным флуориметрическим методом, видовой состав — с помощью микроскопирования; удельная скорость роста фитопланктона рассчитана по разработанной ранее модели. Зимой (январь — февраль) концентрация хлорофилла *a* и глубина верхнего квазиоднородного слоя были максимальными (0,42–0,52 мг·м<sup>-3</sup> и 44–58 м соответственно), весной (март — апрель) — в 2–3 раза ниже. В январе — феврале доминировала примнезиевая водоросль *Emiliania huxleyi* (Lohmann) W. W. Nau & H. P. Mohler, 1967; в марте — апреле в разные годы преобладали динофитовые и диатомовые водоросли либо примнезиевые, динофитовые и диатомовые. Зимой вертикальное распределение хлорофилла *a* на большинстве станций было равномерным; весной преобладали одномодальные профили с глубинным максимумом, расположение которого не было связано с градиентами температуры и плотности. Относительное изменение концентрации хлорофилла *a* и флуоресценции с глубиной имело, как правило, одинаковый характер. Продукция фитопланктона и суточный коэффициент P/B (production/biomass ratio) повышались от зимы к весне. Корреляция между величинами интегральной продукции, биомассой и максимальной удельной скоростью роста водорослей отсутствовала. Максимальная удельная скорость роста была наименее изменчивым показателем. В течение зимне-весеннего периода водоросли в зоне фотосинтеза делились в среднем 1 раз в 2–5 суток.

**Ключевые слова:** таксономический состав, численность и биомасса фитопланктона, хлорофилл *a*, флуоресценция, максимальная удельная скорость роста водорослей, температура, плотность воды, Чёрное море

Зимне-весенний период — один из наиболее важных сезонов для экосистемы Чёрного моря: именно в это время происходят конвективное перемешивание его верхнего слоя и активный транспорт биогенных веществ из более глубоких слоёв моря в зону фотосинтеза, где питательные вещества, потребляемые фитопланктоном, переходят из растворённого состояния во взвешенное (Кривенко и Пархоменко, 2014). В результате этого процесса образуется новая продукция, которая обеспечивает рост гетеротрофных организмов (Krivenko et al., 1998). Интенсивность её образования зависит от климатических условий. Считается, что в холодные, суровые зимы происходит более интенсивный вынос биогенных веществ и формируются более благоприятные условия для биосинтеза органического вещества в процессе фотосинтеза, чем в мягкие зимы (Финенко и др., 2009; Mikaelyan et al., 2017). Первичная продукция, образованная в зимне-весенний период, определяет регенерационные процессы в течение всего года, в том числе в тёплый сезон.

Широкий фронт исследований фитопланктонного сообщества необходим для решения ряда проблем, связанных с продуктивностью конечных звеньев пищевой цепи, а также с формированием гидрохимического режима вод и циклом углерода в море. Количество сезонных исследований фитопланктона, выполненных в районе Крымского полуострова, огромно, однако состояние планктонных водорослей в зимне-весенний период изучено мало (Арашкевич и др., 2015; Стельмах, 2010; Finenko et al., 2019; Mikaelyan et al., 2017). Отсутствуют ряды длительных наблюдений, без которых трудно понять, как климатические условия влияют на уровень развития планктонных водорослей. В то же время результаты прямых и спутниковых измерений концентрации хлорофилла *a* в поверхностном слое свидетельствуют о наличии межгодовых изменений в развитии фитопланктона (Finenko et al., 2014; Yunev et al., 2002). Физико-географические условия сказываются на развитии планктонного сообщества, в глубоководных и мелководных районах моря оно может иметь свои особенности, однако данных для проведения биогеохимического районирования явно недостаточно.

Цель работы — оценить влияние сезонных условий на уровень развития фитопланктона и на его продукционные показатели в зимне-весенний период в прибрежных водах Крыма.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

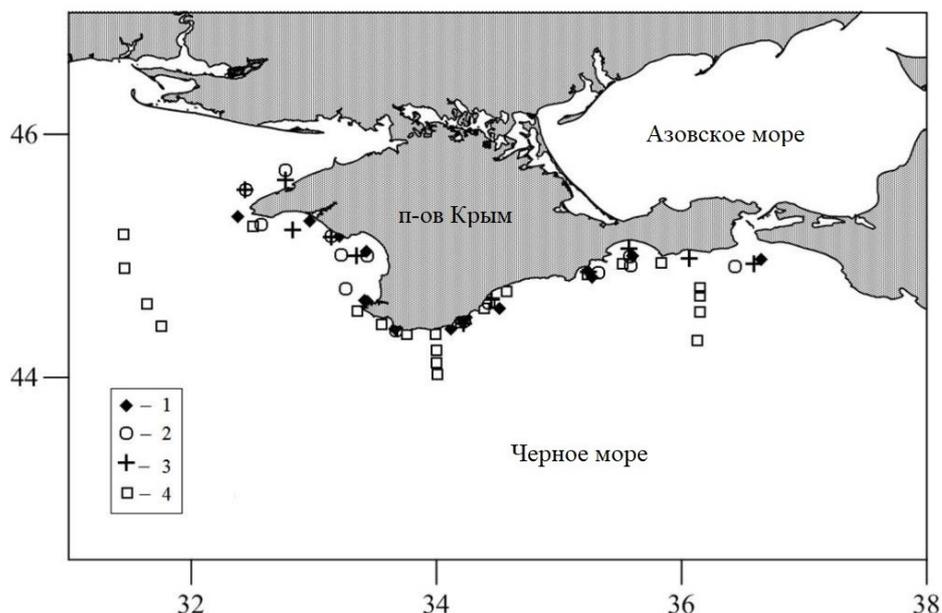
Исследования фитопланктона проведены на НИС «Профессор Водяницкий» (83, 84, 93, 106-й рейсы) в водах вокруг полуострова Крым от Каркинитского залива до Керченского пролива на станциях общей глубиной 16–93 м, а также на трёх разрезах, которые начинались у мыса Тарханкут, Южного берега Крыма и Керченского пролива и заканчивались в глубоководной части моря, в январе — мае 2016–2019 гг. (рис. 1). Измерения концентрации хлорофилла *a* (далее — Хл), его флуоресценции, температуры, плотности и относительной прозрачности воды выполнены на 52, 11, 38, 23 и 34 станциях соответственно (табл. 1). Вертикальные профили этих параметров определены на 75–100 % от общего количества станций.

Пробы отбирали одиночным пластиковым батометром или кассетой батометров STD зонда Neil Brown Mark III. Выбор глубин осуществляли с учётом вертикального профиля флуоресценции либо температуры [данные, получаемые с зондов Neil Brown Mark III или Ocean Seven 320 Plus (Idronaut)] и относительной прозрачности воды. В зоне шельфа непрерывное зондирование флуоресценции проводили во всей толще, в глубоководных районах — до 100–150 м. Данные по температуре и солёности, измеренные высокоточными погружаемыми цифровыми зондами, вертикально интерполировали с шагом 1 м и использовали для расчёта потенциальной плотности по формуле ЮНЕСКО. Нижняя граница верхнего квазиоднородного слоя (далее — ВКС) определена как глубина, на которой потенциальная плотность воды превышает значения плотности воды у поверхности на  $0,07 \text{ кг}\cdot\text{м}^{-3}$  (Кубряков и др., 2019). Глубину перемешиваемого слоя для каждой станции оценивали по глубине залегания максимального градиента

плотности воды. Относительную прозрачность воды определяли с помощью диска Секки в дневное время суток. В тех случаях, когда облучённость на разных глубинах не измеряли, глубину эвфотической зоны ( $Z$ , м) оценивали следующим образом:

$$Z = 3 \times S, \quad (1)$$

где  $S$  — глубина видимости диска Секки, м.



