



ISSN 2499-9768 print

МОРСКОЙ
БИОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ
MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

Том 7 № 4
2022



**МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
MARINE BIOLOGICAL JOURNAL**

Выпуск посвящён 300-летию Российской академии наук.

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

Журнал реферирован международной библиографической и реферативной базой данных Scopus (Elsevier), международной информационной системой по водным наукам и рыболовству ASFA (ProQuest), Всероссийским институтом научно-технической информации (ВИНИТИ),

а также Российским индексом научного цитирования (РИНЦ) на базе Научной электронной библиотеки elibrary.ru.

Все материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование.

Редакционная коллегия

Главный редактор

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

Заместитель главного редактора

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

Ответственный секретарь

Корнийчук Ю. М., к. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

Азовский А. И., д. б. н., проф., МГУ

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

Неврова Е. Л., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

Празукин А. В., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

Рябушко В. И., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

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

Совга Е. Е., д. г. н., проф., ФИЦ МГИ

Стельмах Л. В., д. б. н., ФИЦ ИнБЮМ

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

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.

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

Адрес соиздателя:

Зоологический институт РАН.

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

Editorial Board

Editor-in-Chief

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

Assistant Editor

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

Managing Editor

Kornychuk Yu. M., PhD, IBSS, Russia

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

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

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

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

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

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

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

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, Russia

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Founder, Publisher, and Editorial Office address:

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

2 Nakhimov ave., Sevastopol, 299011, Russia.

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

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

Co-publisher address:

Zoological Institute Russian Academy of Sciences.

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

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2022 Том 7 № 4

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Научные сообщения

Баяндина Ю. С., Кулешова О. Н.

Компьютерные методы определения характеристик движения *Mnemiopsis leidyi* (in Eng.) 3–13

Гамов М. К., Иванова А. Е., Миронова Е. К., Цыганков В. Ю.

Тяжёлые металлы и мышьяк в промысловых рыбах Японского, Охотского и Берингова морей: современное состояние (обзор литературы) 14–30

Неврова Е. Л., Петров А. Н.

Динамика роста бентосной диатомовой водоросли *Ardissonea crystallina* (С. Agardh) Grunow, 1880 (Bacillariophyta) при воздействии ионов меди 31–45

Пахомов М. В., Зайцев А. А.

Исследование длинноволновой границы спектральной чувствительности у серого тюленя *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) 46–54

Поспелова Н. В., Егоров В. Н., Проскурнин В. Ю., Приймак А. С.

Взвешенное вещество как биогеохимический барьер для тяжёлых металлов в районах размещения морских ферм (Севастополь, Чёрное море) 55–69

Росновская Н. А., Крышев А. И., Крышев И. И.

Определение в воде и донных отложениях Баренцева моря контрольных уровней содержания радионуклидов, обеспечивающих приемлемый экологический риск 70–80

Тищенко П. П.

Первичная продукция фитопланктона на северо-восточном шельфе острова Сахалин в летний период 81–97

Заметки

Володина А. А.

Находки *Halosiphon tomentosus* (Lyngbye) Jaasund (Phaeophyceae) в Юго-Восточной Балтике 98–102

Хроника и информация

К юбилею доктора биологических наук Виталия Ивановича Рябушко 103–104

К юбилею доктора биологических наук Ларисы Ивановны Рябушко 105–106

О научной деятельности д. б. н., проф. Эрнеста Заинуллиновича Самышева (к 85-летию со дня рождения) 107–109

Столетний юбилей научно-исследовательского судна «Персей» 110–111

Памяти Юрия Егоровича Мордвинова (17.06.1937 – 18.09.2022) 112–113

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2022 Vol. 7 no. 4

Established in February 2016

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year

CONTENTS

Scientific communications

Baiandina Iu. S. and Kuleshova O. N.

Computer methods for determining *Mnemiopsis leidyi* motility characteristics 3–13

Gamov M. K., Ivanova A. E., Mironova E. K., and Tsygankov V. Yu.

Heavy metals and arsenic in commercial fish of the Sea of Japan, Sea of Okhotsk,
and Bering Sea: Current status (literature review) (in Russ.) 14–30

Nevrova E. L. and Petrov A. N.

Growth dynamics of the benthic diatom *Ardissonea crystallina*
(C. Agardh) Grunow, 1880 (Bacillariophyta) under copper ions effect (in Russ.) 31–45

Pakhomov M. V. and Zaytsev A. A.

Investigation of the long-wavelength threshold of spectral sensitivity
in the gray seal *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) (in Russ.) 46–54

Pospelova N. V., Egorov V. N., Proskurnin V. Yu., and Priymak A. S.

Suspended particulate matter as a biochemical barrier to heavy metals
in marine farm areas (Sevastopol, the Black Sea) (in Russ.) 55–69

Rosnovskaya N. A., Kryshev A. I., and Kryshev I. I.

Determination of control levels of radionuclides ensuring acceptable environmental risk
in the Barents Sea water and bottom sediments (in Russ.) 70–80

Tishchenko P. P.

Phytoplankton primary production on the northeastern Sakhalin Island shelf in summer (in Russ.) 81–97

Notes

Volodina A. A.

Records of the brown alga *Halosiphon tomentosus* (Lyngbye) Jaasund (Phaeophyceae)
in the South-Eastern Baltic Sea (in Russ.) 98–102

Chronicle and information

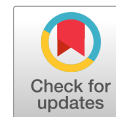
On the anniversary of D. Sc. Vitaly Ryabushko (in Russ.) 103–104

On the anniversary of D. Sc. Larisa Ryabushko (in Russ.) 105–106

Scientific activity of D. Sc., Prof. Ernest Samyshev (to his 85th birthday) (in Russ.) 107–109

Centenary of the research vessel “Persey” (in Russ.) 110–111

In memoriam: Yuri Mordvinov (17.06.1937 – 18.09.2022) (in Russ.) 112–113



НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

UDC 593.8-15:004.89

DOI: 10.21072/mbj.2022.07.4.01

**COMPUTER METHODS
FOR DETERMINING *MNEMIOPSIS LEIDYI* MOTILITY CHARACTERISTICS**

© 2022 **Iu. S. Baiandina and O. N. Kuleshova**

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

Received by the Editor 20.05.2020; after reviewing 28.01.2021;
accepted for publication 26.09.2022; published online 29.11.2022.

The paper considers capacities of common computer programs for analyzing the behavioral reactions to light of ctenophores, marine planktonic animals, under laboratory conditions. We showed that most image analysis programs do not automatically determine body contours of translucent objects, such as ctenophores. We developed a new method for determining basic motility characteristics of *Mnemiopsis leidyi* using ImageJ, Davinci Resolve video filters, and scripts written by the us. The developed method allows automatic calculating of such parameters as average and maximum speed, changes in direction of movement (locomotion vectors), and the percentage of time animals spend in certain regions of interest (ROI). The average speed of ctenophore movement was estimated in millimeter scale with high precision. The method is applicable for studying the behavior of various translucent marine animals. Computer scripts are available by request from the authors.

Keywords: *Mnemiopsis leidyi*, ctenophore, migration, motility characteristics, image analysis tools, ImageJ, wrMTrack_Batch, regions of interest (ROI), threshold

The species *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 (Fig. 1) belongs to a distinct phylum Ctenophora. These planktonic predatory marine animals have eight meridional rows of locomotory ciliary comb plates (ctenes). Ctenophores are the largest animals swimming by means of cilia. Synchronous movement of cilia is coordinated by nervous system (Ringelberg, 2009 ; Schnitzler et al., 2012).

Ctenophores can sense the direction of gravity and use it to modify their behavior and often assume a vertical position with their oral–aboral axis parallel to the gravity vector. A recent molecular-genomic study showed co-expression of photoprotein and opsin genes in developing photocytes of *Mnemiopsis* that suggests that light production and light reception are linked (Ruppert et al., 2004). Changes in the level of illumination in a water column are considered to be the key factor regulating diel vertical migrations. There are some evidences of diel vertical migrations of *Mnemiopsis leidyi* (Kideys & Romanova, 2001 ; Mutlu, 1999 ; Wilson-Leedy & Ingermann, 2007 ; Zaika & Sergeeva, 1991) but the mechanisms and factors determining and triggering diel vertical migrations remain unclear (Haraldsson et al., 2014 ; Schnitzler et al., 2012).

The main reason for daily diel vertical migrations of most planktonic organisms from lighted surface layers to deeper waters is to avoid visually hunting predators (Hays, 2003 ; Ringelberg, 1995, 2009). Light, temperature, and food concentration can also affect migration patterns (Haney, 1988 ; Ringelberg, 1995).



Fig. 1. An adult Black Sea ctenophore *Mnemiopsis leidyi*

Рис. 1. Взрослая особь черноморского гребневика *Mnemiopsis leidyi*

The behavioral responses to light of marine animals could be studied by registration and analysis of their motility characteristics in a water column under laboratory conditions. Most of recent computer programs that provide general characteristics of the animals' movement [such as speed, distance, and time spent in regions of interest (hereinafter ROI)] use threshold filters to determine the contours of an object on video records (Franco-Restrepo et al., 2019). With the threshold method, moving contrasting objects over their entire surface are painted in black on a white background (the color scheme is converted into a binary) (Alsaif & Hamid, 2018). However, there are some issues for photo and video recording and further analysis of the movement of translucent animals because it is impossible to automatically select their fuzzy body contours. *Mnemiopsis leidyi* body is almost transparent since it consists of a relatively thick, jelly-like mesoglea (gel composed of water, cells, and collagen) sandwiched between two epithelial layers (Ringelberg, 1995). On the other hand, ctenes can possess light diffraction which can also complicate the automatic determination. This may be one of the reasons for the lack of experimental research in the behavioral reactions of this species.

The aim of the present work is to develop methods for movement registration and automated computer assessment of basic locomotion characteristics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in laboratory aquariums, such as average and maximum speed, changes in direction of movement (locomotion vectors), and the percentage of time animals spend in certain ROI, on the example of the investigation of the light effect on their behavior.

MATERIAL AND METHODS

Experimental design. Adult *Mnemiopsis leidyi* were sampled from the natural habitats in the Martynova Bay (Sevastopol, the Black Sea) and then transported to the laboratory, where those were held in 200-L (length 92 cm, width 55 cm, and height 40 cm) transparent tanks equipped with a flowing seawater system. For 12 h, ctenophores were acclimated to laboratory conditions. The water temperature in the aquariums corresponded to that in the sea. During the investigation, ctenophores were kept in still water because we experimentally found that even a minimal duct masks the animals' own movements. For each experiment ($n = 21$), three animals of different size were placed in the aquarium. Adult *Mnemiopsis* were divided into three size groups: large (with body length over 80 mm), medium-sized (with body length 60 to 80 mm), and small (body length less than 60 mm). Animals moved freely in a water column almost without contact with each other.

Experiments were conducted in a dark room. A light source was placed on a side wall of the aquarium, so that the upper third of the tank was illuminated. Light irradiance was measured with an irradiance sensor QSL-2101 (Biospherical Instruments Inc.). Four lighting regions (ROI) were distinguished in a water column: a region with relatively high illumination, $12 \mu\text{mol quanta}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (1); with medium illumination, $5 \mu\text{mol quanta}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (2); with low illumination, $2 \mu\text{mol quanta}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (3); and a dark region, $0.5 \mu\text{mol quanta}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (4) (Fig. 2). Control experiments were carried out in a completely dark room with no light source, *Mnemiopsis* speeds were evaluated visually, and the animals were almost motionless.

The movements of ctenophores were recorded in time-lapse mode (1 frame in 2 seconds; 300 frames in 10 minutes) using a camera mounted perpendicular to a front wall of the aquarium. We used a Nikon D5300 camera with a Nikon AF-S Micro-Nikkor 40mm lens and a Hoya 52mm PL polarizing filter. After turning on the light, the experiment was carried out during the time intervals as follows: 1–10, 31–40, and 51–60 minutes.



Fig. 2. Regions of interest (ROI): 1, a region with high level of illumination; 2, with medium level of illumination; 3, with low level of illumination; 4, a dark region

Рис. 2. Выделение зон интереса (ROI): 1 — зона с высоким уровнем освещения; 2 — со средним уровнем освещения; 3 — с низким уровнем освещения; 4 — неосвещённая нижняя область

Hardware. We used computer equipment with the following parameters: MacBook Pro (13-inch, 2017, two Thunderbolt 3 ports). Processor: 2.3 GHz, Intel Core i5. RAM: 8 GB, 2133 MHz, LPDDR3. Graphics processor: Intel Iris Plus Graphics 640, 1536 MB. Operating system: macOS High Sierra 10.13.6.

Video analysis. The images were processed with the free access Davinci Resolve software (<https://www.blackmagicdesign.com>). Time-lapse frames for each experiment were combined in a video file with a frequency of 25 frames *per* second. The contour of an individual animal was manually selected on the first frame – using the “tracking” mask in the Davinci Resolve. For each animal in the aquarium, the contour determination process was repeated.

Sometimes the contours of the “tracking” masks can “jump” to the designated body contouring, incorrectly determining the trajectory of the animal movement. In such cases, the position of the mask has to be corrected manually.

The contrast of the image is adjusted using two color filters (“Brightness and Contrast” and “Gamma Correction”) so that the animal is painted in white on a black background. Only one animal was visualized on the video record (Fig. 3).

To reduce the number of surveys and increase statistical significance, several animals were placed in experimental aquariums at once. Animal trajectories may overlap while moving, and animals overshadow each other; in this case, automatically detected object contours “jump” from animal to animal. In one video file, the movement of several animals was monitored using several “tracking” masks. Video files were saved as separate uncompressed AVI files for each animal (one mask – one animal – one video file) (Fig. 3) and analyzed in the ImageJ program (<https://imagej.nih.gov/ij>) using the installed wrMTrck_Batch plugin (<http://www.phage.dk/plugins/wrmtrck.html>) (Mutlu, 1999) which allows saving TXT files with X-Y coordinates of objects on each frame.

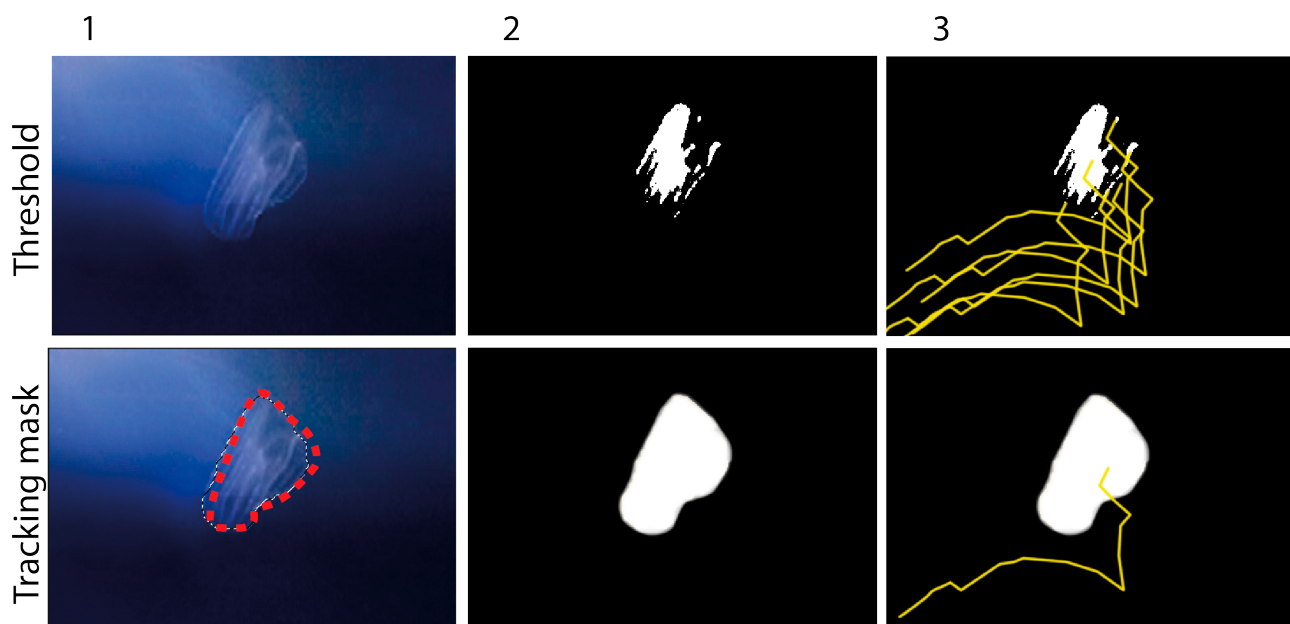


Fig. 3. Two methods for tracking *Mnemiopsis leidy* movement during a video recording (enlarged video fragment is shown). With the threshold filter: 1, color video scheme converted to 8-bit; 2, application of the threshold filter; 3, plotting of the track of one of the objects. With the developed “tracking” mask method: 1, designation of the borders of a ctenophore body using a “tracking” mask in the Davinci Resolve program on the first frame of the video; 2, use of filters and conversion of the color scheme into a binary; 3, determination of a moving object and construction of its motion track for the entire time of movement in the AnimalTracker plugin

Рис. 3. Два метода отслеживания перемещения гребневика *Mnemiopsis leidy* в течение видеозаписи (приведён увеличенный фрагмент). С помощью фильтра threshold: 1 — цветовая схема видеочастоты преобразована в 8-битную; 2 — применение фильтра threshold; 3 — построение трека одного из объектов. С помощью разработанного метода «следающей» маски: 1 — обозначение границ тела гребневика с помощью «следающей» маски в приложении Davinci Resolve на первом кадре видео; 2 — применение фильтров и перевод цветовой схемы в бинарную; 3 — определение подвижного объекта и построение трека его движения за всё время в плагине AnimalTracker

The scripts processing TXT data files. The scripts processing TXT data files were written to obtain the motion characteristics (such as speed, distance, and time spent in ROI) of the monitored objects (obtained in ImageJ). Bash (version 3.2.57(1)-release) (x86_64-apple-darwin17) and the programming language Python (version 3.6.7) were used. The software pipeline was designed and tested for Linux and MacOS operating systems.