**Рис. 1.** Карта станций, на которых выполнены работы: 1 — с 27 января по 03 февраля 2016 г.; 2 — с 19 по 25 апреля 2016 г.; 3 — с 28 марта по 04 апреля 2017 г.; 4 — с 18 апреля по 13 мая 2019 г.

**Fig. 1.** Map of the stations, where the work was carried out: 1 – 27 January to 03 February, 2016; 2 – 19 to 25 April, 2016; 3 – 28 March to 04 April, 2017; 4 – 18 April to 13 May, 2019

**Таблица 1.** Сведения о работах, выполненных в водах вокруг полуострова Крым в зимне-весенний период

**Table 1.** Data on the work, carried out in the coastal waters of Crimea in the winter-spring period

№ рейса	Даты	Общее количество станций					
		Количество станций с вертикальными профилями					
		с определением:					
		глубины видимости диска Секки	темпе- ратуры	плотности	хлоро- филла <i>a</i>	флюо- ресценции	фито- планктона
83	27 января — 3 февраля 2016 г.	10	15	8	16	7	14
		10	15	8	14	7	0
84	19–25 апреля 2016 г.	12	13	5	14	4	13
		11	13	5	13	4	0
93	28 марта — 4 апреля 2017 г.	–	–	–	–	–	13 0
106	19 апреля — 1 мая 2019 г.	12	10	10	22	–	–
		7	10	10	11	–	–
Итого		34 28	38 38	23 23	52 39	11 11	40 0

Пробы морской воды объёмом 0,25–1,50 л немедленно после отбора фильтровали при вакууме не более 0,2 атм через мембранные фильтры Sartorius с диаметром пор 0,65 мкм и диаметром рабочей поверхности 47 мм или через стекловолоконные фильтры GF/F (Whatman) с рабочей поверхностью 22 мм. Сравнение результатов, полученных на использованных фильтрах двух типов, показало, что они практически одинаковы. Фильтры подсушивали на фильтровальной бумаге в темноте в течение 15 минут, складывали вчетверо осадком внутрь и заворачивали в фольгу, после чего хранили в морозильной камере при температуре  $-18^{\circ}\text{C}$  не более трёх недель. Концентрацию пигментов измеряли в лабораторных условиях на берегу. Экстракцию Хл проводили 3–5 мл 90%-ного водного раствора ацетона. Для улучшения экстракции пигментов фильтры механически растирали стеклянной палочкой и выдерживали в холодильнике в темноте при температуре  $+8^{\circ}\text{C}$  в течение 18 ч (Phytoplankton Pigments in Oceanography..., 1997). Затем фильтры снова растирали и центрифугировали на лабораторной клинической центрифуге ОПН-3 УХЛ 4.2 при скорости 3000 об·мин<sup>-1</sup> в течение 5 минут. Ацетоновые экстракты переносили в кварцевую кювету, в которой измеряли флуоресценцию до и после подкисления двумя каплями 1,2 М HCl. Измерения флуоресценции выполнены на лабораторном флуориметре. Источником возбуждения флуоресценции пигментов служила галогенная лампа КГМ 12-100. Возбуждение флуоресценции осуществляли с помощью синего светофильтра СС8 с максимумом пропускания 440–450 нм. Регистрацию флуоресценции производили фотоумножителем ФЭУ-27, питающимся от стабилизированного источника напряжения типа ВС-22. Для регистрации сигнала флуоресценции использовали красный светофильтр КС17 с длиной волны 670 нм. Сигнал с сопротивления нагрузки ФЭУ через предварительный усилитель подавали на вход цифрового мультиметра УТ60А, применяемого в качестве регистрирующего прибора. Флуориметр предварительно откалибровали, как в работах (Юнев и Берсенева, 1986 ; Lorenzen, 1967), по хроматографически чистому хлорофиллу *a* производства Sigma (США), исходную концентрацию которого определили на спектрофотометре Specord UV-Vis с использованием удельного коэффициента поглощения света 87,67 л·г<sup>-1</sup>·см<sup>-1</sup> (Phytoplankton Pigments in Oceanography..., 1997).

Для расчёта продукционных показателей фитопланктона — биомассы, удельной скорости роста, максимальной и интегральной скорости фотосинтеза — применены модели, описанные нами ранее (Финенко и др., 2018 ; Finenko et al., 2019).

Для определения таксономического состава и количественных характеристик фитопланктона пробу воды объёмом 2 л сгущали методом обратной фильтрации через трековые мембранные фильтры с диаметром пор 1 мкм. Полученный концентрат (40–50 мл) фиксировали 0,1 мл раствора Люголя. Пробы хранили в холодильнике при температуре  $+8^{\circ}\text{C}$ . Определение видового состава и размера клеток фитопланктона проводили под световым тринокулярным микроскопом ХУ-В2, используя камеру Наумана. Биомассу рассчитывали по объёму клеток стандартным методом (Радченко и др., 2010).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

*Содержание хлорофилла *a* в верхнем квазиоднородном слое и доминирующие виды фитопланктона.* В январе — феврале в шельфовой зоне у западных берегов Крыма от мыса Тарханкут до мыса Фиолент ВКС распространялся от поверхности до дна (16–90 м, в среднем —  $(44 \pm 34)$  м), и только на одной станции в Каламитском заливе (глубина 26 м) толщина ВКС составила 14 м. В зимний период во всех исследованных районах доминировала примнезиевая водоросль *Emiliania huxleyi* (Lohmann) W. W. Hay & H. P. Mohler, 1967 (52–94 % от численности суммарного фитопланктона). Её доля в общей биомассе составляла 24–57 %. На нескольких станциях восточного района по численности и биомассе преобладала *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve, 1873 (60–70 и 26–30 % соответственно).

Содержание Хл в ВКС варьировало от 0,40 до 0,60 мг·м<sup>-3</sup>, в среднем составляя (0,47 ± 0,07) мг·м<sup>-3</sup>. У Южного берега Крыма с диапазоном глубин 70–80 м толщина ВКС изменялась от 50 до 80 м; в глубоководном районе значение показателя равнялось 37 м, в среднем — (58 ± 18) м. Средняя концентрация Хл для этого района в ВКС — (0,42 ± 0,11) мг·м<sup>-3</sup>. В районе восточного побережья с глубиной станций 25–60 м нижняя граница ВКС находилась в среднем на (31 ± 9) м, а содержание Хл составляло (0,52 ± 0,18) мг·м<sup>-3</sup>. В целом средние значения Хл в ВКС во всех исследованных районах достоверно не различались. Между глубиной ВКС и средней концентрацией Хл в нём связи не обнаружено.

Исследования, выполненные в конце апреля 2016 г. на шельфе у западного побережья Крыма, показали, что толщина ВКС и концентрация Хл в нём по сравнению с таковыми зимнего периода заметно снизились — до (15 ± 12) м и (0,15 ± 0,08) мг·м<sup>-3</sup> соответственно. У южных и восточных берегов Крыма средние значения ВКС и концентрации Хл в нём были одинаковыми — (16 ± 2) м и (14 ± 4) м и (0,22 ± 0,04) и (0,22 ± 0,09) мг·м<sup>-3</sup> соответственно. Как видно, средние значения содержания Хл в этих районах несколько выше, чем у западных берегов.

В конце апреля — начале мая 2019 г. толщина ВКС в прибрежных и глубоководных районах по сравнению с таковой 2016 г. снизилась и составила в среднем (9 ± 4) м. Концентрация Хл в восточном районе моря, у Керченского пролива, не изменилась за это время, однако в западном районе она была почти в 1,5 раза выше, а в центральном — в 2 раза выше, чем весной 2016 г.

Таким образом, в прибрежных водах Крыма в зимний период, как правило, были отмечены более высокие значения Хл, чем весной.

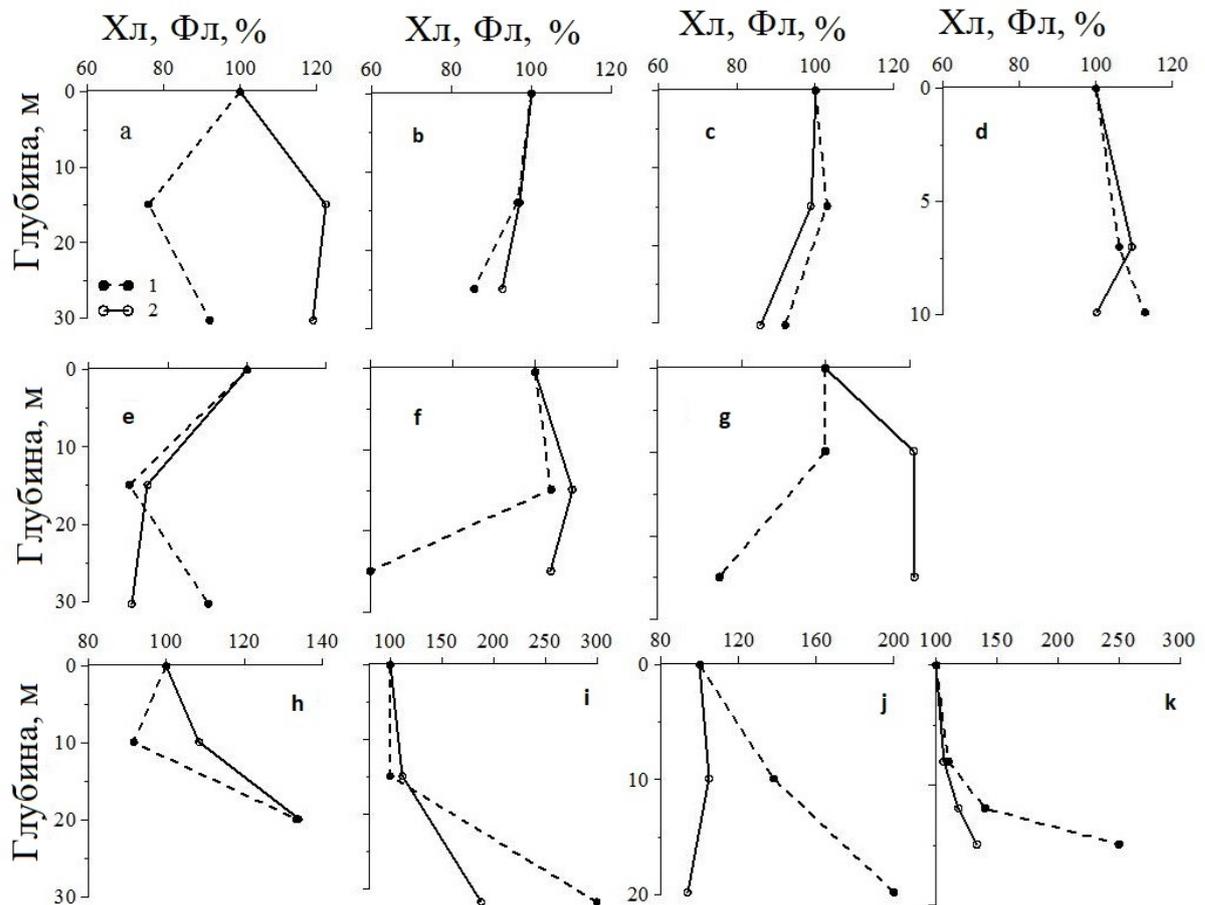
Ранней весной 2017 г. у южных берегов Крыма по численности преобладала *E. huxleyi* (47–57 %), в остальных районах доминировали разные виды Flagellata (36–69 %). В ранневесенний период на подавляющем большинстве станций западного района и на отдельных станциях центрального и восточного районов по биомассе доминировала динофитовая водоросль *Heterocapsa triquetra* (Ehrenberg) F. Stein, 1883 (18–59 %), а также диатомовые *Coscinodiscus janischii* A. W. F. Schmidt, 1878 (29–64 %), *Chaetoceros curvisetus* Cleve, 1889 (23 %) и *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) B. G. Sundström, 1986 (29 %).

В конце апреля 2016 г. в большей части акватории по численности снова доминировала *E. huxleyi* (41–96 %); только на двух станциях преобладала диатомея *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden, 1928 (35–36 %). В западном и центральном районах по биомассе доминировали водоросли разных таксономических групп: примнезиевая *E. huxleyi* (22–50 %), динофитовые *Ceratium furca* (Ehrenberg) Claparède & Lachmann, 1859 (46–51 %) и *Ceratium tripos* (O. F. Müller) Nitzsch, 1817 (20 %), диатомовые *P. delicatissima* (13 %) и *P. calcar-avis* (27–43 %). В восточном районе повсеместно преобладала *P. calcar-avis* (23–32 %).

*Вертикальное распределение концентрации хлорофилла а.* В зимний и весенний периоды вертикальное распределение Хл исследовано по его содержанию на отдельных глубинах и по непрерывно регистрируемой флуоресценции. Сравнение показало, что в 64 % случаев относительное изменение концентрации Хл и флуоресценции с глубиной имеет одинаковый характер, а в 36 % оно разнонаправлено (рис. 2). Причина этого расхождения, возможно, заключается в том, что с увеличением содержания Хл с глубиной относительная флуоресценция (нормированная на единицу хлорофилла) уменьшается. В большинстве случаев вертикальные профили флуоресценции Хл менее изменчивы, чем профили его концентрации. Следует отметить, что для всего массива данных между содержанием Хл и его флуоресценцией достоверной зависимости не обнаружено.

Зимой нижняя граница перемешиваемого слоя почти достигала дна либо находилась на 10–20 м выше. Температурные и плотностные градиенты в столбе воды были слабыми: они, как правило, не превышали 0,1 град·м<sup>-1</sup> и находились в пределах 0,01–0,10 кг·м<sup>-3</sup>·м<sup>-1</sup>

соответственно. При таких условиях вертикальное распределение Хл на 60 % от общего числа станций было равномерным; в остальных случаях концентрация Хл увеличивалась либо уменьшалась с глубиной. На отдельных станциях максимальное содержание отмечено в слое 0–10 м (на большей глубине значения уменьшались).



**Рис. 2.** Вертикальное распределение концентрации хлорофилла *a* (1) и флуоресценции (2) в относительных единицах (% от значений у поверхности) в январе — феврале 2016 г. (а — у мыса Тарханкут; б — в Каламитском заливе; с — у мыса Фиолент; д — у берегов Евпатории; е, ф — в районе Ялты; г — в районе Алушты) и в конце апреля 2016 г. (h, i — в Каркинитском заливе; j — в Каламитском заливе; k — у берегов Евпатории)

**Fig. 2.** Vertical distribution of chlorophyll *a* concentration (1) and fluorescence (2) in relative units (% of surface values) in January – February 2016 (a – at Cape Tarkhankut; b – in the Kalamitsky Bay; c – at Cape Fiolent; d – off the coast of Yevpatoriya; e, f – in Yalta area; g – in Alushta area) and at the end of April 2016 (h, i – in the Karkinitsky Bay; j – in the Kalamitsky Bay; k – off the coast of Yevpatoriya)

Весной устойчивость водного столба повысилась, и в результате толщина ВКС уменьшилась в среднем в 3 раза по сравнению с таковой зимнего периода 2016 г., при этом температурный и плотностной градиенты оставались слабыми. В этих условиях распределение Хл по глубинам было равномерным лишь в 30 % случаев; на остальных станциях его содержание в основном увеличивалось от поверхности к нижней границе зоны фотосинтеза. Зимой 2016 г. слой фотосинтеза в среднем составлял  $(25 \pm 5)$  м; весной — от 21 до 51 м, в среднем —  $(35 \pm 10)$  м. В зимний период в этом слое содержится  $12 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2}$  Хл, что составляет 63 % от интегральной величины в ВКС. Иными словами, 37 % от общей концентрации Хл находится за пределами зоны фотосинтеза. Весной общее содержание Хл в зоне фотосинтеза составляет в среднем  $7 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-2}$ , он весь находится в эвфотическом слое. Весной 2019 г. устойчивость водного столба была выше, чем весной 2016 г.;