Input:

- path to the directory containing files with motion coordinates;
- file path with coordinates describing ROI;
- path to the directory for generating results.

Output:

- files (TXT) for each track containing the original coordinates, ROI, difference of coordinate values between frames, instantaneous speeds, and motion vectors;
- a file that combines the results of all tracks (TXT);
- a file containing average speeds for each track (TXT).

The bash-script includes:

- receiving input data;
- definition of files with coordinates in the directory (*raw.txt);
- running a Python script for each file;
- combining results.

The Python script implements the following computational steps:

$$X = \{x_i\}; i = \overline{1, l}; Y = \{y_i\}; i = \overline{1, l}, \quad (1)$$

where X and Y are set of coordinates for each frame;

l is a number of frames.

Calculation of difference of coordinate values between frames ($\Delta x, \Delta y$):

$$\forall i, [\Delta x_{i+1} = x_{i+1} - x_i, \Delta y_{i+1} = y_{i+1} - y_i]. \quad (2)$$

Calculation of motion vectors V (Fig. 4):

$$V = \begin{cases} \forall i, [|\Delta x_{i+1}| > |\Delta y_{i+1}| \rightarrow V[1] = "H", |\Delta x_{i+1}| < |\Delta y_{i+1}| \rightarrow V[1] = "V"] \\ \forall i, [|\Delta x_{i+1}| > 0 \rightarrow V[2] = "R", |\Delta x_{i+1}| < 0 \rightarrow V[2] = "L"] \\ \forall i, [|\Delta y_{i+1}| > 0 \rightarrow V[3] = "D", |\Delta y_{i+1}| < 0 \rightarrow V[3] = "U"] \end{cases}, \quad (3)$$

$$Z = \{z_j\}; j = \overline{1, m}; z_j = \{[zxs_j, zxf_j], [zys_j, zyf_j]\}, \quad (4)$$

where Z is the set of analyzed ROI;

zxs and zys are the zone beginning coordinates;

zxf and zyf are the zone end coordinates.

Calculation of ROI for each frame:

$$\forall i, j, [zxs_j < x_i \leq zxf_j, zys_j < y_i \leq zyf_j \rightarrow ROI = j]. \quad (5)$$

Instantaneous speed:

$$s_{i+1} = \sqrt{\Delta x_{i+1}^2 + \Delta y_{i+1}^2}. \quad (6)$$

Average speed:

$$avrs = \frac{\sum_{k=2}^l s_k}{l-1}. \quad (7)$$

The program is patented: Kuleshova O. N., Bayandina Iu. S. CtenophoraTrack. Certificate of state registration of the computer program 2020661100 Russian Federation; no. 2020617476; declared 13.07.2020; publ. 18.09.2020, Bull. no. 9.

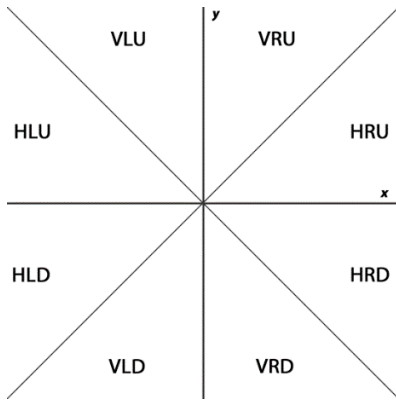


Fig. 4. Diagram of motion vectors in the X-Y coordinate system; letter combinations characterize motion vectors: H, horizontal movements; V, vertical; R, right; L, left; U, upward; D, downward movements

Рис. 4. Схема категориальных векторов направления движения в системе координат X-Y, буквенные обозначения характеризуют сочетание векторов движения: H — движение по горизонтали; V — по вертикали; R — вправо; L — влево; U — вверх; D — вниз

Statistics. To compare the data, analysis of variance ANOVA was applied. Differences were considered statistically significant at $p \leq 0.05$.

RESULTS

The developed method was successfully applied to determine the visible contours of ctenophores in a water column under various illumination. Using the macros and scripts, we analyzed the individual characteristics of the movement of the Black Sea ctenophores *Mnemiopsis leidyi*, such as average and maximum speed, changes in direction of movement (locomotion vectors), and the percentage of time animals spend in certain ROI. The average speed of ctenophore movement was calculated. The speed of large individuals is $(0.54 \pm 0.36) \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$ ($n = 21$); of medium, $(0.46 \pm 0.38) \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$ ($n = 21$); and of small, $(0.84 \pm 0.63) \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$ ($n = 21$). During the first hour, the average speed was significantly higher for small-sized ctenophores compared to that of large and medium-sized animals. Most of the time, large individuals were in a highly lit area, avoiding an unlit one; medium and small animals migrated in a water column.

DISCUSSION

The type of software chosen for determining characteristics of animal movement depends on physical characteristics of the object and shooting conditions, as well as the quality of the resulting video material and its size.

Most programs used for determination of locomotion characteristics of biological objects were developed for investigating the behavior of mammals (Ringelberg, 1995) and fish (Larsen et al., 2015), for studying sperm motility (Tamm, 2014) and characteristics of other objects (Franco-Restrepo et al., 2019; Gulyás et al., 2016). In the most of software available, the threshold filter is used for distinguishing a moving object on the background. This filter replaces each pixel in the image with a black pixel (if the image intensity is lower than some fixed constant) or with a white one (if the image intensity is higher than this constant). For the precise determination, the object should be contrast to the background, have clear contours and uniform color, and be appropriately illuminated.

It was experimentally found that the methods of the threshold filter (such as the method based on the histogram shape, the method based on clustering, the method based on entropy, etc.) do not automatically determine body contours of translucent ctenophores in a water column. When converting the color scheme into a binary applying the threshold filter, individual parts of ctenophores remain distinguishable; programs count these parts as separate objects falsely identifying glare and irregular sections of lighting as moving objects; and the constructed track “jumps” from region to region (Fig. 3).

To estimate the effect of the illumination level on the change in a ctenophore behavior, it is necessary to determine contours of animal in heavily lit and darkened regions.

Applying the developed method with a “tracking” mask in Davinci Resolve, for better accuracy, it is possible to determine manually the body contour of an individual ctenophore, which differs it from special programs for tracking the movement of biological objects, and to track its movements during video recording in semi-automatic mode. The use of additional threshold algorithms is not required since the background is removed.

Video files processed in this way can be exported to almost any program for motion analysis. We tested programs for our purposes. Biological motion analysis programs have a number of benefits and limitations (Table 1).

Table 1. Comparison of programs for analyzing the movement of biological objects

Таблица 1. Сравнение программ анализа движения биологических объектов

Program	Types of analyses	Benefits	Limitations
EthoVision XT	Average speed, confidence intervals, area of objects, distances, and other motion characteristics	Real-time motion tracking. Ability to track multiple animals. Real-time track control	High cost. Need to purchase additional plugins. Specified types of analysis. Inability to save intermediate data
MouseMove	Distance, average speed, track curvature, and ROI	Free access. Plotting distance diagram, speed changes, <i>etc.</i>	Processes only one file at a time. Decreases the resolution of the source file
AnimalTracker	Total track length, average speed, trajectories, and percentage of time spent in ROI	Free access. Intuitive interface. Semi-automatic application of video filters and detection of moving objects. Flexible ROI setup. Saving coordinates	Processes only one file at a time
wrMTrck	Total distances, average speed, area, perimeter, and trajectories of objects. Coordinates, curvature of a track, <i>etc.</i>	Free access. The set of input parameters of the objects (their areas and changes over time, number of frames on which the object is monitored, maximum and minimum speeds, <i>etc.</i>). The movement of many objects in one video. Saving image files with motion tracks and background, video files with numbered objects	Processes only one file at a time. Does not determine the location of objects in ROI. Does not determine the motion vector
wrMTrck_Batch		All the benefits of wrMTrck. Batch processing of files. Automatic separation of the background and the use of the threshold filter. Automatic saving of the resulting tables with average values for all video files and for each file separately	Does not determine the location of objects in ROI. Does not determine the motion vector. Does not draw graphs of speeds and distances. Tracks are saved in raster format

EthoVision XT (information on acquisition options: <https://www.noldus.com/animal-behavior-research/products/ethovision-xt>) is an automatic, independent system designed to detect and analyze the movement of biological objects. EthoVision XT tracks the movement of one or more animals on video (in real time or pre-recorded). It has a variety of functions and types of motion analysis; it calculates average speed and confidence intervals, detects a change in direction of movement,

and builds speed diagrams. For analysis, most types of video files (MPEG-1, MP4, AVI, *etc.*) are available. There are many additional plugins for specific research tasks (for example, connecting to a microscope and tracking several objects), but each plugin is supplied for a fee. The basic version of the program has limited functionality. In addition to the high cost of the program and its plugins, the disadvantages include the inability to save intermediate data, such as X-Y coordinates, instant speeds, *etc.* In the program, image tracks cannot be saved as separate files. There is no option to remove the background automatically.

MouseMove is a free access program developed in the LabVIEW 12.0 system [to download the program, see electronic supplementary material to (Samson et al., 2015)]. To run MouseMove.exe, installing an additional LabVIEW file is required. Creating a folder with video for analysis, *inter alia* a background video without animals, is pre-necessary. Then, it is required to perform the preparatory action algorithm developed by the authors in the ImageJ program. MouseMove accepts video in AVI with M-JPEG compression at 25 frames *per* second, a resolution of 640 × 480, but the program reduces the resolution down to 320 × 240 pixels. It provides such motion characteristics, as speed, distance, acceleration, curvature of the track, laterality (the number of turns to the left and right; the L/R ratio), and the time spent in ROI. MouseMove can be applied to analyze locomotor and social behavior of various animal species. However, the program has limitations on the input resolution of the analyzed video and cannot process certain types of behavior.

AnimalTracker (available for download at <http://animaltracker.elte.hu/>) is a plugin installed in the ImageJ program. It has three modules that work together: Tracker module processes video, facilitates the process of binarization of the image, and allows to get a TXT file with X-Y coordinates; TrackAnalyzer module visualizes the trajectories created by Tracker module; and ZoneDesigner can be configured to analyze different ROI. AnimalTracker calculates the following characteristics: total time of movement, time of absence of movement, distance and velocity vectors, their standard deviations, and maximum and minimum speed. Results can be saved as TXT files and spreadsheets. This software is convenient for determining locomotor and some characteristics of social and cognitive behavior. It is easy to use and involves the completion of several steps in a semi-automatic mode. However, the software recognizes only one animal at a time and does not allow processing several files at once.

WrMTrck (available for download at <http://www.phage.dk/plugins/wrmtcrk.html>) is an ImageJ plugin written by Jesper Søndergaard Pedersen to determine movement parameters of *Caenorhabditis elegans* (Maupas, 1900) (Nussbaum-Krammer et al., 2015). Installing the plugin and using it do not require any additional actions from the researcher. Applying the plugin, it is possible to set the most suitable parameters for analyzing motion characteristics of various objects – minimum and maximum dimensions of the object in pixels, maximum speed of the object moving between frames, changing the visible area, and minimum number of frames during which the object moves. The parameter settings file can be saved and used for further analysis. The plugin monitors the movement of several objects at once on the frame and calculates the number of moving objects, determines characteristics of the movement of the objects separately and their average values. Moreover, processed videos can be saved in AVI; images can be saved in TIFF, JPEG, GIF, *etc.* The plugin does not track the location of objects in ROI and does not determine the motion vector.

WrMTrck_Batch (available for download with WrMTrck at the link above) is a modification of the wrMTrck plugin allowing to batch process files. The plugin automatically separates moving objects from the background and records additional parameters, such as X-Y coordinates, changes in shape and area of the object. After processing video files, WrMTrck_Batch automatically saves the resulting tables with the obtained characteristics in TXT format, motion tracks in PNG, and object movement frames for each video file separately in TIF. The plugin does not impose additional restrictions on the resolution of imported video files.

To determine the motion characteristics of *Mnemiopsis leidyi*, we chose the ImageJ program with the installed wrMTrck_Batch plugin: it allows to batch process video files and automatically save tables with coordinates for each moving object. This plugin was successfully tested by us to determine the motion characteristics of the Black Sea turbot sperm (Baiandina & Khanaychenko, 2019).

In its original version, wrMTrck_Batch plugin does not allow to obtain all the necessary movement characteristics. To process TXT data files, scripts were written. These scripts automate the calculation of animal motion characteristics (those are described in the “Material and methods” section). According to X-Y coordinates, the macros calculate and write into a new TXT file the values of instant and average speed for each track (one observation for one animal), average speed for all tracks, categorized values of direction vectors between all frames for each track, as well as finding an object in ROI for each frame and each track (ROI are set based on the experimental design by X-Y coordinates).

Thus, in our experiments, ctenophore movement was analyzed according to the scheme as follows:

- 1) video recording of the movement of ctenophores in aquariums in time-lapse mode;
- 2) processing of photographic materials in the Davinci Resolve – creating videos, determining individual animals with a “tracking” mask, and saving processed video clips as separate files;
- 3) running ImageJ with wrMTrck_Batch plugin – obtaining a separate folder with TXT files with the coordinates of movements of each animal on each frame;
- 4) running scripts for rendering new TXT files with summary tables of motility characteristics of each animal.

Conclusion. Automatic determination of motion parameters of a translucent ctenophore is almost impossible without preliminary “manual” processing of video files. The developed method allows automatic calculating of movement parameter set. The described algorithm helps to avoid many routine actions for processing each video file separately. It takes less than 1 min (for a computer with the configuration described in the paper) to create a summary table of the motion characteristics of 63 processed video records. The method was successfully applied for determining light-induced behavior motility characteristics of adult *Mnemiopsis leidyi* (Baiandina et al., 2022) in laboratory experiments and could be applied for behavioral study of various translucent marine animals.

This work was carried out within the framework of IBSS state research assignment “Regularities of formation and anthropogenic transformation of biodiversity and biological resources of the Sea of Azov–Black Sea basin and other areas of the World Ocean” (No. 121030100028-0).

Acknowledgement. We are grateful to M. Kirin for ctenophore sampling in the Black Sea and their maintenance under artificial conditions and for the technical equipment for experiments. We thank PhD O. Krivenko for scientific advice and assistance in writing this article. We are grateful to PhD A. Andreeva for translation help.

All applicable international, national, and institutional guidelines for the care and use of animals were followed.

REFERENCES

1. Alsaif K. I., Hamid R. H. Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy). 6. Zielonice – Chlorophyta (red algae & brown algae). *International Journal of Computer Applications*, 2018, vol. 179, no. 16, pp. 10–13.
2. Baiandina Iu. S., Khanaychenko A. N. Optimization of the method for determining the motility characteristics of fish spermatozoa using ImageJ software and Excel macros. *Journal of Ichthyology*, 2019, vol. 59, iss. 1, pp. 127–130. <https://doi.org/10.1134/S0032945219010016>
3. Baiandina Iu. S., Kirin M. P., Krivenko O. V. Black Sea *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora) adult locomotion and light-induced behavior in laboratory experiments. *Journal of Sea Research*, 2022, vol. 180, art. no. 102152 (7 p.). <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102152>
4. Franco-Restrepo J. E., Forero D. A., Vargas R. A. A review of freely available, open-source

- software for the automated analysis of the behavior of adult zebrafish. *Zebrafish*, 2019, vol. 16, no. 3, pp. 223–232. <https://doi.org/10.1089/zeb.2018.1662>
5. Gulyás M., Bencsik N., Pusztai S., Liliom H., Schlett K. AnimalTracker: An ImageJ-based tracking API to create a customized behaviour analyser program. *Neuroinformatics*, 2016, vol. 14, iss. 4, pp. 479–481. <https://doi.org/10.1007/s12021-016-9303-z>
 6. Haney J. F. Diel patterns of zooplankton behavior. *Bulletin of Marine Science*, 1988, vol. 43, no. 3, pp. 583–603.
 7. Haraldsson M., Båmstedt U., Tiselius P., Titelman J., Aksnes D. L. Evidence of diel vertical migration in *Mnemiopsis leidyi*. *PLoS ONE*, 2014, vol. 9, iss. 1, art. no. e86595 (10 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086595>
 8. Hays G. C. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, 2003, vol. 503, iss. 1–3, pp. 163–170. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008476.23617.b0>
 9. Kideys A., Romanova Z. Distribution of gelatinous macrozooplankton in the southern Black Sea during 1996–1999. *Marine Biology*, 2001, vol. 139, iss. 3, pp. 535–547. <https://doi.org/10.1007/s002270100602>
 10. Larsen M. H., Johnsson J. I., Winberg S., Wilson A. D. M., Hammenstig D., Thörnqvist P.-O., Midwood J. D., Aarestrup K., Höglund E. Effects of emergence time and early social rearing environment on behaviour of Atlantic salmon: Consequences for juvenile fitness and smolt migration. *PLoS ONE*, 2015, vol. 10, iss. 3, art. no. e0119127 (17 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119127>
 11. Mutlu E. Distribution and abundance of ctenophores and their zooplankton food in the Black Sea. II. *Mnemiopsis leidyi*. *Marine Biology*, 1999, vol. 135, iss. 4, pp. 603–613. <https://doi.org/10.1007/s002270050661>
 12. Nussbaum-Krammer C. I., Neto M. F., Brielmann R. M., Pedersen J. S., Morimoto R. I. Investigating the spreading and toxicity of prion-like proteins using the metazoan model organism *C. elegans*. *Journal of Visualized Experiments*, 2015, vol. 95, art. no. e52321 (15 p.). <https://doi.org/10.3791/52321>
 13. Ringelberg J. Changes in light intensity and diel vertical migration: A comparison of marine and freshwater environments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1995, vol. 75, iss. 1, pp. 15–25. <https://doi.org/10.1017/S0025315400015162>
 14. Ringelberg J. A. Decision-Making Mechanism. In: Ringelberg J. A. *Diel Vertical Migration of Zooplankton in Lakes and Oceans. Causal Explanations and Adaptive Significances*. Dordrecht ; Heidelberg ; London ; New York : Springer, 2009, pp. 49–70. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3093-1_4
 15. Ruppert E. E., Fox R. S., Barnes R. D. *Invertebrate Zoology: A Functional Evolutionary Approach*. 7th edition. Belmont, CA : Thomson-Brooks/Cole, 2004, 963 p.
 16. Samson A. L., Ju L., Kim H. A., Zhang Sh. R., Lee J. A. A., Sturgeon Sh. A., Sobey Ch. G., Jackson Sh. P., Schoenwaelder S. M. MouseMove: An open source program for semi-automated analysis of movement and cognitive testing in rodents. *Scientific Reports*, 2015, vol. 5, art. no. 16171 (11 p.). <https://doi.org/10.1038/srep16171>
 17. Schnitzler Ch. E., Pang K., Powers M. L., Reitzel A. M., Ryan J. F., Simmons D., Tada T., Park M., Gupta J., Brooks Sh. Y., Blakesley R. W., Yokoyama Sh., Haddock S. H. D., Martindale M. Q., Baxeavanis A. D. Genomic organization, evolution, and expression of photoprotein and opsin genes in *Mnemiopsis leidyi*: A new view of ctenophore photocytes. *BMC Biology*, 2012, vol. 10, art. no. 107 (26 p.). <https://doi.org/10.1186/1741-7007-10-107>
 18. Tamm S. L. Cilia and the life of ctenophores. *Invertebrate Biology*, 2014, vol. 133, iss. 1, pp. 1–46. <https://doi.org/10.1111/ivb.12042>
 19. Wilson-Leedy J. G., Ingermann R. L. Development of a novel CASA system based on open source software for characterization of zebrafish sperm motility parameters. *Theriogenology*, 2007, vol. 67, iss. 3, pp. 661–672. <https://doi.org/10.1016/j.theriogenology.2006.10.003>
 20. Zaika V. E., Sergeeva N. G. Diurnal changes of the population structure and vertical distribution of *Mnemiopsis mccradyi* Mayer (Ctenophora) in the Black Sea. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 1991, vol. 27, iss. 2, pp. 15–19.

КОМПЬЮТЕРНЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ХАРАКТЕРИСТИК ДВИЖЕНИЯ *MNEMIOPSIS LEIDYI*

Ю. С. Баяндина, О. Н. Кулешова

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

Рассмотрены возможности основных современных компьютерных программ для анализа поведенческих реакций гребневиков, морских планктонных животных, в лабораторных условиях. Показано, что автоматическое определение контуров полупрозрачных объектов, таких как гребневики, недоступно в большинстве программ для анализа изображений. Разработан новый метод определения основных характеристик движения *Mnemiopsis leidyi* с помощью программы ImageJ, видеофильтров приложения Davinci Resolve и написанных авторами исполняемых программных кодов. Этот метод позволяет автоматизировать расчёт таких параметров, как средняя и максимальная скорость, изменение направления движения (векторы передвижения), процент времени, в течение которого животные находятся в определённых зонах интереса (regions of interest, ROI). Приведены значения средних скоростей движения гребневиков. Разработанный метод применим для изучения поведения различных полупрозрачных морских животных. Исполняемые программные коды доступны по запросу у авторов.

Ключевые слова: *Mnemiopsis leidyi*, гребневик, миграция, характеристики движения, анализ видеоизображений, ImageJ, wrMTrack_Batch, зоны интереса (ROI), threshold



ТЯЖЁЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЫШЬЯК В ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБАХ ЯПОНСКОГО, ОХОТСКОГО И БЕРИНГОВА МОРЕЙ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

© 2022 г. М. К. Гамов¹, А. Е. Иванова², Е. К. Миронова¹, В. Ю. Цыганков¹

¹Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Российская Федерация

²Тихоокеанский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («ТИНРО»), Владивосток, Российская Федерация
E-mail: gamovmota123456@gmail.com

Поступила в редакцию 20.05.2021; после доработки 25.10.2021;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

В работе обобщены сведения о концентрациях токсичных элементов As, Pb, Cd и Hg в промысловых рыбах дальневосточных морей — Японского, Охотского и Берингова — на основе анализа литературных данных. Изучение показало, что в целом основные промысловые объекты и рыбохозяйственные бассейны соответствуют санитарно-гигиеническим нормативам, однако наличие импактных природных зон в ареалах и на пути миграции рыб способствует увеличению концентраций токсичных элементов в рыбных объектах промысла, а в некоторых случаях уровни превышают предельно допустимые концентрации. Необходимо продолжать мониторинг токсичных микроэлементов в промысловых объектах и рыбохозяйственных бассейнах дальневосточных морей.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, токсичные элементы, дальневосточные моря

В последнее время отмечен рост содержания загрязняющих веществ в морских экосистемах (Донец и Цыганков, 2019), что увеличивает приоритетность пищевой безопасности морепродуктов. Именно поэтому необходимо осуществлять химическую оценку качества рыбного сырья, в частности с позиции загрязнения его тяжёлыми металлами (Стеблевская и др., 2016).

Тяжёлые металлы (далее — ТМ) — это металлы с высокой плотностью и токсическим действием даже в очень низких концентрациях (Duffus, 2002). Они попадают в природные экосистемы в результате естественных процессов и антропогенной деятельности (Li et al., 2019). ТМ считаются опасными из-за своего токсического и кумулятивного воздействия на живые организмы, а также из-за стойкости в окружающей среде.

Известно, что кобальт (Co), медь (Cu), хром (Cr), железо (Fe), марганец (Mn) и цинк (Zn) являются эссенциальными микроэлементами, они необходимы для выполнения различных биохимических и физиологических функций (Dökmeci et al., 2014). Другие металлы, такие как кадмий (Cd), ртуть (Hg) и свинец (Pb), негативно влияют на живые организмы даже в относительно невысоких концентрациях (Башкин и Касимов, 2004 ; Hassan & Aarts, 2011).

Мышьяк (As) — канцерогенный химический элемент, обладающий некоторыми свойствами металлов. В водных экосистемах он может существовать в органической и неорганической (более токсичной) формах (Солодухина, 2014). При длительном употреблении в пищу продуктов, содержащих соединения мышьяка, могут возникать опасные заболевания, например ишемическая

болезнь сердца и неврологические патологии, также возможна задержка физического и умственного развития у детей и подростков. Основными результатами воздействия мышьяка на респираторную систему являются болезни слизистой оболочки верхних дыхательных путей и эмфизема лёгких, приводящие к увеличению риска заболевания раком лёгких. Может также развиваться рак кожи, печени, мочевого пузыря (Макаров, 2012).

В основном кадмий, свинец, ртуть и мышьяк накапливаются в печени, которая интенсивно аккумулирует металлы и является функциональным депо этих элементов и одновременно участвует в процессах детоксикации. Второстепенное положение по накоплению токсичных элементов (свинец, мышьяк и кадмий) занимает мышечная ткань; её также можно отнести к депонирующим органам, если учесть, что мышцы составляют большой процент от массы тела. В основном повышенное содержание мышьяка регистрируют в гонадах (Глазунова, 2007). Кадмий активно замещает кальций в клеточных механизмах регулирования концентрации Са (через кальциевые каналы). Поступление в организм данного токсиканта происходит преимущественно из водной среды через жабры, которые играют большую роль в водно-солевом обмене, регулируя поглощение и выделение воды и солей (Чемагин и др., 2019). У рыб свинец накапливается преимущественно в жабрах, печени, почках и костях. В водоёмах свинец может быть прочно адсорбирован частицами донных отложений, и тогда он будет поступать в организм через жабры либо вместе с пищей. В водной среде ртуть под воздействием микроорганизмов трансформируется в метилртуть, которая, попадая в организм рыб алиментарным путём и через жабры во время дыхания, интенсивно поглощается тканями и накапливается в жировых клетках. Кроме того, метилирование неорганической ртути может происходить в печени и кишечнике рыб. В растворённом виде мышьяк встречается в трёх- и пятивалентной формах. Поглощение рыбами мышьяка из воды осуществляется через жабры и кишечник (Грициняк та ін., 2015). Анализируемые органы и ткани аккумулируют различные металлы в разной степени. Распределение металлов в организме рыб характеризуется неравномерностью и зависит от функциональных особенностей органов, их кумулятивной активности и химических свойств самого металла (Глазунова, 2007).

Вопрос о загрязнении природных экосистем тяжёлыми металлами стал особенно актуальным в середине 1960-х гг. в связи с отравлением людей соединениями ртути и кадмия. Они потребляли в пищу продукты, выращенные или выловленные в среде, которая была загрязнена этими поллютантами (Langston, 1990). Такие случаи подтверждают необходимость проведения мониторинга водных объектов для обнаружения в них токсичных элементов и для предотвращения подобных ситуаций.

Допустимый уровень содержания тяжёлых металлов и мышьяка в России определяют следующие нормативные документы, контролирующие безопасность пищевой продукции: СанПиН 2.3.2.1078-01 (2002) и Технический регламент Таможенного союза 021/2011 (2011).

В настоящее время в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне вылавливают порядка 99 % всех лососёвых от общего улова по России, 100 % крабов, свыше 90 % камбаловых, более 40 % сельди и около 60 % моллюсков; по объёму добываемых российскими рыбаками водных биоресурсов Дальневосточный бассейн занимает первое место (Павлова и др., 2020). Именно поэтому необходимо ежегодно осуществлять исследования морских гидробионтов с целью контроля промысловых зон.

На сегодняшний день большое количество публикаций посвящено определению микроэлементного состава морских организмов дальневосточных морей (Лебедев и Полякова, 2019 ; Христофорова и Кобзарь, 2017, 2018 ; Чусовитина и др., 2020 ; Khristoforova et al., 2015b и др.). В связи с этим цель работы — обобщить литературные данные о содержании токсичных элементов (кадмий, свинец, мышьяк и ртуть) в промысловых рыбах дальневосточных морей России.

Методы определения концентрации тяжёлых металлов и мышьяка

При определении концентрации микроэлементов авторы статей использовали различные по способу работы измерительные приборы.

В основном исследователи применяли метод атомной абсорбции, основанный на абсорбции электромагнитного излучения определённой длины волны свободными атомами анализируемого элемента. Этот метод используют в двух вариациях — с электротермическим или пламенным атомизатором. Электротермическая атомизация является более чувствительной к следовым концентрациям элементов в пробе от тысячных до десятых долей $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, чем пламенный метод (его чувствительность намного меньше к концентрациям от десятых долей до десятков и сотен $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$). В то же время диапазон обнаружения у него больше (от 10^{-1} до 10^5 нг), чем в электротермическом варианте (от 10^{-5} до 10 нг) (Ковековдова и Симоконь, 2004 ; Ковековдова и др., 2016 ; Burger et al., 2007 ; Khristoforova et al., 2015a, 2016).

При определении ртути авторы применяли метод инверсионной вольтамперометрии и метод холодного пара. Инверсионная вольтамперометрия заключается в выделении электролизом анализируемого элемента из разбавленного раствора на стационарном индикаторном электроде с последующим анодным растворением полученной амальгамы и регистрацией вольтамперной кривой. Метод позволяет обнаруживать содержание веществ на уровне десятых и сотых долей $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Khristoforova et al., 2015a, 2016). Определение ртути методом холодного пара основано на её свойстве находиться при нормальных условиях в газовой фазе в виде свободных атомов. Пределы обнаружения при работе методом холодного пара составляют от 0,001 до 0,5 $\text{мкг}\cdot\text{мл}^{-1}$ (Ковековдова и Симоконь, 2004 ; Ковековдова и др., 2016 ; Burger et al., 2007 ; Hwang et al., 2019).

Сущность метода рентгенофлуоресцентного анализа заключается в получении спектра исследуемого материала под воздействием рентгеновского излучения. Диапазон определяемых концентраций — от 0,0001 до 100 % (Стеблевская и др., 2013, 2016 ; Чусовитина и др., 2020).