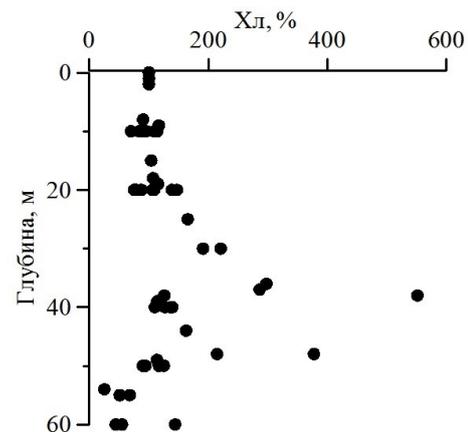
толщина ВКС в среднем составила  $(9 \pm 4)$  м; температурный и плотностный градиенты оставались на прежнем уровне. Между тем уменьшение толщины ВКС не привело к повышению концентрации Хл в поверхностном слое. На большинстве станций зарегистрировано одномодальное вертикальное распределение Хл. В слое 0–20 м его содержание изменялось слабо; далее отмечено увеличение с максимумом на глубине 30–48 м, в среднем —  $(38 \pm 6)$  м (рис. 3). Как правило, максимумы Хл находились на глубине, куда проникает 0,2–1,0 % света от поверхности. Концентрация Хл в максимуме достигала  $1,23 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  и в среднем была в 2,8 раза выше, чем содержание Хл в ВКС. Максимумы не связаны с градиентами температуры и плотности; они могут быть следствием адаптации водорослей к низким интенсивностям света, которая возможна только при слабом турбулентном перемешивании.

Из приведённых данных следует, что в весенний период межгодовые различия по содержанию Хл в ВКС составляли 1,5–2,0 раза для западной и южной части моря. В этот период начинает формироваться вертикальная структура Хл с глубинным максимумом. В отдельных случаях водоросли способны адаптироваться к крайне низким условиям облучённости ( $0,06 \text{ моль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ ). У Южного берега Крыма содержание Хл в зоне фотосинтеза и за её пределами было одинаковым; в восточной части только 30 % находилось в освещённой зоне.

Зимой на станциях в диапазоне глубин 16–50 м ВКС в 70 % случаев распространялся до дна; на двух станциях он находился на глубине 14 и 31 м. В то же время вертикальное распределение концентрации Хл только в 60 % случаев было равномерным, а в остальных — или увеличивалось с глубиной, или уменьшалось. На станциях в диапазоне глубин 50–100 м нижняя граница ВКС либо достигала дна, либо находилась на 42–53 м. В случаях, когда ВКС достигал дна, вертикальное распределение Хл было равномерным или концентрации были максимальными в поверхностном слое и уменьшались с глубиной.

*Продукционные показатели фитопланктона.* Основные продукционные характеристики фитопланктонного сообщества в зимний и весенний периоды значительно различались (табл. 2). Зимой физиологическая активность фитопланктона была низкой: первичная продукция в среднем равнялась  $94 \text{ мг С} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ , а суточный коэффициент Р/В (production/biomass ratio) для слоя фотосинтеза — 0,2. В то же время показатели максимальной удельной скорости роста фитопланктона и концентрации Хл были относительно высокими. Низкая интенсивность солнечной радиации, минимальная температура и относительно небольшая глубина зоны фотосинтеза были основными лимитирующими факторами, в результате действия которых водоросли в зоне фотосинтеза делились 1 раз в 5 суток.

Весной средняя интенсивность солнечной радиации увеличилась почти в 4 раза, а протяжённость зоны фотосинтеза — в среднем в 1,4 раза. В результате в 2016 г. величины первичной продукции и суточного коэффициента Р/В возросли в среднем в 2 раза по сравнению с зимними значениями. В 2019 г. первичная продукция и биомасса в столбе воды по сравнению с таковыми весны 2016 г. увеличились почти в 2 раза; в итоге Р/В и максимальная удельная скорость роста фитопланктона остались на прежнем уровне. Сделан вывод о том, что не всегда наблюдается



**Рис. 3.** Вертикальное распределение концентрации хлорофилла *a* в относительных единицах (% от значений у поверхности) весной 2019 г.

**Fig. 3.** Vertical distribution of chlorophyll *a* concentration in relative units (% of surface values) in spring of 2019

синхронность в изменении продукции, биомассы и максимальной скорости роста фитопланктона в течение зимне-весеннего периода. Весной в зоне фотосинтеза водоросли совершают почти 1 деление в 2 суток. Величины P/B и максимальной удельной скорости роста различаются незначительно, что указывает на то, что начало светового насыщения по скорости роста наблюдается при крайне низкой облучённости.

**Таблица 2.** Продукционные показатели фитопланктона в прибрежных районах Крыма в зимне-весенний период (числитель — минимальное и максимальное значения; знаменатель — среднее значение  $\pm$  стандартное отклонение)

**Table 2.** Phytoplankton production estimates in the coastal waters of Crimea in the winter-spring period (numerator denotes minimum and maximum values; denominator denotes mean value  $\pm$  standard deviation)

Сезон	ПП, мг С·м <sup>-2</sup> ·сут <sup>-1</sup>	Б, мг С·м <sup>-3</sup>	Б <sub>и</sub> , мг С·м <sup>-2</sup>	P/B, сут <sup>-1</sup>	$\mu$ , сут <sup>-1</sup>
Зима (2016)	49,8–143,3	10,4–26,9	218,0–659,3	0,21–0,24	0,59–0,73
	93,9 $\pm$ 29,2	15,8 $\pm$ 4,3	412,1 $\pm$ 127,3	0,23 $\pm$ 0,01	0,66 $\pm$ 0,04
Весна (2016)	50,6–315,1	4,7–18,0	118,2–735,1	0,35–0,52	0,41–0,68
	174,1 $\pm$ 71,9	11,8 $\pm$ 4,5	411,1 $\pm$ 200,1	0,44 $\pm$ 0,07	0,50 $\pm$ 0,08
Весна (2019)	208,2–522,4	14,2–36,9	450,5–1283,4	0,39–0,46	0,49–0,58
	309,1 $\pm$ 123,9	22,4 $\pm$ 9,0	752,1 $\pm$ 353,8	0,44 $\pm$ 0,03	0,55 $\pm$ 0,03

**Примечание:** ПП — интегральная первичная продукция фитопланктона; Б — средняя биомасса фитопланктона в зоне фотосинтеза; Б<sub>и</sub> — интегральная биомасса в зоне фотосинтеза; P/B — суточный коэффициент для зоны фотосинтеза (P/B ratio);  $\mu$  — максимальная удельная скорость роста фитопланктона.

**Note:** PP is phytoplankton integral primary production; B is phytoplankton mean biomass in the photosynthetic zone; B<sub>i</sub> is integral biomass in the photosynthetic zone; P/B is daily production/biomass ratio for the photosynthetic zone;  $\mu$  is phytoplankton maximum specific growth rate.

## ОБСУЖДЕНИЕ

В прибрежных водах Крыма концентрация Хл в ВКС в зимний период изменялась в узких пределах, составив в среднем (0,47  $\pm$  0,12) мг·м<sup>-3</sup>. Эти значения в 2,0–2,5 раза ниже, чем в глубоководных районах моря (Финенко и др., 2017). Различия в величинах Хл могут быть обусловлены разными механизмами поступления биогенных веществ в зону фотосинтеза. В глубоководной части они поступают в основном с подъёмом глубинных вод, а в прибрежных районах — за счёт берегового стока и минерализации органического вещества гетеротрофными организмами. Зимой, при низких температурах воды, их метаболизм минимален, в результате чего скорость минерализации невысока. Слабый поток биогенных веществ определяет низкие концентрации Хл и значения биомассы фитопланктона в прибрежной части. Напротив, в глубоководных районах моря зимой устойчивость водного столба ослабевает, а динамическая активность вод увеличивается; в результате создаются благоприятные условия для поступления биогенов в зону фотосинтеза.