Токсичные элементы в промысловых видах рыб Охотского моря

Охотское море — одно из наиболее крупных и глубоких морей нашей страны. Его площадь составляет 1603 тыс. км^2 , объём — 1318 тыс. км^3 , средняя глубина — 821 м, наибольшая — 3916 м (Добровольский и Залогин, 1982). Оно характеризуется импактными геохимическими условиями, которые сформированы надводным и подводным вулканизмом и поствулканизмом Курильских островов, а также апвеллингами, выносящими из глубин Курило-Камчатской впадины в поверхностный слой множество химических элементов (Khristoforova et al., 2019b). Сток реки Амур, выносящий в акваторию Охотского моря большое количество загрязняющих веществ, активное судоходство и добыча нефти на шельфе — все эти факторы могут негативно отражаться на микроэлементном составе морских экосистем Охотского моря (Исаков и Касперович, 2007).

Тихоокеанские лососи (*Oncorhynchus Suckley, 1861*). Это ценнейшие промысловые рыбы: по объёму вылова в текущем столетии они стоят на втором-третьем месте (после минтая и сельди). Уловы тихоокеанских лососей на 90 % обеспечены тремя видами — горбушей, кетой и неркой (Khristoforova et al., 2015b). Эти виды являются подходящим объектом для мониторинговых исследований загрязнения окружающей среды микроэлементами из-за своей пищевой ценности, высокой численности, специфичности биологических циклов и жизненных стратегий. Во время нагула в океане они совершают длительные сезонные миграции, и вследствие этого в их теле могут накапливаться значительные концентрации микроэлементов (Khristoforova et al., 2015b).

В 2013–2016 гг. проведены исследования целых тушек лососёвых (кета и горбуша) (рис. 1). Содержание токсичных элементов не превышало показателей предельно допустимых уровней (далее — ПДУ) (ТР ТС 021/2011, 2011), однако можно отметить приближение концентраций свинца в тушке кеты, выловленной в 2013 г. ($0,98 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы), к максимально допустимому значению ($1,0 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы).

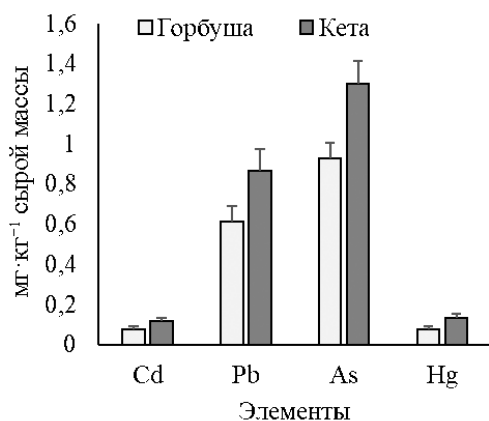


Рис. 1. Средние концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в тушке горбуши и кеты, Охотское море (Khristoforova et al., 2015a)*

Fig. 1. Mean concentrations of heavy metals and arsenic in the pink and chum salmon carcasses, the Sea of Okhotsk (Khristoforova et al., 2015a)*

В тканях кеты концентрации микроэлементов были выше, чем в тканях горбуши, что можно объяснить более длительным жизненным циклом и большей массой кеты (Зеленихина и др., 2015).

В печени кеты отмечены высокие концентрации свинца, превышавшие ПДУ (ТР ТС 021/2011, 2011) (рис. 2). По-видимому, это связано с её депонирующей функцией (Khristoforova et al., 2016). Содержание ртути не превышало ПДУ.

Вероятно, такие уровни накопления обусловлены длительным периодом жизни лососёвых и тем, что места их нагула расположены вблизи районов, характеризующихся аномально высокими концентрациями микроэлементов (Khristoforova et al., 2016).

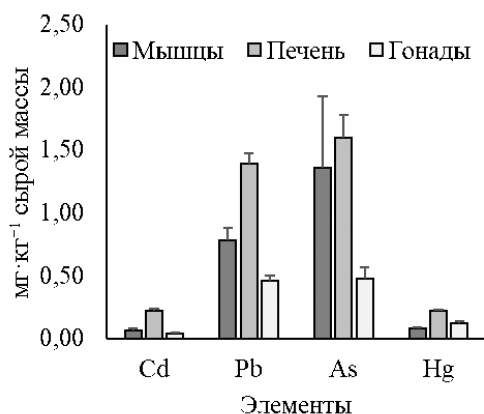


Рис. 2. Максимальные средние концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах кеты, Охотское море (Khristoforova et al., 2016)

Fig. 2. Maximum mean concentrations of heavy metals and arsenic in the chum salmon organs, the Sea of Okhotsk (Khristoforova et al., 2016)

Рогатковые (Cottidae Bonaparte, 1831). Рогатковые являются одним из наиболее типичных и разнообразных по видовому составу семейств северной части Тихого океана. Cottidae ведут придонный образ жизни и могут совершать сезонные миграции (Матвеев и Терентьев, 2016).

В 2013 г. выловлены представители семейства рогатковых рода *Myoxocephalus Tilesius, 1811* (керчаки) (Ковековдова и др., 2013). При изучении микроэлементного состава обнаружено существенное превышение ПДУ кадмия в печени: зарегистрировано значение $4,52 \text{ мг·кг}^{-1}$ сырой массы при норме до $0,7 \text{ мг·кг}^{-1}$ сырой массы. Также в ней выявлены мышьяк, свинец и ртуть (табл. 1). Можно сделать вывод, что печень является главным аккумулялирующим органом (Глазунова, 2007).

*Примечание. ПДУ (ТР ТС 021/2011, 2011) токсичных элементов в свежей, охлаждённой и мороженой морской рыбе: Pb — 1,0; Cd — 0,20; As — 5,0; Hg — $0,50 \text{ мг·кг}^{-1}$ сырой массы. В икре и молоках рыб: As — 1,0; Cd — 1,0; Hg — $0,2 \text{ мг·кг}^{-1}$. В печени рыб: Cd — 0,7; Hg — $0,2 \text{ мг·кг}^{-1}$ сырой массы.

Note. Maximum permissible levels (TR TS 021/2011, 2011) of toxic elements in fresh, chilled, and frozen sea fish: Pb, 1.0; Cd, 0.20; As, 5.0; Hg, 0.50 mg·kg^{-1} wet weight. In fish caviar and milt: As, 1.0; Cd, 1.0; Hg, 0.2 mg·kg^{-1} wet weight. In fish liver: Cd, 0.7; Hg, 0.2 mg·kg^{-1} wet weight.

Мышьяк накапливается в основном в мышцах и гонадах. Зарегистрированные исследователями значения (см. табл. 1) могут свидетельствовать о влиянии терригенного и антропогенного загрязнения, поскольку нагул керчаков во время миграций происходит рядом с прибрежной зоной (Вилер, 1983).

Таблица 1. Максимальные концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах рыб рода *Myoxocephalus*, Охотское море, 2013 г., мг·кг⁻¹ сырой массы (Ковековдова и др., 2013)

Table 1. Maximum concentrations of heavy metals and arsenic in organs of *Myoxocephalus* fish, the Sea of Okhotsk, 2013, mg·kg⁻¹ wet weight (Kovekovdova et al., 2013)

Орган	Cd	Pb	As	Hg
Печень	4,52	0,05	0,84	0,09
Мышцы	0,05	0,02	1,88	0,02
Гонады	0,60	0,02	1,42	0,01

Камбаловые (Pleuronectidae G. Cuvier 1816). Семейство камбаловых характеризуется довольно большим видовым разнообразием в Мировом океане. В основном представители Pleuronectidae встречаются в прибрежном мелководье, на приливно-отливных участках и в зоне шельфа. Могут совершать сезонные миграции. По типу питания среди камбаловых выделяют как хищников, бентофагов, так и особей со смешанным типом питания (Вилер, 1983).

При достижении большой численности некоторые представители Pleuronectidae приобретают хозяйственное значение. В настоящее время, однако, это второстепенный промысловый вид, встречающийся в качестве прилова (Datsky & Maznikova, 2017).

В 2013 г. для микроэлементного анализа выловлена камбала Шренка *Pseudopleuronectes schrenki* (Schmidt, 1904) (Ковековдова и др., 2013). В печени отмечена повышенная концентрация кадмия (1,7 мг·кг⁻¹ сырой массы), в 2,4 раза превосходящая ПДУ (0,7 мг·кг⁻¹ сырой массы). Концентрация мышьяка в гонадах (1,2 мг·кг⁻¹ сырой массы) тоже превышала ПДУ (1,0 мг·кг⁻¹ сырой массы) (рис. 3). Столь высокое содержание кадмия в печени камбалы объяснимо её обменно-депонирующей функцией, а также возможным нагулом рыбы вблизи стоков горнодобывающих предприятий.

В целом наиболее активно во всех исследуемых органах аккумулируется мышьяк. Вероятно, это связано с физиологическими особенностями камбалы.

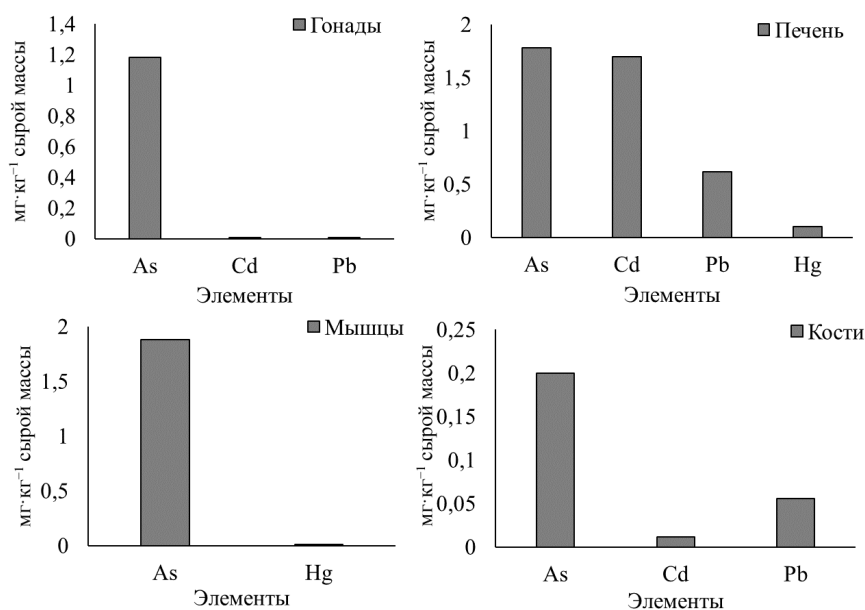


Рис. 3. Максимальные концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах камбалы Шренка *Pseudopleuronectes schrenki*, Охотское море (Ковековдова и др., 2013)

Fig. 3. Maximum concentrations of heavy metals and arsenic in organs of the Schrenk flounder *Pseudopleuronectes schrenki*, the Sea of Okhotsk (Kovekovdova et al., 2013)

Токсичные элементы в промысловых видах рыб Берингова моря

Берингово море — самое большое из дальневосточных морей, омывающих берега России. Его площадь составляет 2315 тыс. км², объём — 3796 тыс. км³, средняя глубина — 1640 м, наибольшая — 5500 м. Расположено на севере Тихого океана, отделено от него Алеутскими и Командорскими островами; Берингов пролив соединяет его с Чукотским морем и Северным Ледовитым океаном (Шлямин, 1958).

Антропогенное влияние на воды Берингова моря оказывает довольно активное судоходство, в связи с которым в акватории регистрируют локальные нефтяные загрязнения. Наиболее интенсивной нагрузке подвержены прибрежные участки — Анадырский лиман, бухта Угольная, а также шельф полуострова Камчатка (Камчатский залив). Особенно загрязнены воды у берегов Аляски (Балькин, 2006). Также влияние на микроэлементный состав вод могут оказывать подводные вулканы, в частности один из крупнейших — вулкан Пийпа (Astakhov et al., 2011). Нельзя не отметить шахты в пгт Угольные Копи вблизи Анадыря, где основными источниками загрязнения являются промышленные и бытовые стоки. В отдельные годы в Анадырский лиман с ними поступали нефть и нефтепродукты, сернистые и сероводородсодержащие газы, минерализованные пластовые и сточные воды нефтепромыслов и бурения скважин, шламы бурения и др. (Поддубный, 2002).

Тресковые (Gadidae Rafinesque, 1810). Тресковые относятся к пелагическим рыбам и характеризуются большим видовым разнообразием; они широко распространены в океанах и морях Северного полушария. Являются важными промысловыми объектами. Gadidae увеличиваются в размерах всю жизнь, в среднем живут до 25 лет. По типу питания среди тресковых выделяют хищников и планктонофагов (Орлов и Афанасьев, 2013).

Тихоокеанская треска не осуществляет длительных миграций; она обитает в акватории Японского, Охотского и Берингова морей, придерживаясь береговой линии. В среднем продолжительность её жизни составляет 10–12 лет (Орлов и Афанасьев, 2013). По этим причинам тресковых можно использовать в качестве биоиндикаторов.

С целью изучения микроэлементного состава в 2004 г. тихоокеанская треска *Gadus macrocephalus* Tilesius, 1810 была выловлена вблизи Алеутских островов (Burger et al., 2007). Максимальные уровни накопления отмечены в печени (рис. 4). Относительно высокую концентрацию кадмия в печени можно объяснить большим содержанием в этом органе специфических низкомолекулярных белков — металлотioneинов, являющихся концентраторами Cd (Алексеева и Тюнев, 2017).

В печени концентрация мышьяка приближается к пороговому значению в 5,0 мг·кг⁻¹ сырой массы. В мышцах же преобладают свинец и ртуть.

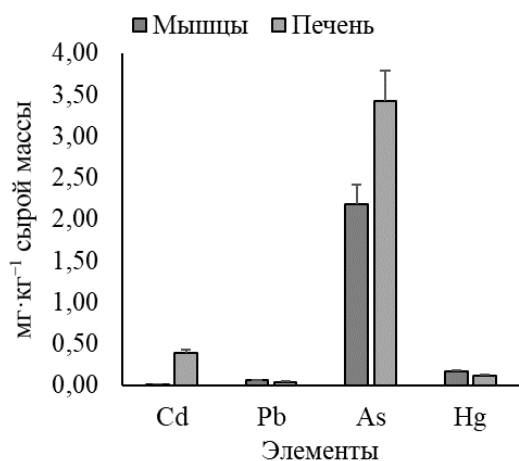


Рис. 4. Средние концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах тихоокеанской трески *Gadus macrocephalus*, Берингово море (Burger et al., 2007)

Fig. 4. Mean concentrations of heavy metals and arsenic in organs of the Pacific cod *Gadus macrocephalus*, the Bering Sea (Burger et al., 2007)

Камбаловые (Pleuronectidae). Камбаловые были выловлены рядом с Алеутскими островами в 2004 г. (Burger et al., 2007). В почках обнаружены наибольшие концентрации таких элементов, как свинец и мышьяк. Уровень Pb ($1,2 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) превышал ПДУ ($1,00 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) (рис. 5). В печени преобладали кадмий, мышьяк и ртуть. Содержание Cd ($4,96 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) почти в 7 раз превосходило ПДУ для печени ($0,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы). В мышечной ткани концентрация Hg была максимальной, так как в мышцах больше всего белков, связывающих ртуть (Петухов и Морозов, 1983).

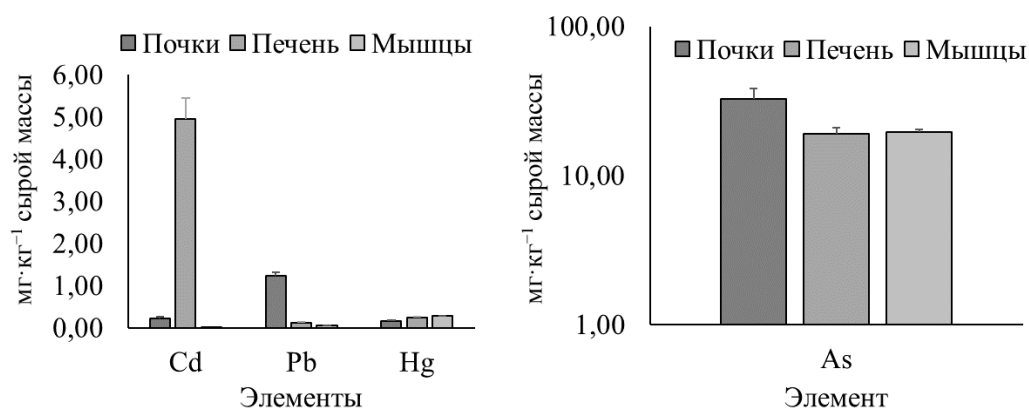


Рис. 5. Средние концентрации микроэлементов в камбале, Берингово море (Burger et al., 2007)

Fig. 5. Mean concentrations of trace elements in flounder, the Bering Sea (Burger et al., 2007)

Во всех исследуемых органах уровни содержания мышьяка превышали пороговые концентрации (ПДУ для морской рыбы — $5,00 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы, см. примечание к рис. 1), составляя $32,38 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы в почках камбалы, $18,95$ в печени и $19,45$ в мышцах. Нормы были превышены почти в 6,5, 4 и 6,5 раза соответственно.

Образцы были собраны с Алеутских островов, а именно с островов Адак, Кыска и Амчитка. Во время Второй мировой войны там проходили испытания военной техники и вооружения, что послужило причиной поступления в воду свинца, ртути, кадмия и мышьяка, а также нефтехимических веществ, полиароматических углеводородов, пестицидов и радиоактивных материалов (Public Health Assessment, 2002).

Рогатковые (Cottidae). Представители рода *Myoxocephalus* выловлены в 2004 г. рядом с Алеутскими островами (Burger et al., 2007). В печени рыб наибольшими были концентрации таких элементов, как мышьяк и кадмий. Отметим, что значение кадмия ($1,26 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) превышало ПДУ ($0,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) (рис. 6). Вероятно, это связано с тем, что печень является органом, участвующим в детоксикации организма.

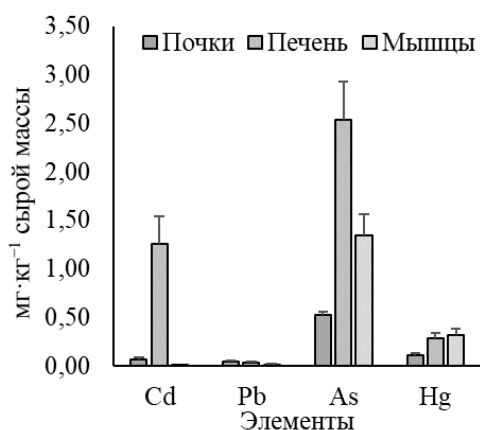


Рис. 6. Максимальные средние концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах рыб рода *Myoxocephalus*, Берингово море, 2004 г. (Burger et al., 2007)

Fig. 6. Maximum mean concentrations of heavy metals and arsenic in organs of *Myoxocephalus* fish, the Bering Sea, 2004 (Burger et al., 2007)

В мышцах в большей степени накапливается ртуть. В почках аккумулируется свинец. В целом у представителей *Muohocephalus*, как и у камбаловых, повышенные концентрации элементов могут быть следствием действий военных на острове Адак (Burger et al., 2007).

Токсичные элементы в промысловых видах рыб Японского моря

Японское море — полузамкнутое море Тихого океана. Его площадь составляет 1062 тыс. км², объём воды — 1715 тыс. км³, средняя глубина — 1750 м, наибольшая — 3720 м. От Охотского моря отделено островом Сахалин, от Жёлтого — Корейским полуостровом. Омывает берега России, Японии, Республики Корея и КНДР (Шунтов, 2001).

Из-за слабой связи с Тихим океаном малочисленными мелководными проливами Японское море находится под существенным воздействием антропогенных, техногенных и терригенных факторов — хозяйственно-бытовых и промышленных стоков, поверхностных смывов с прибрежных территорий, а также последствий сжигания флотского мазута из-за активного судоходства (Христофорова, 1989).

Тихоокеанские лососи (*Oncorhynchus*). В 2013–2015 гг. для исследований была выловлена горбуша *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792) (Ковековдова и др., 2013, 2016). Её микроэлементный состав соответствовал нормам, заметных превышений ПДУ не обнаружено (рис. 7). Это может быть связано со слишком коротким жизненным циклом горбуши — около полутора лет (Христофорова и др., 2019а).

В большей мере микроэлементы, особенно кадмий и мышьяк, накапливаются в печени, что связано с обменно-депонирующей функцией этого органа.

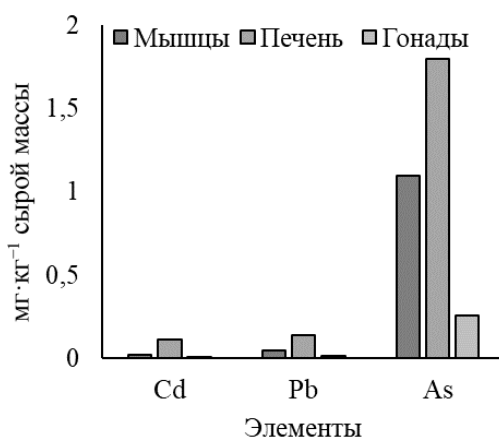


Рис. 7. Максимальные концентрации микроэлементов в органах и тканях горбуши *Oncorhynchus gorbuscha*, Японское море, 2013–2015 гг. (Ковековдова и др., 2013, 2016)

Fig. 7. Maximum concentrations of trace elements in organs and tissues of the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha*, the Sea of Japan, 2013–2015 (Kovekovdova et al., 2013, 2016)

Терпуговые (Hexagrammidae Gill, 1889). Представители этого семейства ведут преимущественно придонный и прибрежный образ жизни. Являются объектами любительской ловли и промысла. Питаются в основном бентосом и планктоном (Антоненко и Пущина, 2002).

Для микроэлементного анализа в 2004–2013 гг. вылавливали особей терпуга (Ковековдова и Симоконов, 2004 ; Ковековдова и др., 2013). Превышение ПДУ кадмия (0,7 мг·кг⁻¹ сырой массы) отмечено лишь в печени: значение составило 0,79 мг·кг⁻¹ сырой массы. Активное накопление мышьяка зафиксировано в мышцах (рис. 8). Кадмий, свинец и ртуть в большей мере аккумулируются в печени.

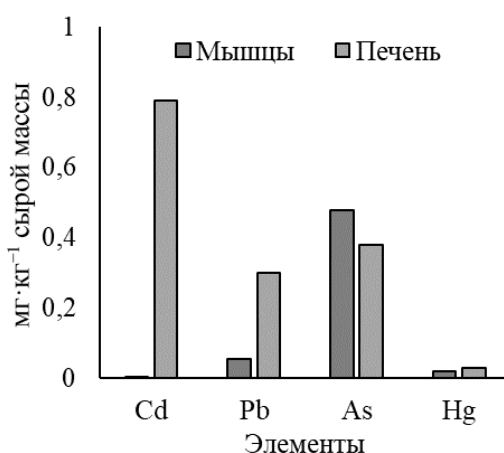


Рис. 8. Максимальные концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах и тканях рыб семейства Hexagrammidae, Японское море, 2004–2013 гг. (Ковековдова и Симоконов, 2004 ; Ковековдова и др., 2013)

Fig. 8. Maximum concentrations of heavy metals and arsenic in organs and tissues of Hexagrammidae fish, the Sea of Japan, 2004–2013 (Kovekovdova & Simokon, 2004 ; Kovekovdova et al., 2013)

Сельдевые (Clupeidae G. Cuvier, 1817). Широко распространены от Субантарктики до Арктики. Ярким представителем семейства является тихоокеанская сельдь *Clupea pallasii* Valenciennes, 1847, имеющая три экологические формы — морскую, прибрежную и лагунно-озёрную. Вдоль Азиатского материка сельдь распространена непрерывно от Жёлтого моря до Берингова пролива (в том числе в Японском, Охотском и Беринговом морях). Питается в основном зоопланктоном. Жизненный цикл — до 19 лет (Науменко, 2007).

Значения содержания микроэлементов в сельди, выловленной с 2004 по 2013 г., в целом соответствовали ПДУ (Ковековдова и Симоконов, 2004 ; Ковековдова и др., 2013). Стоит выделить достаточно высокие концентрации кадмия в печени рыб ($0,96 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), превосходившие ПДУ ($0,7 \text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) (рис. 9).

Отметим, что все исследованные микроэлементы локализовались именно в мышцах (см. рис. 9). Такое распределение можно объяснить нагулом рыбы вблизи терригенного и антропогенного стока.

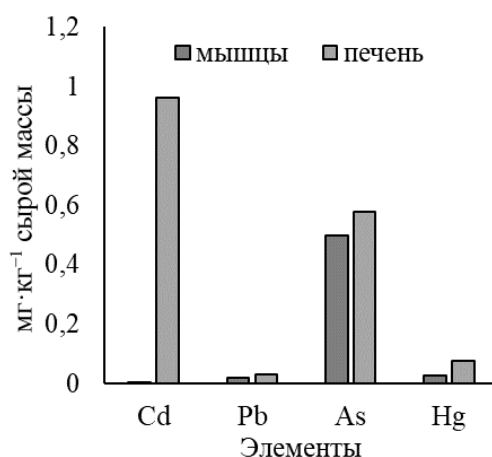


Рис. 9. Максимальные концентрации микроэлементов в органах и тканях тихоокеанской сельди *Clupea pallasii*, Японское море, 2004–2013 (Ковековдова и Симоконов, 2004 ; Ковековдова и др., 2013)

Fig. 9. Maximum concentrations of trace elements in organs and tissues of the Pacific herring *Clupea pallasii*, the Sea of Japan, 2004–2013 (Kovekovdova & Simokon, 2004 ; Kovekovdova et al., 2013)

Тресковые (Gadidae). В 2013–2014 гг. исследованы представители семейства тресковых — минтай *Gadus chalcogrammus* Pallas, 1814 и навага тихоокеанская *Eleginus gracilis* (Tilesius, 1810) (Ковековдова и др., 2013 ; Hwang et al., 2019).

Тресковые характеризуются широким видовым разнообразием. Обитают преимущественно в пелагиали, некоторые представители придерживаются придонного образа жизни. По типу питания Gadidae в основном являются хищниками (Напазаков и др., 2001).

Как видно на рис. 10, концентрации элементов в печени заметно выше таковых в других органах. ПДУ мышьяка были превышены почти в 4 раза. В гонадах наиболее активно накапливалась ртуть. В мышцах аккумулировались кадмий (значение превышало ПДУ почти в 45 раз) и свинец (см. рис. 10). Столь активное поступление микроэлементов и их последующая аккумуляция в органах рыб могут происходить за счёт поверхностного смыва, речного стока, взмучивания и биотурбации донных отложений (Христофорова, 1989).

Такие значения могут быть связаны и с бурно развивающейся промышленностью Республики Корея, в территориальных водах которой были отобраны представители семейства тресковых (Hwang et al., 2019). Эта страна достаточно богата месторождениями, которые расположены на её береговой линии. В основном в Республике Корея ведут добычу угля, железа, молибдена, свинцово-цинковых руд (Hwang et al., 2019). Вероятнее всего, соответствующие производства являются причиной попадания загрязнённых вод в акваторию Японского моря.

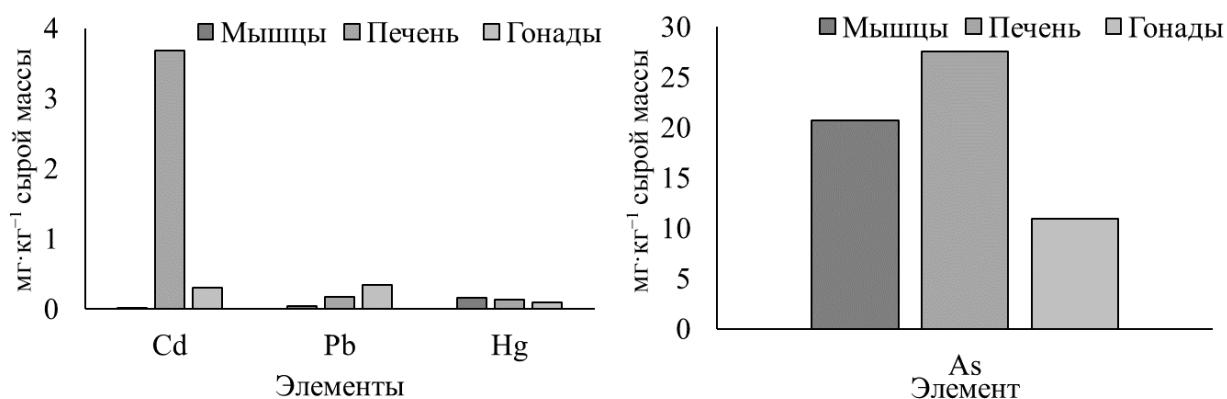


Рис. 10. Максимальные концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах и тканях рыб семейства Gadidae, Японское море, 2013–2014 гг. (Hwang et al., 2019)

Fig. 10. Maximum concentrations of heavy metals and arsenic in organs and tissues of Gadidae fish, the Sea of Japan, 2013–2014 (Hwang et al., 2019)

Камбаловые (Pleuronectidae). Представители этого семейства в Японском море были исследованы в 2004–2020 гг. (Ковековдова и Симоконь, 2004 ; Стеблевская и др., 2013, 2016 ; Чусовитина и др., 2020).

Проведённый анализ данных не выявил превышения ПДУ в органах камбаловых. Кадмий и ртуть наиболее активно накапливались в печени. Мышьяк аккумулировался в мышцах, а свинец — в жабрах (рис. 11).

Отмеченные концентрации микроэлементов могут быть свидетельством накопления их в грунтах. Так, исследования Л. Т. Ковековдовой с соавторами (2002, 2010) выявили увеличение содержания мышьяка в органах и тканях моллюсков и рыб Амурского залива в связи с его высокой концентрацией в грунте.

Обобщённые данные по превышению ПДУ токсичных микроэлементов в рыбах дальневосточных морей представлены на рис. 12.

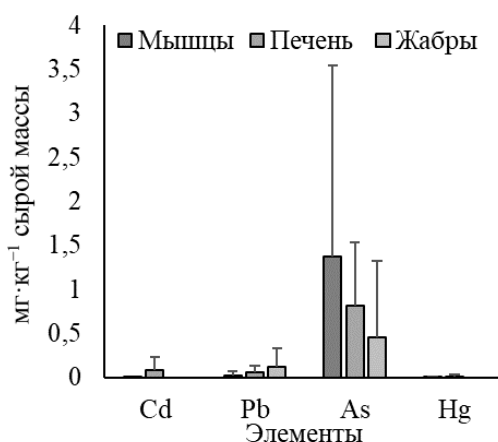


Рис. 11. Максимальные средние концентрации тяжёлых металлов и мышьяка в органах рыб семейства Pleuronectidae, Японское море, 2004–2020 гг. (Ковековдова и Симоконь, 2004 ; Стеблевская и др., 2013, 2016 ; Чусовитина и др., 2020)

Fig. 11. Maximum mean concentrations of heavy metals and arsenic in organs of Pleuronectidae fish, the Sea of Japan, 2004–2020 (Kovekovdova & Simokon, 2004 ; Steblevskaya et al., 2013, 2016 ; Chusovitina et al., 2020)

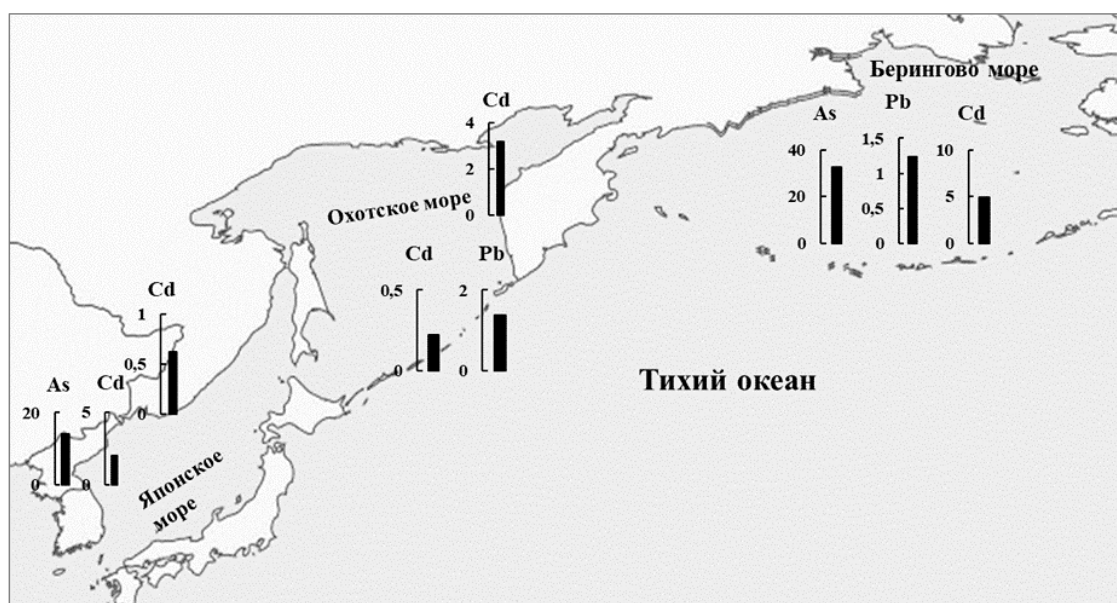


Рис. 12. Превышение ПДУ (см. примечание к рис. 1) токсичных элементов в рыбах дальневосточных морей: 1 — максимальные концентрации; 2 — максимальные средние концентрации; 3 — средние концентрации; 4 — мышцы; 5 — гонады; 6 — печень; 7 — почки (Ковековдова и Симоконь, 2004 ; Ковековдова и др., 2013 ; Burger et al., 2007 ; Hwang et al., 2019 ; Khristoforova et al., 2016)

Fig. 12. Excess of the maximum permissible level (see note to Fig. 1) of toxic elements in fish of the Far Eastern seas: 1, maximum concentration; 2, maximum mean concentration; 3, mean concentration; 4, muscles; 5, gonads; 6, liver; 7, kidneys (Kovekovdova & Simokon, 2004 ; Kovekovdova et al., 2013 ; Burger et al., 2007 ; Hwang et al., 2019 ; Khristoforova et al., 2016)

Заключение. Практически во всех исследованных рыбах были обнаружены превышения концентраций таких крайне токсичных элементов, как кадмий, свинец и мышьяк.