Зимой толщина перемешиваемого слоя в прибрежных водах Крыма достигала 75 м. В этих условиях отмечено максимальное содержание Хл и зарегистрированы три типа его вертикального распределения. На большинстве станций (60 %) оно было равномерным. На остальных станциях максимальная концентрация Хл либо увеличивалась с глубиной, либо уменьшалась. В этот период для глубоководных районов моря характерно равномерное распределение Хл в ВКС, который ограничен основным пикноклином и составляет 30–40 м (Финенко и др., 2005). Ниже перемешиваемого слоя концентрация Хл резко снижается.

Весной в глубоководных районах моря отмечена относительно высокая межгодовая изменчивость концентрации Хл, средние значения которой в апреле варьируют, по спутниковым данным, от 0,28 до 1,48 мг·м<sup>-3</sup> (Finenko et al., 2014). В прибрежных районах варибельность

концентрации Хл в этот период была ниже, её средние значения находились в пределах  $0,19\text{--}0,33\text{ мг}\cdot\text{м}^{-3}$ . В это время ВКС уменьшается в среднем в 3,5 раза по сравнению со значением зимнего периода, а устойчивость водного столба повышается. Считается, что такие условия способствуют весеннему развитию фитопланктона (Chiswell, 2011), однако в прибрежных водах Крыма в 2016 г. оно не зарегистрировано. Результаты гидрохимических измерений показали, что количество неорганических соединений азота и фосфора в ВКС является низким: средняя концентрация нитратов —  $(0,21 \pm 0,11)$  мкМ, фосфатов —  $(0,04 \pm 0,02)$  мкМ. В Чёрном море константы полунасыщения Михаэлиса — Ментен (Ks) для нитратов составляют в среднем весной  $(0,15 \pm 0,05)$  мкМ (Кривенко, 2008), для фосфатов —  $(0,035 \pm 0,010)$  мкМ (Пархоменко, 2009). Как видно, концентрации этих веществ в воде и величины Ks примерно одинаковы. Следовательно, они могли оказывать лимитирующее действие на развитие фитопланктона.

Весной в прибрежных районах и глубоководной части моря начинает формироваться глубинный максимум Хл (Финенко и др., 2005). В этот период количество станций с равномерным распределением Хл было в 2 раза меньше, чем зимой; на остальных станциях распределение было в основном одномодальным. Глубинный максимум располагался при средней температуре  $(9,0 \pm 0,6)$  °С и условной плотности  $(14,3 \pm 0,2)$  и в среднем в 2,8 раза превышал концентрацию Хл в ВКС. По результатам флуоресцентных измерений в южной части моря, максимум флуоресценции отмечен на глубинах с температурой  $(6,9 \pm 0,3)$  °С и условной плотностью  $(14,4 \pm 0,1)$ ; значение интенсивности флуоресценции в максимуме было в среднем в 2,7 раза выше, чем у поверхности (Кривенко и др., 2008). Положение максимума было тесно связано с началом слоя нитратоклина. В целом в южной части моря и у берегов Крыма глубинный максимум находится при одинаковой условной плотности и имеет одинаковую интенсивность развития; он не связан с градиентами плотности.

Максимальная удельная скорость роста фитопланктона зависит от абиотических факторов, размерного и таксономического состава фитопланктона (Chen & Liu, 2010). В прибрежных районах значения удельной скорости роста, рассчитанные для слоя с оптимальными световыми условиями, в исследуемые периоды варьировали в узких пределах. В зимний период доминировала примезиевая водоросль *E. huxleyi*, имеющая малый размер клеток; максимальная скорость роста составляла в среднем  $(0,66 \pm 0,04)$  сут<sup>-1</sup>. Весной после мягких зим в большинстве случаев преобладали относительно крупные водоросли: на половине станций — диатомовая *P. calcar-avis*, на четверти — динофитовые рода *Ceratium*. При таком таксономическом составе сообщества фитопланктона максимальная скорость роста снизилась, составив в среднем  $(0,50 \pm 0,08)$  сут<sup>-1</sup>; точный коэффициент P/V для слоя фотосинтеза повысился в среднем в 2 раза. Зимой в слое фотосинтеза скорость деления водорослей в 3 раза меньше, чем у поверхности. В весенний период эти величины различались слабо. Одна из причин разнонаправленного изменения заключается в том, что в зимний период интенсивность солнечной радиации является низкой и скорость роста водорослей быстро убывает с глубиной. Весной интенсивность солнечной радиации возрастает в несколько раз и скорость роста в зоне фотосинтеза изменяется слабо; в результате значение P/V оказывается выше, чем зимой, и приближается к величинам максимальной скорости роста. Максимальные показатели скорости роста, измеренные в январе — апреле в бухте Севастопольская (Финенко и др., 2017) и рассчитанные нами в прибрежных водах Крыма, были одинаковыми, в то время как таксономический состав сообщества фитопланктона различался. В бухтах у г. Севастополя в феврале — апреле при доминировании диатомовых водорослей максимальная скорость роста варьировала от 0,40 до 0,75 сут<sup>-1</sup>, в среднем составляя 0,50 сут<sup>-1</sup>, а в открытом побережье напротив бухты Омега она была несколько выше — в среднем 0,85 сут<sup>-1</sup> (Стельмах и др., 2009). В бухте Севастопольская при доминировании динофитовых водорослей в сообществе скорость роста была в среднем в 1,5 раза ниже, чем при преобладании диатомовых (Стельмах, 2016). Таким образом, значения удельной скорости роста, полученные методом разведения

и рассчитанные нами, оказались достаточно близкими. Разработанную нами ранее модель оценки удельной скорости роста фитопланктона можно использовать для оперативного определения функциональной активности фитопланктонного сообщества.

#### Выводы:

1. В зимний период в прибрежных водах Крыма концентрация хлорофилла *a* и глубина верхнего квазиоднородного слоя были максимальными, содержание Хл в ВКС достоверно не различалось у западного, южного и восточного побережья. В это время в большей части исследованной акватории доминировала примнезиевая водоросль *E. huxleyi*. Весной концентрация Хл и глубина ВКС были в 2–3 раза ниже, чем зимой. В марте — апреле в разные годы в сообществе фитопланктона преобладали динофитовые и диатомовые водоросли либо примнезиевые, динофитовые и диатомовые.
2. Зимой вертикальное распределение концентрации Хл на большинстве станций было равномерным. Весной преобладали одномодальные профили с глубинным максимумом, расположение которого не было связано с градиентами температуры и плотности; содержание Хл в нём было в среднем в 3 раза выше, чем в ВКС. В большинстве случаев относительное изменение концентрации Хл и флуоресценции с глубиной имеет одинаковый характер. Вертикальные профили флуоресценции Хл менее изменчивы, чем профили его содержания; для всего массива данных между ними не обнаружено достоверной зависимости.
3. Величины продукции фитопланктона и суточного коэффициента Р/В повышаются от зимы к весне. Величины интегральной продукции, биомассы и удельной скорости роста изменяются непропорционально друг другу. Функциональные показатели фитопланктонного сообщества в прибрежной и глубоководной части примерно равны. В весенний период в зоне фотосинтеза водоросли совершают почти 1 деление в 2 суток. Величины Р/В и максимальной удельной скорости роста различаются незначительно, что указывает на то, что начало светового насыщения по скорости роста наблюдается при крайне низкой облучённости.

*Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ по теме «Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом» (№ гос. регистрации АААА-А18-118021490093-4), а также в рамках проекта РАН «Влияние физико-химических процессов на смену видового состава и продуктивность морского фитопланктона» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020790209-9).*

**Благодарность.** Авторы выражают благодарность вед. инж. Н. В. Мининой за сбор проб и определение концентрации хлорофилла *a* в 106-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий», а также вед. инж. Н. Ю. Родионовой — за определение гидрохимических параметров в 84-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий».

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Арашкевич Е. Г., Луппова Н. Е., Никишина А. Б., Паутова Л. А., Часовников В. К., Дриц А. В., Подымов О. И., Романова Н. Д., Станичная Р. Р., Зацепин А. Г., Куклев С. Б., Флинт М. В. Судовой экологический мониторинг в шельфовой зоне Чёрного моря: оценка современного состояния пелагической экосистемы // *Океанология*. 2015. Т. 55, № 6. С. 964–970. [Arashkevich E. G., Loupova N. E., Nikishina A. B., Pautova L. A., Chasovnikov V. K., Drits A. V., Podymov O. I., Romanova N. D., Stanichnaya R. R., Zaitsepin A. G., Kuklev S. B., Flint M. V. Marine environmental monitoring in the shelf zone of the Black Sea: Assessment of the current state of the pelagic ecosystem. *Oceanologiya*, 2015, vol. 55, no. 6, pp. 964–970. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S0030157415060015>
2. Кривенко О. В. Содержание и потребление неорганических соединений азота в Чёрном море // *Морской экологический журнал*. 2008. Т. 7, № 4. С. 13–26. [Krivenko O. V. Contents

- and uptake of inorganic nitrogen in the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2008, vol. 7, no. 4, pp. 13–26. (in Russ.)]
3. Кривенко О. В., Геворгиз Н. С., Финенко З. З. Пространственное распределение флуоресценции хлорофилла в южной части Чёрного моря в поздневесенний период // *Морской экологический журнал*. 2008. Т. 7, № 1. С. 31–45. [Krivenko O. V., Gevorgiz N. S., Finenko Z. Z. Spatial distribution of the chlorophyll fluorescence in the Southern Black Sea during late spring. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2008, vol. 7, no. 1, pp. 31–45. (in Russ.)]
  4. Кривенко О. В., Пархоменко А. В. Восходящий и регенерационный потоки неорганических соединений азота и фосфора в глубоководной области Чёрного моря // *Журнал общей биологии*. 2014. Т. 75, № 5. С. 394–408. [Krivenko O. V., Parkhomenko A. V. Upward and regeneration fluxes of inorganic nitrogen and phosphorus in the deep-water areas of the Black Sea. *Zhurnal obshchei biologii*, 2014, vol. 75, no. 5, pp. 394–408. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S2079086415030044>
  5. Кубряков А. А., Белокопытов В. Н., Зацепин А. Г., Станичный С. В., Пиотух В. Б. Изменчивость толщины перемешанного слоя в Чёрном море и её связь с динамикой вод и атмосферным воздействием // *Морской гидрофизический журнал*. 2019. Т. 35, № 5. С. 449–468. [Kubryakov A. A., Belokopytov V. N., Zatsepin A. G., Stanichnyi S. V., Piotukh V. B. The Black Sea mixed layer depth variability and its relation to the basin dynamics and atmospheric forcing. *Morskoy gidrofizicheskij zhurnal*, 2019, vol. 35, no. 5, pp. 449–468. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.22449/0233-7584-2019-5-449-468>
  6. Пархоменко А. В. Сезонная изменчивость поглощения минерального фосфора микропланктоном в глубоководной области Чёрного моря // *Морской экологический журнал*. 2009. Т. 8, № 2. С. 5–23. [Parkhomenko A. V. Seasonal variability of mineral phosphorus uptake by microplankton in deep-water area of the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2009, vol. 8, no. 2, pp. 5–23. (in Russ.)]
  7. Радченко И. Г., Капков В. И., Федоров В. Д. *Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона* : учебно-методическое пособие для студентов биологических специальностей университетов. Москва : Мордвинцев, 2010. 60 с. [Radchenko I. G., Kapkov V. I., Fedorov V. D. *Prakticheskoe rukovodstvo po sboru i analizu prob morskogo fitoplanktona* : uchebno-metodicheskoe posobie dlya studentov biologicheskikh spetsial'nostei universitetov. Moscow : Mordvintsev, 2010, 60 p. (in Russ.)]
  8. Стельмах Л. В. Влияние размеров клеток на сезонную изменчивость скорости роста фитопланктона поверхностных прибрежных вод Чёрного моря // *Морские биологические исследования: достижения и перспективы* : в 3 т. : сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием, приуроч. к 145-летию Севастопольской биологической станции, Севастополь, 19–24 сентября 2016 г. Севастополь, 2016. Т. 2. С. 451–454. [Stelmakh L. V. Cell size effect on seasonal variability of phytoplankton growth rate in surface coastal waters of the Black Sea. In: *Morskie biologicheskie issledovaniya: dostizheniya i perspektivy* : v 3 t. : sb. materialov Vseros. nauch.-prakt. konf. s mezhdunar. uchastiem, priuroch. k 145-letiyu Sevastopol'skoi biologicheskoi stantsii, Sevastopol, 19–24 Sept., 2016. Sevastopol, 2016, vol. 2, pp. 451–454. (in Russ.)]
  9. Стельмах Л. В. Удельная скорость роста фитопланктона в глубоководной части Чёрного моря в различные сезоны года // *Морской экологический журнал*. 2010. Т. 9, № 3. С. 83–87. [Stelmakh L. V. Specific phytoplankton growth rate in deep-water of the Black Sea in different seasons. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2010, vol. 9, no. 3, pp. 83–87. (in Russ.)]
  10. Стельмах Л. В., Куфтаркова Е. А., Бабич И. И. Сезонная изменчивость скорости роста фитопланктона в прибрежных водах Чёрного моря (район Севастополя) // *Морской экологический журнал*. 2009. Т. 8, № 1. С. 67–80. [Stelmakh L. V., Kufarkova E. A., Babich I. I. Seasonal variations of phytoplankton growth rate in coastal waters of the Black Sea (near Sevastopol). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2009, vol. 8, no. 1, pp. 67–80. (in Russ.)]
  19. Финенко З. З., Мансурова И. М., Суслин В. В. Динамика концентрации хлорофилла *a* в Чёрном море по спутниковым измерениям // *Морской биологический журнал*.