Максимальные концентрации кадмия зафиксированы в органах рыб из акватории Японского моря: содержание кадмия в мышцах тресковых превышало ПДУ в 45 раз. Вероятнее всего, это связано с тем, что мышцы занимают наибольший процент от массы тела. Кроме того, мышцы

являются депонирующим органом, а следовательно, способны накапливать значительные концентрации микроэлементов. Содержание свинца в печени камбаловых из акватории Охотского моря превышало ПДУ в 1,2 раза. Камбалы являются бентофагами и в процессе питания могут накапливать адсорбированный свинец из донных отложений. Высокие концентрации мышьяка обнаружены в почках камбаловых, выловленных в водах Берингова моря (превышение ПДУ в 6,5 раза), и в печени тресковых из Японского моря (превышение ПДУ в 5,5 раза). В дальневосточных морях есть районы с аномальными гидрохимическими и геохимическими условиями, которые могут оказывать влияние на микроэлементный состав гидробионтов. Пищевая безопасность во многом зависит от частоты употребления того или иного продукта. Это особенно верно для микроэлементов: они способны к биомагнификации, а значит, могут накапливаться в течение всей жизни.

Таким образом, употребление продуктов из рыбы, выловленной в водах дальневосточных морей, может быть небезопасным для здоровья человека. Необходимо на регулярной основе осуществлять мониторинг качества морепродуктов. В связи с этим исследования микроэлементного состава рыбы остаются крайне актуальными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алексеева М. В., Тюнев А. В. Содержание и особенности распределения токсичных элементов в тканях и органах рыб Балтийского моря // *Ветеринария сегодня*. 2017. № 3. С. 62–64. [Alexeyeva M. V., Tyunev A. V. Content and characteristics of toxic element dissemination in tissues and organs of the Baltic Sea fish. *Veterinary Science Today*, 2017, no. 3, pp. 62–64. (in Russ.)]
2. Антоненко Д. В., Пущина О. И. Основные черты биологии терпуговых рыб рода *Hexagrammos* в зал. Петра Великого (Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2002. Т. 131. С. 164–178. [Antonenko D. V., Pushchina O. I. The main biological features of greenlings (genus *Hexagrammos*) in Peter the Great Bay (Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2002, vol. 131, pp. 164–178. (in Russ.)]
3. Балыкин П. А. *Состояние и ресурсы рыболовства в западной части Берингова моря*. Москва : Изд-во ВНИРО, 2006. 142 с. [Balykin P. A. *The State and the Resources of Fishing in the Western Bering Sea*. Moscow : VNIRO Publishing, 2006, 142 p. (in Russ.)]
4. Башкин В. Н., Касимов Н. С. *Биогеохимия*. Москва : Научный мир, 2004. 648 с. [Bashkin V. N., Kasimov N. S. *Biogeokhimiya*. Moscow : Nauchnyi mir, 2004, 648 p. (in Russ.)]
5. Вилер А. *Определитель рыб морских и пресных вод Северо-Европейского бассейна* : пер. с англ. Москва : Лёгкая и пищевая промышленность, 1983. 432 с. [Wheeler A. *Key to the Fishes of Northern Europe : A Guide to the Identification of More Than 350 Species*. Moscow : Legkaya i pishchevaya promyshlennost', 1983, 432 p. (in Russ.)]
6. Глазунова И. А. Содержание и особенности распределения тяжёлых металлов в органах и тканях рыб Верхней Оби // *Известия Алтайского государственного университета*. 2007. № 3. С. 20–22. [Glazunova I. A. Soderzhanie i osobennosti raspredeleniya tyazhelykh metallov v organakh i tkanyakh ryb Verkhnei Obi. *Izvestiya Altaiskogo gosudarstvennogo universiteta*, 2007, no. 3, pp. 20–22. (in Russ.)]
7. Грициняк І. І., Янович Д. О., Бех В. В. Вплив неесенціальних елементів (ртуть, миш'як) на організм лососевих (Salmonidae) риб (огляд) // *Рибогосподарська наука України*. 2015. № 3. С. 18–33. [Hrytsyniak I. I., Yanovych D. O., Bekh V. V. Effect of non-essential elements (mercury, arsenic) on salmonids (Salmonidae) (review). *Rybohospodarska nauka Ukrainy*, 2015, no. 3, pp. 18–33. (in Ukr.). <https://doi.org/10.15407/fsu2015.03.018>
8. Добровольский А. Д., Залогин Б. С. *Моря СССР*. Москва : Изд-во МГУ, 1982. 19 с. [Dobrovolsky A. D., Zalogin B. S. *Morya SSSR*. Moscow : Izd-vo MGU, 1982, 192 p. (in Russ.)]
9. Донец М. М., Цыганков В. Ю. Современные уровни загрязняющих веществ в промысловых объектах дальневосточных морей России // *Вестник Дальневосточного отделения*

- Российской академии наук*. 2019. № 4. С. 90–103. [Donets M. M., Tsygankov V. Yu. Current levels of pollutants in commercial hydrobionts of the Russian Far Eastern seas. *Vestnik of Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences*, 2019, no. 4, pp. 90–103. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.25808/08697698.2019.206.4.010>
10. Зеленихина Г. С., Ельников А. Н., Точилина Т. Г. Покатная миграция сеголетков горбуши и кеты в р. Рейдовой о. Итуруп (южные Курильские острова) в весенне-летний период 2014 г. // *Труды ВНИРО*. 2015. Т. 158. С. 6–15. [Zelenikhina G. S., Elnikov A. N., Tochilina T. G. The downstream migration of juvenile pink and chum salmon in Reydovaya River Iturup Island (South Kuril Islands) in spring–summer season of 2014. *Trudy VNIRO*, 2015, vol. 158, pp. 6–15. (in Russ.)]
 11. Исаков А. Я., Касперович Е. В. О загрязнении нефтепродуктами Охотского моря // *Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета*. 2007. № 26. С. 1–6. [Isakov A. Ya., Kasperovich E. V. O zagryaznenii nefteproduktami Okhotskogo morya. *Polythematic Online Scientific Journal of Kuban State Agrarian University*, 2007, no. 26, pp. 1–6. (in Russ.)]
 12. Ковековдова Л. Т., Кикү Д. П., Касьяненко И. С. Мониторинг водной среды и безопасности промысловых объектов в Дальневосточном рыбохозяйственном бассейне (токсичные элементы) // *Морские биологические исследования: достижения и перспективы* : в 3 томах : 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. 3. С. 111–114. [Kovekovdova L. T., Kiku D. P., Kasyanenko I. S. Monitoring of water environment and food safety of commercial objects in the Far East fishery basin (toxic elements). In: *Morskie biologicheskie issledovaniya: dostizheniya i perspektivy* : v 3 tomakh : 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. 3, pp. 111–114. (in Russ.)]
 13. Ковековдова Л. Т., Симоконь М. В., Кикү Д. П. Микроэлементный состав промысловых рыб дальневосточных морей // *Проблемы региональной экологии*. 2013. № 2. С. 72–75. [Kovekovdova L. T., Simokon M. V., Kiku D. P. Microelemental composition of Far Eastern commercial fishes. *Regional Environmental Issues*, 2013, no. 2, pp. 72–75. (in Russ.)]
 14. Ковековдова Л. Т., Иваненко Н. В., Симоконь М. В. Особенности распределения As в компонентах морских прибрежных экосистем Приморья // *Исследовано в России*. 2002. Т. 5. С. 1437–1445. [Kovekovdova L. T., Ivanenko N. V., Simokon M. V. Osobennosti raspredeleniya As v komponentakh morskikh pribrezhnykh ekosistem Primor'ya. *Issledovano v Rossii*, 2002, vol. 5, pp. 1437–1445. (in Russ.)]
 15. Ковековдова Л. Т., Симоконь М. В. Оценка содержания металлов и мышьяка в донных отложениях и рыбах из рек бассейна залива Петра Великого (Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2010. Т. 160. С. 223–235. [Kovekovdova L. T., Simokon M. V. Assessment of metals and arsenic content in bottom sediments and fish tissues from the rivers and estuaries of Peter the Great Bay (Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2010, vol. 160, pp. 223–235. (in Russ.)]
 16. Ковековдова Л. Т., Симоконь М. В. Тенденции изменения химико-экологической ситуации в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // *Известия ТИНРО*. 2004. Т. 137. С. 310–320. [Kovekovdova L. T., Simokon M. V. Tendencies in change of chemoeological situation in the coastal area of Primorye. Toxic elements in bottom sediments and aquatic organisms. *Izvestiya TINRO*, 2004, vol. 137, pp. 310–320. (in Russ.)]
 17. Лебедев Л. Е., Полякова Н. В. Содержание тяжёлых металлов в тканях и органах тёмной камбалы *Pseudopleuronectes obscurus* (Herzenstein, 1890) (Pleuronectidae) залива Петра Великого Японского моря // *Научные труды Дальрыбвтуза*. 2019. Т. 49, № 3. С. 70–77. [Lebedev L. E., Polyakova N. V. Heavy metals content of tissues and members of black plaice *Pseudopleuronectes obscurus* (Herzenstein, 1890) (Pleuronectidae) of Peter the Great Bay, Sea of Japan. *Scientific Journal of the Far East State Technical Fisheries University*, 2019, vol. 49, no. 3, pp. 70–77. (in Russ.)]

18. Макаров В. Н. Мышьак в биосфере Якутии // *Наука и техника в Якутии*. 2012. № 1 (22). С. 41–46. [Makarov V. N. Mysh'yak v biosfere Yakutii. *Nauka i tekhnika v Yakutii*, 2012, no. 1 (22), pp. 41–46. (in Russ.)]
19. Матвеев А. А., Терентьев Д. А. Промысел, многолетняя динамика биомассы, распределение и размерный состав массовых видов рогатковых Cottidae у западного побережья Камчатки // *Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана*. 2016. Вып. 41. С. 17–42. [Matveev A. A., Terentiev D. A. Fishery, long-term dynamics of biomass, distribution and length composition of mass species of Cottidae on the west coast of Kamchatka. *Researches of Aquatic Biological Resources of Kamchatka and of the Northwest Part of Pacific Ocean*, 2016, iss. 41, pp. 17–42. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.15853/2072-8212.2016.41.17-42>
20. Напазаков В. В., Чучукало В. И., Кузнецова Н. А., Радченко В. И., Слабинский А. М., Надточий В. А. Питание и некоторые черты экологии тресковых рыб западной части Берингова моря в летне-осенний период // *Известия ТИНРО*. 2001. Т. 128-3. С. 907–928. [Napazakov V. V., Chuchukalo V. I., Kuznetsova N. A., Radchenko V. I., Slabinsky A. M., Nadtochy V. A. Feeding and some features of ecology of Gadidae fish in the western part of Bering Sea in the summer–autumn season. *Izvestiya TINRO*, 2001, vol. 128-3, pp. 907–928. (in Russ.)]
21. Науменко Н. И. Дальневосточная сельдь: взгляд в XXI век (обзор литературы, краткая история исследований и промысла) // *Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана*. 2007. Вып. 9. С. 185–190. [Naumenko N. I. Far Eastern herring by eyes turned to XXI century (literature review, short excursion to the history of fishing and researches). *Researches of Aquatic Biological Resources of Kamchatka and of the Northwest Part of Pacific Ocean*, 2007, iss. 9, pp. 185–190. (in Russ.)]
22. Орлов А. М., Афанасьев П. К. Отолиометрия как инструмент анализа популяционной структуры тихоокеанской трески *Gadus macrocephalus* (Gadidae, Teleostei) // *Амурский зоологический журнал*. 2013. Т. 5, № 3. С. 327–331. [Orlov A. M., Afanasiev P. K. Otolithometry as possible tool of the analysis of Pacific cod *Gadus macrocephalus* (Gadidae, Teleostei) population structure. *Amurian Zoological Journal*, 2013, vol. 5, no. 3, pp. 327–331. (in Russ.)]
23. Павлова С. А., Павлов И. Е., Шукшина Т. Г. Дальневосточный бассейн – политически важный регион промысла // *Инновационная наука*. 2020. № 6. С. 179–182. [Pavlova S. A., Pavlov I. E., Shukshina T. G. East Basin – politically important fishing area. *Innovation Science*, 2020, no. 6, pp. 179–182. (in Russ.)]
24. Петухов С. А., Морозов Н. П. К вопросу о «видовых» различиях микроэлементного состава рыб // *Вопросы ихтиологии*. 1983. Т. 23, № 5. С. 870–872. [Petukhov S. A., Morozov N. P. A contribution to the study of “species” differences in the trace element composition of fishes. *Voprosy ikhtiologii*, 1983, vol. 23, no. 5, pp. 870–872. (in Russ.)]
25. Поддубный А. В. *Экологические проблемы и устойчивое развитие регионов* : учебное пособие. Владивосток : ТИДОТ ДВГУ, 2002. 143 с. [Poddubny A. V. *Ekologicheskie problemy i ustoychivoe razvitie regionov* : учебное posobie. Vladivostok : TIDOT DVGU, 2002, 143 p. (in Russ.)]
26. СанПиН 2.3.2.1078-01. *Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов*. Москва : Госкомсанэпиднадзор РФ, 2002. 156 с. [SanPiN 2.3.2.1078-01. *Gigienicheskie trebovaniya bezopasnosti i pishchevoi tsennosti pishchevykh produktov*. Moscow : Goskomsanepidnadzor RF, 2002, 156 p. (in Russ.)]
27. Солодухина М. А. Мышьак в растениях природных и антропогенных ландшафтов Шерловогорского рудного района Забайкальского края // *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2014. № 11-3. С. 377–382. [Soloduhina M. A. Arsenic in plants of natural and anthropogenic landscapes of Sherlovogorsky ore district of the Zabaikalsky Krai. *Mezhdunarodnyi zhurnal prikladnykh i fundamental'nykh issledovaniy*, 2014, no. 11-3, pp. 377–382. (in Russ.)]
28. Стеблевская Н. И., Полякова Н. В., Жадко Е. А., Чусовитина С. В. Микроэлементный состав тканей некоторых видов гидробионтов залива Петра Великого (бухта Северная) // *Вестник Дальневосточного отделения*