2019. Т. 4, № 2. С. 87–95. [Finenko Z. Z., Mansurova I. M., Suslin V. V. Dynamics of chlorophyll *a* concentration in the Black Sea on satellite data. *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2019, vol. 4, no. 2, pp. 87–95. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.2.09>
12. Финенко З. З., Стельмах Л. В., Мансурова И. М., Георгиева Е. Ю., Цилинский В. С. Сезонная динамика структурных и функциональных показателей фитопланктонного сообщества в Севастопольской бухте // *Системы контроля окружающей среды*. 2017. № 9. С. 73–82. [Finenko Z. Z., Stelmakh L. V., Mansurova I. M., Georgieva E. Ju., Tsilinsky V. S. Seasonal dynamics of structural and functional characteristics of the phytoplankton community in the Sevastopol Bay. *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy*, 2017, no. 9, pp. 73–82. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.33075/2220-5861-2017-3-73-82>
  13. Финенко З. З., Суслин В. В., Чурилова Т. Я. Региональная модель для расчёта первичной продукции Чёрного моря с использованием данных спутникового сканера цвета SeaWiFS // *Морской экологический журнал*. 2009. Т. 8, № 1. С. 81–106. [Finenko Z. Z., Suslin V. V., Churilova T. Ya. The regional model to calculate the Black Sea primary production using satellite color scanner SeaWiFS. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2009, vol. 8, no. 1, pp. 81–106. (in Russ.)]
  14. Финенко З. З., Чурилова Т. Я., Ли Р. И. Вертикальное распределение хлорофилла и флуоресценции в Чёрном море // *Морской экологический журнал*. 2005. Т. 4, № 1. С. 15–46. [Finenko Z. Z., Churilova T. Ya., Lee R. I. Vertical distribution of chlorophyll and fluorescence in the Black Sea. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2005, vol. 4, no. 1, pp. 15–46. (in Russ.)]
  15. Финенко З. З., Ковалева И. В., Суслин В. В. Новый подход к оценке биомассы фитопланктона и её вариабельности в поверхностном слое Чёрного моря по спутниковым данным // *Успехи современной биологии*. 2018. Т. 138, № 3. С. 294–307. [Finenko Z. Z., Kovalyova I. V., Suslin V. V. A new approach to estimate phytoplankton biomass and its variability in the Black Sea surface water layer based on satellite data. *Uspekhi sovremennoi biologii*, 2018, vol. 138, no. 3, pp. 294–307. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S0042132418030079>
  16. Юнев О. А., Берсенева Г. П. Флуориметрический метод определения концентрации хлорофилла *a* и феофитина *a* в фитопланктоне // *Гидробиологический журнал*. 1986. Т. 22, № 2. С. 89–95. [Yunev O. A., Berseneva G. P. Fluorimetric method of determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* concentration in phytoplankton. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1986, vol. 22, no. 2, pp. 89–95. (in Russ.)]
  17. Chen B., Liu H. Relationships between phytoplankton growth and cell size in surface oceans: Interactive effects of temperature, nutrients and grazing. *Limnology and Oceanography*, 2010, vol. 55, pp. 965–972. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.0965>
  18. Chiswell S. M. Annual cycles and spring blooms in phytoplankton: Don't abandon Sverdrup completely. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, vol. 443, pp. 39–50. <https://doi.org/10.3354/meps09453>
  19. Finenko Z. Z., Kovalyova I. V., Suslin V. V. Use of satellite data for the estimation of the specific growth rate of phytoplankton in the surface layer of the Black Sea. *Russian Journal of Marine Biology*, 2019, vol. 45, iss. 4, pp. 313–319. <https://doi.org/10.1134/S1063074019040059>
  20. Finenko Z. Z., Suslin V. V., Kovaleva I. V. Seasonal and long-term dynamics of the chlorophyll concentration in the Black Sea according to satellite observations. *Oceanology*, 2014, vol. 54, no. 5, pp. 596–605. <https://doi.org/10.1134/S0001437014050063>
  21. Krivenko O. V., Burlakova Z. P., Ereemeeva L. V. Basic characteristics of biotic nitrogen cycle in the open western part of the Black Sea. In: *Ecosystem Modeling as a Management Tool for the Black Sea* / L. I. Ivanov, T. Oguz (Eds). Dordrecht, Netherlands : Springer, 1998, pp. 121–136.
  22. Lorenzen C. V. Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. *Limnologica*, 1967, no. 12, pp. 343–346.
  23. Mikaelyan A. S., Chasovnikov V. K., Kubryakov A. A., Stanichny S. V. Phenology and drivers of the winter–spring phytoplankton bloom in the open Black Sea: The application of Sverdrup's hypothesis and its refinements. *Progress in Oceanography*, 2017, vol. 151, pp. 163–176. <https://doi.org/10.1016/j.pocan.2016.12.006>

24. *Phytoplankton Pigments in Oceanography: Guidelines to Modern Methods* / S. W. Jeffrey, R. F. C. Mantoura, S. W. Wright (Eds). Paris : UNESCO Publishing, 1997, 661 p. (Monographs on oceanographic methodology ; 10).
25. Yunev O. A., Vedernikov V. I., Basturk O., Yilmaz A., Kideys A. E., Moncheva S., Kononov S. K. Long-term variations of surface chlorophyll *a* and primary production in the open Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, vol. 230, pp. 11–28. <https://doi.org/10.3354/meps230011>

## DEVELOPMENT OF PHYTOPLANKTON IN THE WINTER-SPRING PERIOD IN THE COASTAL WATERS OF CRIMEA

Z. Z. Finenko, I. M. Mansurova, I. V. Kovalyova, and E. Yu. Georgieva

A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russian Federation  
E-mail: [zosim\\_finenko@mail.ru](mailto:zosim_finenko@mail.ru)

The analysis of phytoplankton in the winter-spring period is important for investigating peculiarities of its annual dynamics and the Black Sea ecosystem overall functioning. Phytoplankton state in the winter-spring period in the Black Sea shelf zone is less studied than that of the summer-autumn season; conducting such a research is especially important for solving several problems, related to the productivity of the last links of the food chain, the formation of water hydrochemical regime, and the carbon cycle in the sea. The aim of the work is to assess the effect of seasonal conditions on the development of phytoplankton and its production estimates in the winter-spring period in the coastal waters of Crimea. The article presents the results of studies of hydrophysical (water temperature, density, and relative transparency) and biological indicators (chlorophyll *a* concentration, its fluorescence, taxonomic composition, and phytoplankton production estimates) in the Black Sea shelf zone in January – April 2016–2019. The studies were carried out at 50 stations, located in the coastal waters of Crimea from the Karkinitzky Bay to the Kerch Strait. Chlorophyll *a* concentration was measured by the standard fluorometric method, species composition was determined by microscopy, and phytoplankton specific growth rate was calculated according to the previously developed model. In winter (January – February), the values of chlorophyll *a* content and upper mixed layer depth were the highest (0.42–0.52 mg·m<sup>-3</sup> and 44–58 m, respectively); in spring (March – April) they were 2–3 times lower. In January – February, the coccolithophore species *Emiliania huxleyi* (Lohmann) W. W. Hay & H. P. Mohler, 1967 predominated; in March – April, in different years, either dinoflagellates and diatoms or coccolithophores, dinoflagellates, and diatoms prevailed. In winter, chlorophyll *a* vertical distribution at most stations was uniform; in spring, unimodal profiles with a depth maximum prevailed, the location of which was not related to temperature and density gradients. Relative changes in chlorophyll *a* concentration and fluorescence with depth were usually the same. Phytoplankton production and daily production/biomass ratio (P/B) increased from winter to spring. There was no correlation between the values of integral production, biomass, and maximum specific growth rate of algae. Maximum specific growth rate was the least variable indicator. During the winter-spring period, algae in the photosynthetic zone divided on average once every 2–5 days.

**Keywords:** taxonomic composition, phytoplankton abundance and biomass, chlorophyll *a*, fluorescence, algae maximum specific growth rate, temperature, water density, Black Sea

ХРОНИКА И ИНФОРМАЦИЯ

**К ЮБИЛЕЮ ЛИДИИ ПАВЛОВНЫ САЛЕХОВОЙ**



29 января 2021 г. Лидии Павловне Салеховой, одной из старейших сотрудниц Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского, исполнилось 90 лет. Друзья и коллеги сердечно поздравляют Лидию Павловну с юбилеем и делятся яркими моментами её биографии.

Вся жизнь Л. П. Салеховой связана с Севастополем. Здесь она родилась в 1931 г. и поступила в школу в 1938 г. Не покидала она родной город и в период Великой Отечественной войны: пережила голодные годы его осады и оккупации фашистами, вместе с другими севастопольскими школьниками помогала защитникам города. Говоря о тех го-

дах, Лидия Павловна вспоминает пустую похлёбку в осаждённом Севастополе, непрерывные обстрелы и бомбардировки, долгую дорогу по Лабораторному шоссе в тщетной попытке эвакуироваться, массовые расстрелы горожан в уже захваченном немцами городе. В день его освобождения она вместе с другими севастопольцами бурно и искренне приветствовала советских солдат.