- Российской академии наук*. 2013. № 5 (171). С. 127–132. [Steblevskaya N. I., Polyakova N. V., Zhad'ko E. A., Chusovitina S. V. Microelement composition of tissues of some species of aquatic organisms of Peter the Great Bay (Northern Bay). *Vestnik of the Far East Branch of the Russian Academy of Sciences*, 2013, no. 5 (171), pp. 127–132. (in Russ.)]
29. Стеблевская Н. И., Чусовитина С. В., Полякова Н. В., Жадько Е. А. Изучение элементного состава тканей и органов некоторых видов промысловых рыб бухты Северная залива Петра Великого (Японское море) // *Вопросы рыболовства*. 2016. Т. 17, № 1. С. 96–102. [Steblevskaya N. I., Tchusovitina S. V., Polyakova N. V., Zhad'ko E. A. The study of microelement composition of tissues and organs of some commercial fish from the gulf of Peter the Great (Sea of Japan). *Problems of Fisheries*, 2016, vol. 17, no. 1, pp. 96–102. (in Russ.)]
30. ТР ТС 021/2011. *Технический регламент Таможенного союза о безопасности пищевой продукции*. Москва : Госстандарт России, 2011. 242 с. [TR TS 021/2011. *Tekhnicheskii reglament Tamozhennogo soyuza o bezopasnosti pishchevoi produktsii*. Moscow : Gosstandart Rossii, 2011, 242 p. (in Russ.)]
31. Христофорова Н. К. *Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжёлыми металлами*. Ленинград : Наука, 1989. 192 с. [Khristoforova N. K. *Bioindikatsiya i monitoring zagryazneniya morskikh vod tyazhelymi metallami*. Leningrad : Nauka, 1989, 192 p. (in Russ.)]
32. Христофорова Н. К., Кобзарь А. Д. Бурые водоросли-макрофиты как аккумулирующие организмы-индикаторы загрязнения морских вод тяжёлыми металлами // *Загрязнение морской среды: экологический мониторинг, биоиндикация, нормирование* : сборник статей Всероссийской научной конференции с международным участием, посвящённой 125-летию профессора В. А. Водяницкого, Севастополь, 28 мая – 1 июня, 2018 г. Севастополь : Колорит, 2018. С. 279–285. [Khristoforova N. K., Kobzar A. D. Brown algae as accumulating indicators of sea water pollution by heavy metals. In: *Pollution of Marine Environment: Ecological Monitoring, Bioassay, Standardization* : collection of the papers of the Russian scientific conference with international participation devoted to 125th anniversary of prof. V. A. Vodyanitsky, Sevastopol, May 28 – June 1, 2018. Sevastopol : Kolorit, 2018, pp. 279–285. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-60-400-20-8-7>
33. Христофорова Н. К., Кобзарь А. Д. Оценка экологического состояния залива Посыета (Японское море) по содержанию тяжёлых металлов в бурых водорослях-макрофитах // *Самарский научный вестник*. 2017. Т. 6, № 2 (19). С. 91–95. [Khristoforova N. K., Kobzar A. D. Assessment of ecological state of the Posyet Bay (the Sea of Japan) by heavy metals content in brown algae. *Samara Journal of Science*, 2017, vol. 6, no. 2 (19), pp. 91–95. (in Russ.)]
34. Христофорова Н. К., Литвиненко А. В., Цыганков В. Ю., Ковальчук М. В. Некоторые особенности микроэлементного состава горбуши (*Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum, 1792) и сима (*Oncorhynchus masou* Brevoort, 1856) из Сахалино-Курильского региона // *Балтийский морской форум* : материалы VII Междунар. Балтийского мор. форума. В 6 томах. Т. 3. Водные биоресурсы, аквакультура и экология водоёмов : материалы VII Междунар. науч. конф. Калининград : Изд-во БГАРФ, 2019а. С. 173–178. [Khristoforova N. K., Litvinenko A. V., Tsygankov V. Yu., Kovalchuk M. V. Some of the features of the microelement composition of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum, 1792 and masu *Oncorhynchus masou* Brevoort, 1856 from the Sakhalin–Kuril region. In: *Baltiiskii morskoi forum* : materialy VII Mezhdunar. Baltiiskogo mor. foruma. In 6 vols. Vol. 3. Vodnye bioresursy, akvakul'tura i ekologiya vodoemov : materialy VII Mezhdunar. nauch. konf. Kaliningrad : Izd-vo BGARF, 2019a, pp. 173–178. (in Russ.)]
35. Чемагин А. А., Волосников Г. И., Кыров Д. Н., Либерман Е. Л. Тяжёлые металлы Hg, Cd, Pb в организме стерляди (*Acipenser ruthenus* L.), Нижний Иртыш // *Вестник Мурманского государственного технического университета*. 2019. Т. 22, № 2. С. 225–233. [Chemagin A. A., Volosnikov G. I., Kyrov D. N., Liberman E. L. Heavy metals Hg, Cd, and Pb in the body of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.), the Lower Irtysh River. *Vestnik Murmanskogo gosudarstvennogo tekhnicheskogo universiteta*, 2019, vol. 22, no. 2, pp. 225–233. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2019-22-2-225-233>

36. Чусовитина С. В., Стеблевская Н. И., Полякова Н. В., Жадько Е. А. Распределение микроэлементов в органах и тканях трёх видов камбал залива Петра Великого (Японское море) // *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2020. № 6 (214). С. 70–77. [Chusovitina S. V., Steblevskaya N. I., Polyakova N. V., Zhad'ko E. A. Distribution of trace elements in organs and tissues of three species of flounder from the Peter the Great Gulf (the Sea of Japan). *Vestnik of the Far East Branch of the Russian Academy of Sciences*, 2020, no. 6 (214), pp. 70–77. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.37102/08697698.2020.214.6.008>
37. Шлямин Б. А. *Берингово море*. Москва : Географгиз, 1958. 96 с. [Shlyamin B. A. *Beringovo more*. Moscow : Geografiz, 1958, 96 p. (in Russ.)]
38. Шунтов В. П. *Биология дальневосточных морей России*. Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. Т. 1. 580 с. [Shuntov V. P. *Biologiya dal'nevostochnykh morei Rossii*. Vladivostok : TINRO-tsentr, 2001, vol. 1, 580 p. (in Russ.)]
39. Astakhov A. S., Ivanov M. V., Li B. Ya. Hydrochemical and atmochemical mercury dispersion zones over hydrothermal vents of the submarine Piip Volcano in the Bering Sea. *Oceanology*, 2011, vol. 51, no. 5, pp. 826–835. <https://doi.org/10.1134/S0001437011050031>
40. Burger J., Gochfeld M., Shukla T., Jeitner Ch., Burke S., Donio M., Shukla Sh., Snigaroff R., Snigaroff D., Stamm T., Volz C. Heavy metals in Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) from the Aleutians: Location, age, size, and risk. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 2007, vol. 70, iss. 22, pp. 1897–1911. <https://doi.org/10.1080/15287390701551159>
41. Datsky A. V., Maznikova O. A. Biological features of common fish species in Olyutorsky–Navarin region and the adjacent areas of the Bering Sea: 3. Righteye flounders (Pleuronectidae). *Journal of Ichthyology*, 2017, vol. 57, no. 2, pp. 228–256. <https://doi.org/10.1134/S0032945217020060>
42. Dökmeci A. H., Yıldız T., Ongen A., Sivri N. Heavy metal concentration in deepwater rose shrimp species (*Parapenaeus longirostris* Lucas, 1846) collected from the Marmara Sea Coast in Tekirdağ. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, vol. 186, iss. 4, pp. 2449–2454. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3551-2>
43. Duffus J. H. “Heavy metals” a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 2002, vol. 74, no. 5, pp. 793–807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
44. Hassan Z., Aarts M. G. Opportunities and feasibility for biotechnological improvement of Zn, Cd or Ni tolerance and accumulation in plants. *Environmental and Experimental Botany*, 2011, vol. 72, iss. 1, pp. 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.04.003>
45. Hwang D. W., Shim K., Lee C. I. Concentrations and risk assessment of heavy metals in tissues of walleye pollock (*Gadus chalcogrammus*) captured from the northeastern coast of Korea. *Journal of Food Protection*, 2019, vol. 82, iss. 5, pp. 903–909. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-18-379>
46. Khristoforova N. K., Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N. Concentrations of trace elements in Pacific and Atlantic salmon. *Oceanology*, 2015a, vol. 55, iss. 5, pp. 679–685. <https://doi.org/10.1134/S0001437015050057>
47. Khristoforova N. K., Litvinenko A. V., Tsygankov V. Yu., Kovalchuk M. V., Erofeeva N. I. The trace-element content in the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum, 1792) from the Sakhalin–Kuril region. *Russian Journal of Marine Biology*, 2019b, vol. 45, iss. 3, pp. 221–227. <https://doi.org/10.1134/S1063074019030064>
48. Khristoforova N. K., Tsygankov V. Yu., Boyarova M. D., Lukyanova O. N. Heavy metal contents in the pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* Walbaum, 1792 from Kuril oceanic waters during anadromous migration. *Russian Journal of Marine Biology*, 2015b, vol. 41, iss. 6, pp. 479–484. <https://doi.org/10.1134/S1063074015060085>
49. Khristoforova N. K., Tsygankov V. Yu., Lukyanova O. N., Boyarova M. D. The Kuril Islands as a potential region for aquaculture: Trace elements in chum salmon. *Environmental Pollution*, 2016, vol. 213, pp. 727–731. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.027>
50. Langston W. J. Toxic effects of metals and the incidence of metal pollution in marine ecosystems. In: *Heavy Metals in the Marine Environment* / R. W. Furness, Ph. S. Rainbow (Eds). Boca Raton : CRC Press, 1990, chap. 7, pp. 101–122. <https://doi.org/10.1201/9781351073158>

51. Li Ch., Zhou K., Qin W., Tian Ch., Qi M., Yan X., Han W. A review on heavy metals contamination in soil: Effects, sources, and remediation techniques. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 2019, vol. 28, iss. 4, pp. 380–394. <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1592108>
52. *Public Health Assessment / Federal Facilities Assessment Branch ; Division of Health Assessment and Consultation ; Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Adak, Alaska : Naval Air Facility, 2002. URL: https://www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/adak/ada_toc.html [accessed: 01.04.2021].*

HEAVY METALS AND ARSENIC IN COMMERCIAL FISH OF THE SEA OF JAPAN, SEA OF OKHOTSK, AND BERING SEA: CURRENT STATUS (LITERATURE REVIEW)

M. K. Gamov¹, A. E. Ivanova², E. K. Mironova¹, and V. Yu. Tsygankov¹

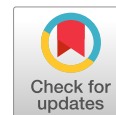
¹Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russian Federation

²Pacific branch of “VNIRO” (“TINRO”), Vladivostok, Russian Federation

E-mail: gamovmota123456@gmail.com

The paper summarizes literature data on the concentrations of toxic elements – As, Pb, Cd, and Hg – in commercial fish of the Far Eastern seas – the Sea of Japan, Sea of Okhotsk, and Bering Sea. According to the analysis carried out, main commercial facilities and fishery basins meet the sanitary and hygienic standards. However, the existence of impact natural areas in fish ranges and on the routes of their migration contributes to an increase in concentrations of toxic elements in fishery objects. In some cases, the values exceed the maximum permissible levels. In this regard, it is necessary to continue monitoring of toxic microelements in commercial facilities and fishery basins of the Far Eastern seas.

Keywords: heavy metals, toxic elements, Far Eastern seas



ДИНАМИКА РОСТА БЕНТОСНОЙ ДИАТОМОВОЙ ВОДОРОСЛИ *ARDISSONEA CRYSTALLINA* (С. AGARDH) GRUNOW, 1880 (BACILLARIOPHYTA) ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ ИОНОВ МЕДИ

© 2022 г. Е. Л. Неврова, А. Н. Петров

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

Поступила в редакцию 23.10.2020; после доработки 11.02.2021;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

Увеличение антропогенной нагрузки на прибрежные экосистемы Чёрного моря определяет необходимость постоянной оценки состояния сообществ планктона и бентоса. В качестве тест-объектов традиционно используют планктонные диатомовые микроводоросли, вносящие до 20–25 % глобальной первичной продукции, между тем как вклад микрофитобентоса сопоставим по своей значимости. Диатомовые бентоса обладают высокой чувствительностью к влиянию техногенных поллютантов, накапливающихся в донных отложениях. Изменение физиологических параметров бентосных Bacillariophyta объективно отражает воздействие различных токсикантов, что позволяет применять их как тест-объекты при опосредованной оценке качества морской среды. Целью работы было изучить динамику численности клеток клоновой культуры нового для практики биотестирования вида морской микроводоросли *Ardissonaea crystallina* (С. Agardh) Grunow, 1880 (Bacillariophyta) при воздействии разных концентраций $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ в течение 10 суток. Данный вид микроводорослей характеризуется широкой встречаемостью в сублиторали Чёрного моря и высокой чувствительностью к различным техногенным поллютантам, включая тяжёлые металлы. Показано, что при концентрациях токсиканта от 32 до 128 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ (в пересчёте на ионы Cu^{2+}) динамика роста *A. crystallina* в целом соответствует кривой отклика тест-объекта в токсикологическом эксперименте. Выявлено снижение интенсивности прироста культуры и возрастание концентраций токсиканта в экспериментальной среде. При концентрациях ионов меди в диапазоне от 256 до 320 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ доля живых клеток в культуре монотонно уменьшается от 62–66 % (1-е сутки) до 34–37 % (10-е сутки); показатели прироста численности клеток в культуре демонстрируют отрицательную динамику в течение опыта — от $-0,01$ (на 2-е сутки) до $-0,34$ (на 10-е сутки). При концентрациях в культуральной среде ионов Cu^{2+} 384 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ и выше происходило резкое угнетение и последующее отмирание клеток *A. crystallina*, а для 448–1024 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ отмирание 100 % клеток отмечено уже на 3-и сутки эксперимента. Статистическое сравнение вариативности доли живых клеток *A. crystallina* и показателей удельного прироста их численности для контроля и концентраций ионов меди 64–128 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ продемонстрировало, что только на 10-е сутки различия между средними значениями параметров достоверны ($P = 0,002 \dots 0,020$). Изменение общей численности и доли живых клеток в культуре при 256 $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ достоверно отличается ($P = 0,002 \dots 0,014$) от такового как при меньших, так и при более высоких концентрациях, что позволяет рассматривать этот уровень токсиканта как критический для обитания данного вида диатомовой водоросли: его превышение приводит к резкому усилению процесса отмирания клеток. С учётом полученных результатов вид *A. crystallina* может быть рекомендован для широкого использования в качестве тест-объекта в токсикологических экспериментах, а также при экологическом мониторинге и опосредованной оценке состояния прибрежных морских акваторий, подверженных техногенному загрязнению.

Ключевые слова: токсикологический эксперимент, ионы меди, клоновая культура, численность клеток, бентосные диатомовые водоросли, Чёрное море

Усиление антропогенной нагрузки на экосистему Чёрного моря, особенно проявляющееся в прибрежных акваториях, в том числе у берегов Крыма, определяет необходимость регулярной оценки состояния сообществ планктона и бентоса. В качестве одного из объектов для биотестирования и биоиндикации традиционно применяют планктонные микроводоросли, что объяснимо относительной простотой их культивирования и учёта в ходе экспериментов (Гелашвили и др., 2015 ; Неврова, 2015 ; Спиркина и др., 2014 ; Эколого-токсикологические аспекты, 1985). Следует отметить, что вклад микрофитобентоса (в который до 99 % численности и биомассы вносят представители отдела Bacillariophyta) в первичную продукцию морей и океанов сопоставим с таковым сообщества фитопланктона, определяющего 20–25 % глобальной продукции (Diatoms: Fundamentals and Applications, 2019 ; Kumar et al., 2015 ; The Diatom World, 2011). Наряду с высокой скоростью размножения, диатомовые бентоса характеризуются приуроченностью к определённым микробиотопам и чувствительностью к влиянию неблагоприятных экологических факторов (Маркина, 2009 ; Неврова и др., 2015 ; Романова и др., 2017). В связи с этим изменение физиологических параметров донных диатомовых (рост клеток, размножение, количественное развитие популяций) с большей объективностью (по сравнению с планктонными видами) отражает воздействие различных поллютантов, что позволяет использовать диатомовые бентоса как удобные тест-объекты при опосредованной оценке качества морской среды (Гелашвили и др., 2015 ; Маркина, 2009 ; Маркина и Айздайчер, 2007, 2011, 2019 ; Романова и др., 2017 ; Anantharaj et al., 2011 ; Florence & Stauber, 1986 ; Markina & Aizdaicher, 2006 ; Rijstenbil & Gerringa, 2002 ; The Diatom World, 2011 ; Yan et al., 2014).