После окончания войны Л. П. Салехова вернулась к учебе и в 1949 г. окончила среднюю школу № 4. В 1950 г. она поступила на ихтиологический факультет Московского технического института рыбной промышленности и хозяйства имени А. И. Микояна, в 1955 г. получила диплом ихтиолога-рыбовода и вернулась в родной Севастополь.

Свой научный путь Лидия Павловна начала в августе 1955 г. в ихтиологической лаборатории Севастопольской биологической станции АН СССР в качестве внештатного практиканта. После окончания практики в декабре 1955 г. она была принята на должность препаратора. Будучи молодым специалистом, она изучала инверсию пола, размножение и развитие морского карася *Diplodus annularis*. В ноябре 1956 г. она прошла по конкурсу на должность младшего научного сотрудника уже преобразованного Института биологии южных морей АН СССР. В 1958 г. состоялся её первый рейс на НИС «Академик А. Ковалевский» — в Адриатическое море.

Л. П. Салехова успешно защитила кандидатскую диссертацию в диссертационном совете Калининградского технического института рыбной промышленности и хозяйства 24 июня 1966 г. Учёная степень кандидата биологических наук была присуждена ей 17 декабря 1966 г.

За период с 1969 по 1977 г. Лидия Павловна приняла участие в семи экспедициях ИнБЮМ по Средиземному, Балеарскому, Адриатическому, Эгейскому и Чёрному морям, собирая материал по различным видам средиземноморских мигрантов — рыб семейства Смаридовые.

Она изучила морфологические, морфофизиологические и биологические особенности трёх видов рыб этого семейства, провела сравнительное исследование их изменчивости в Чёрном море, охарактеризовала разные географические группировки спикары *Spicara flexuosa*. Полученные результаты имели большое значение для выявления роли среды в процессе микроэволюции этих рыб и легли в основу её авторской монографии «Смаридовые рыбы морей Средиземноморского бассейна» (1979).

С 1976 г. Л. П. Салехова работала в отделе ихтиологии ИнБЮМ в должности старшего научного сотрудника. Она написала более 70 научных статей, стала автором одной личной и соавтором двух коллективных монографий, была редактором и составителем научных изданий. Лидия Павловна подготовила биологическую часть для ряда определителей: рыб Чёрного моря, личинок рыб Чёрного моря, семейств рыб Средиземного моря. Она неоднократно принимала участие в рейсах на НИС «Академик А. Ковалевский» и «Профессор Водяницкий» в моря Средиземноморского бассейна и в Атлантический океан. В течение ряда лет руководила практикой, курсовыми и дипломными работами студентов биологических факультетов разных вузов страны, работала со школьниками Малой академии наук города.

Дорогая Лидия Павловна, в институте вас помнят как высококвалифицированного специалиста, внёсшего значительный вклад в изучение биологии рыб морей Средиземноморского бассейна. Вас всегда отличали высокая работоспособность, целеустремлённость и скрупулёзность в научных исследованиях, а также исключительная интеллигентность, чуткость и доброта по отношению к людям. Мы выражаем своё восхищение вашими профессиональными и человеческими качествами, желаем вам крепкого здоровья и активного долголетия!

*Коллектив отдела ихтиологии ФИЦ ИнБЮМ*

## TO THE JUBILEE OF LIDIYA SALEKHOVA

In January 2021, Lydia Salekhova celebrated her anniversary. L. Salekhova is the author of more than 70 scientific publications, including the monograph “Smaridae fishes of the seas of the Mediterranean Basin”.

**ПАМЯТИ ЛИДИИ СЕРГЕЕВНЫ ОВЕН**  
**(06.05.1930 – 09.01.2021)**



09 января 2021 г. после продолжительной болезни ушла из жизни Лидия Сергеевна Овен — доктор биологических наук, много лет проработавшая в отделе ихтиологии Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского.

Лидия Сергеевна родилась 06 мая 1930 г. в посёлке Первомайск Первомайского района Горьковской области. Семья её была многодетной, и родители, желая детям лучшей доли, с юных лет прививали им любовь к учёбе. Окончив в 1948 г. школу, Л. С. Овен поступила в Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова на биологический факультет.

В 1953 г. она получила диплом зоолога-ихтиолога. Она проработала год на кафедре университета, а потом переехала в Крым и поступила в аспирантуру Карадагской биологической станции. Лидия Сергеевна изучала проблемы размножения рыб Чёрного моря, главным образом особенности плодовитости и многопорционного нереста. Она охарактеризовала основные черты размножения черноморских рыб, от-

носящихся к 18 семействам. Этот материал в дальнейшем лёг в основу авторской монографии «Особенности оогенеза и характер нереста морских рыб» (1976).

Л. С. Овен успешно защитила 11 июня 1963 г. кандидатскую диссертацию в Одесском государственном университете имени И. И. Мечникова. Учёная степень кандидата биологических наук была присуждена ей 15 февраля 1964 г.

Свой научный путь в ИнБЮМ Лидия Сергеевна начала в 1964 г. в должности старшего научного сотрудника. С 1966 г. она принимала активное участие в морских экспедициях по Красному, Средиземному и Адриатическому морям. В 1985 г. она руководила атлантической морской экспедицией в районе Гвинеи.

Большое внимание Л. С. Овен уделяла изучению развития и созревания половых клеток у рыб тёплых широт в нерестовый период. Она подробно описала разные типы оогенеза и соответствующие им типы икрометания.

В 1979 г. Лидия Сергеевна защитила докторскую диссертацию. С 1980 по 1987 г. она возглавляла отдел ихтиологии ИнБЮМ.

За период с 1964 по 2007 г. Л. С. Овен стала автором более чем 100 статей в научных изданиях, трёх коллективных и двух личных монографий. Под её руководством было защищено несколько кандидатских диссертаций, посвящённых особенностям размножения разных видов рыб.

В институте Лидию Сергеевну будут помнить как высококвалифицированного специалиста, прекрасного руководителя, творческую личность и очень хорошего человека.

*Коллектив отдела ихтиологии ФИЦ ИнБЮМ*

**TO THE MEMORY OF LIDIYA OVEN  
(06.05.1930 – 09.01.2021)**

Lidiya Oven, D. Sc., who had worked for many years in the IBSS ichthyology department, passed away. L. Oven is the author of more than 100 scientific publications, *inter alia* three collective and two individual monographs.

**Учредитель и издатель журнала:**

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

**Соиздатель журнала:**

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки  
Зоологический институт РАН

Рекомендовано к печати решением учёного совета  
Федерального государственного бюджетного учреждения науки  
Федерального исследовательского центра  
«Институт биологии южных морей  
имени А. О. Ковалевского РАН»  
(протокол № 2 от 11.03.2021).

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

**Выпускающий редактор номера:**

д. б. н. Неврова Е. Л.

**Корректор:**

Копытова О. Ю.

**Перевод:**

Тренкеншу Т. А., Надточенко И. А.

**Компьютерная вёрстка:**

Баяндин А. С.

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

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



---

Подп. к печати 11.03.2021	Дата выхода в свет 23.03.2021	Заказ № 2101407	Тираж 100 экз.
Формат 60 × 84/8	Уч.-изд. листов 9,3	Усл. печ. листов 13,72	Печать цифровая

---

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



## *Вниманию читателей!*

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

*издают  
научный журнал*

*Морской биологический журнал  
Marine Biological Journal*

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

### *Заказать журнал*

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

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

*publish  
scientific journal*

*Морской биологический журнал  
Marine Biological Journal*

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

### *You may order the journal*

in the Scientific Information Department of IBSS.  
Address: A. O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, 2 Nakhimov avenue, Sevastopol, 299011, Russian Federation.  
Tel.: +7 8692 54-06-49.  
E-mail: [mbj@imbr-ras.ru](mailto:mbj@imbr-ras.ru).