Научно-методические подходы к использованию бентосных диатомовых для мониторинга прибрежных морских акваторий разработаны пока недостаточно (Anantharaj et al., 2011 ; Leung et al., 2017 ; Nagajoti et al., 2010) из-за сложностей их клонирования, культивирования и количественного учёта в эксперименте (Неврова и др., 2015 ; Петров и Неврова, 2020 ; Романова и др., 2017). Исследователи не только получают новые данные о диапазонах толерантности разных видов морских диатомовых при воздействии различных токсикантов (медь в ионной форме, СПАВы, пестициды и пр.) (Айздайчер и Реунова, 2002 ; Маркина, 2009 ; Маркина и Айздайчер, 2007), но и отрабатывают методические вопросы. К их числу относятся изучение особенностей содержания клоновых культур, определение критериев учёта живых клеток при визуальной оценке морфологических изменений и при фотофиксации, оценка прироста численности популяции, соотношение живых и мёртвых клеток тест-объектов при разных концентрациях токсиканта в культуральной среде, анализ абсорбции тяжёлых металлов клетками и др. (Спиркина и др., 2014 ; Ahalya et al., 2003 ; Anantharaj et al., 2011 ; Leung et al., 2017). Важным является и расширение знания о биологии развития различных таксонов Bacillariophyta.

Сульфат меди выбран как модельный токсикант для экспериментов по причине значимости соединений меди как в биогеохимическом цикле, так и в метаболизме гидробионтов. Медь является эссенциальным микроэлементом и играет важную роль в физиологических процессах, таких как азотный обмен, антиоксидантная защита (Cu/Zn-супероксиддисмутаза), перенос электронов в дыхательной цепи митохондрий эукариот (цитохром-с-оксидаза) и др. (Гелашвили и др., 2015 ; Miazek et al., 2015 ; Smolyakov et al., 2010). Соединения меди массово встречаются в земной коре, образуя около 250 минералов, и являются наиболее распространённым техногенным поллютантом в водной среде и донных отложениях (Гелашвили и др., 2015 ; Smolyakov et al., 2010), в том числе в прибрежных акваториях Чёрного моря (Неврова и др., 2015). Ионы меди относятся к наиболее экологически опасным веществам (наряду с ионами ртути) и в повышенных концентрациях становятся остротоксичными для большинства морских и пресноводных гидробионтов (Гелашвили и др., 2015 ; Эколого-токсикологические аспекты, 1985).

При проведении токсикологических экспериментов по воздействию Cu^{2+} в составе CuSO_4 на низшие водные растения и планктонные формы Bacillariophyta отмечено ингибирование их роста при концентрации соединений меди порядка $0,1 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Гелашвили и др., 2015). Результаты оценки воздействия сульфата меди в различной концентрации на клетки планктонных форм *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann et Lewin, 1964, *Ditylum brightwellii* (West) Grunow ex Van Heurck emend. Dzhaferova, 1984, *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, 1897 и *Thalassiosira oceanica* Hasle, 1983 (Маркина и Айздайчер, 2011, 2019; Ahalya et al., 2003; Cid et al., 1995; Florence & Stauber, 1986; Kim & Price, 2017; Markina & Aizdaicher, 2006; Rijstenbil & Gerringa, 2002; Yan et al., 2014) позволяют предположить выраженную видоспецифичность пороговой резистентности диатомовых водорослей к ионам меди.

Отметим, что принятые значения ПДК меди для морских вод составляют $5 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, притом что содержание меди в прибрежной зоне морских акваторий может достигать $50\text{--}100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Маркина и Айздайчер, 2019). По нашему мнению, экологически более значимым для бентосных диатомовых является содержание меди не в толще воды, а в донных отложениях, поскольку в них аккумулируются поллютанты, а клетки микроводорослей обитают на поверхности частиц субстрата в свободноживущей либо прикрепленной форме. Известно, что в илистых грунтах прибрежных черноморских акваторий содержание меди может составлять от $0,4$ до $11,2 \text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ (Овсяный и др., 2003), а в техногенно загрязнённых бухтах — до 20 и даже $37 \text{ мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухого осадка (Петров и Неврова, 2003; Петров и др., 2005; Burgess et al., 2009). Установлено также, что ионы меди, наряду с ионами других тяжёлых металлов, накопленными в донных осадках, относятся к факторам, которые оказывают значимое воздействие на структуру таксоценоза и пространственное распределение донных диатомовых на рыхлых грунтах в акваториях, подвергнутых значительному техногенному загрязнению (Петров и Неврова, 2003, 2004; Петров и др., 2005).

Выбор *Ardissonea crystallina* (C. Agardh) Grunow, 1880 как модельного объекта для эксперимента обусловлен рядом причин. Вид характеризуется крупным размером клеток, что облегчает их учёт при фотофиксации и оценку прижизненного состояния, а также отсутствием затруднений при культивировании, высокой скоростью вегетативного размножения, прикрепленным образом жизни, способностью формировать колонии. По результатам молекулярно-генетических исследований и экспериментов по половому воспроизведению систематическое положение вида *A. crystallina*, ранее переведённого из класса Fragilariophyceae в класс Coscinodiscophyceae, а затем — в Mediophyceae, поставлено под сомнение. Предположено, что *Ardissonea* (и иные представители Toxariales) могут формировать уникальную эволюционную группу, обособленную от других пениатных диатомовых и характеризующуюся необычным способом полового размножения (Davidovich et al., 2017). В недавних исследованиях некоторые виды из рода *Ardissonea* были переведены в иные роды, в частности *Ardissonea crystallina* — в *Synedrosphenia crystallina* (C. Agardh) Lobban & Ashworth comb. nov. (род *Synedrosphenia* (H. Peragallo ex H. Peragallo et M. Peragallo, 1897–1908) Azpeitia, 1911, emend. Lobban & Ashworth) (Lobban et al., 2022). Тем не менее, принимая во внимание палочковидную форму панциря и способность к образованию прикрепленных к субстрату пучковидных колоний, а также опираясь на таксономическую систему (Round et al., 1990), мы в целях своего исследования рассматриваем данный вид именно в классе Fragilariophyceae (к каковому он и относился до недавнего времени). Отметим, что данная работа — продолжение серии экспериментов по выявлению видоспецифичной толерантности у донных диатомовых, являющихся представителями трёх разных классов Bacillariophyta, с присущими им морфологическими особенностями и с различными жизненными формами. Ранее статистически была подтверждена достоверность выборочной оценки распределения клеток представителей трёх классов, в том числе *A. crystallina*, в экспериментальном сосуде (Петров и Неврова, 2020).

Цель работы — изучить динамику прироста численности и отмирания клеток морской бентосной диатомовой водоросли *Ardissonea crystallina* в ходе 10-суточных экспериментов под воздействием широкого диапазона концентраций токсиканта (ионов меди) в культуральной среде и оценить пригодность использования данного вида в качестве нового для экотоксикологии тест-объекта.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объект исследований. Тест-объектом послужила клоновая культура бентосной диатомовой водоросли *A. crystallina* (Bacillariophyta), выделенная из фитоперифитона искусственного субстрата, который был отобран в Казачьей бухте (акватория у г. Севастополя) в ноябре 2018 г. на глубине 5 м. Для получения клоновой линии одиночную клетку изолировали с помощью микропипетки под бинокуляром МБС-10 при увеличении $\times 40$ и семикратно промыли питательной средой (Гайсина и др., 2008 ; Петров и Неврова, 2020 ; Романова и др., 2017). Вид морской, бентосный, часто встречается в прибрежных районах; клетки прикрепляются к поверхности субстрата, образуя пучковидные колонии из 4–30 особей (Петров и Неврова, 2020). Створки узколинейные, длина 410 мкм, ширина 18 мкм (см. 1–6 на рис. 1). Размеры клеток указаны на момент начала культивирования.

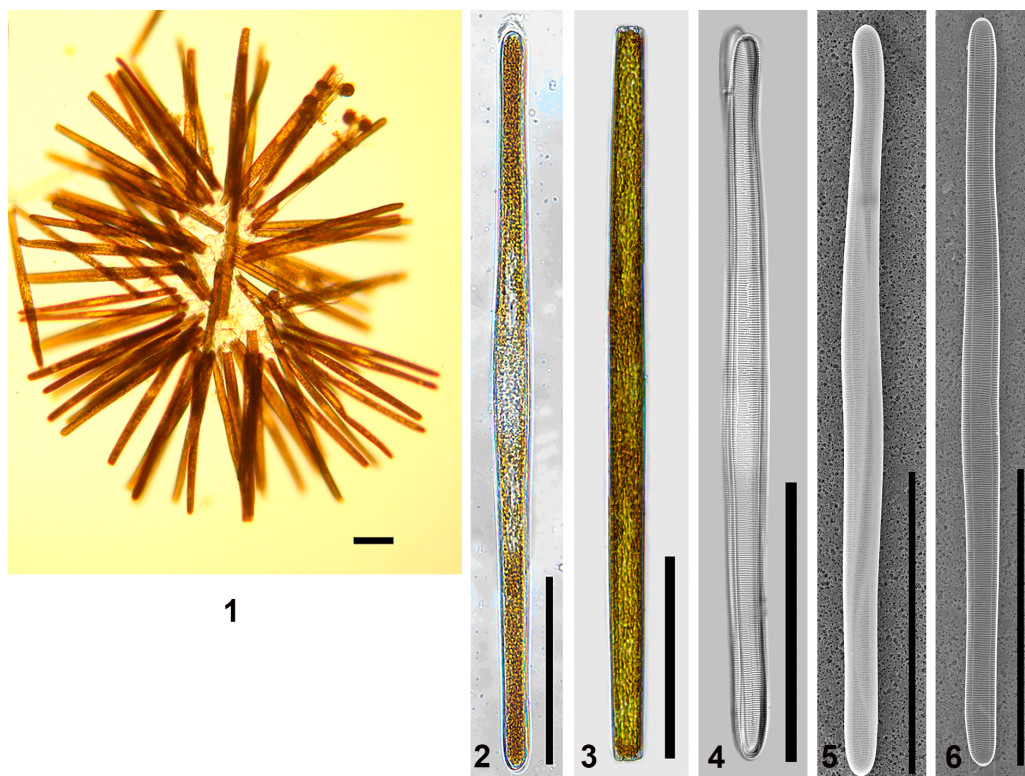


Рис. 1. Используемый в эксперименте новый тест-объект — морская бентосная диатомовая водоросль *Ardissonea crystallina*: 1 — колония живых клеток (СМ, $\times 10$, масштаб 10 мкм); 2 — живая клетка со створки (СМ, $\times 60$, масштаб 100 мкм); 3 — живая клетка с пояска (СМ, $\times 60$, масштаб 100 мкм); 4 — створка, вид снаружи (СМ, $\times 100$, масштаб 100 мкм); 5 — створка, вид снаружи (СЭМ, $\times 550$, масштаб 100 мкм); 6 — створка, вид изнутри (СЭМ, $\times 550$, масштаб 100 мкм) (СМ — световой микроскоп; СЭМ — сканирующий электронный микроскоп)

Fig. 1. Marine benthic diatom *Ardissonea crystallina* used in the experiment as a new test object: 1, colony of alive cells (LM, $\times 10$, scale bar 10 μm); 2, alive cell, valve view (LM, $\times 60$, scale bar 100 μm); 3, alive cell, band view (LM, $\times 60$, scale bar 100 μm); 4, valve external view (LM, $\times 100$, scale bar 100 μm); 5, valve external view (SEM, $\times 550$, scale bar 100 μm); 6, valve internal view (SEM, $\times 550$, scale bar 100 μm) (LM denotes light microscope; SEM, scanning electron microscope)

Содержание культуры. Клоновую линию *A. crystallina* содержали на питательной среде Гольдберг (Andersen et al., 2005), модифицированной для оптимального культивирования морских бентосных диатомовых (Петров и Неврова, 2020), при постоянной температуре (15 ± 2) °C и рассеянном естественном освещении. Морскую воду для приготовления среды отбирали в 12-мильной зоне побережья Крыма в ходе научных рейсов НИС «Профессор Водяницкий», фильтровали через фильтр 0,45 мкм и трижды пастеризовали при +75 °C; затем вносили питательные вещества в соответствии с протоколом (Петров и Неврова, 2020).

Микрофотографирование. В процессе эксперимента микрофотографирование живых клеток осуществляли с помощью светового микроскопа Carl Zeiss Axiostar Plus с объективом Achroplan $\times 10$ и камерой Canon PowerShot A640 (отдел экологии бентоса ФИЦ ИнБЮМ). Микрофотографии живых и очищенных створок для таксономического определения получали под инвертированным световым микроскопом Nikon Eclipse Ts2R с объективом Plan Fluor $\times 60$ OFN25 DIC и камерой Infinity3-6UR, под световым микроскопом Carl Zeiss Primostar Plus с объективом N-Achroplan $\times 100$ и интегрированной камерой (лаборатория биоразнообразия и функциональной геномики Мирового океана ФИЦ ИнБЮМ), а также с помощью сканирующего электронного микроскопа Hitachi SU3500. Идентификацию вида проводили в соответствии с определителями (Гусяков и др., 1992 ; Witkowski et al., 2000).

Схема эксперимента. Был приготовлен стоковый раствор с концентрацией $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, равной $40\,000 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ ($10\,240 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ в пересчёте на ионы Cu^{2+}). В экспериментах по исследованию воздействия ионов меди в каждую чашку Петри диаметром 90 мм вносили микропипеткой-дозатором определённое количество питательной среды и стокового раствора $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, а также 1 мл инокулята клоновой культуры *A. crystallina* таким образом, чтобы общий объём жидкости в каждой чашке составил 30 мл. Для получения тестовых растворов с возрастающими концентрациями ионов меди (от 32 до $1024 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$) в чашки Петри вносили различные аликвоты стокового раствора (от 0,09 до 3 мл) (табл. 1). Воздействие каждой концентрации ионов меди исследовали в трёх повторностях. Продолжительность всех экспериментов составляла 10 суток. Чашки Петри герметизировали плёнкой Parafilm® во избежание контаминации либо испарения экспериментального раствора.

Таблица 1. Схема эксперимента для исследования влияния сульфата меди ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) на рост клоновой культуры *A. crystallina*

Table 1. Design of the experimental study of copper sulfate ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) effect on the growth of *A. crystallina* clonal strain

Концентрация $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ в экспериментальном растворе, $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$	Концентрация Cu^{2+} в экспериментальном растворе, $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$	Объём вносимого в чашку стокового раствора, мл	Объём питательной среды, мл	Объём инокулята, мл
Контроль	0	0	29,00	1
125	32	0,09	28,91	1
250	64	0,19	28,81	1
500	128	0,38	28,62	1
1000	256	0,75	28,25	1
1250	320	0,94	28,06	1
1500	384	1,13	27,87	1
1750	448	1,31	27,69	1
2000	512	1,50	27,50	1
4000	1024	3,00	26,00	1

Нам неизвестны данные об использовании микроводоросли *A. crystallina* в практике биотестирования, особенностях развития культуры в течение продолжительного периода, уровнях резистентности клеток этого вида к действию меди, а также ПДК меди и других металлов для морских грунтов. Именно поэтому для выявления критических диапазонов концентрации ионов меди эксперимент проводили в два последовательных этапа. На первом этапе, помимо контроля (питательная среда Гольдберг без добавления токсиканта), проводили тестирование *A. crystallina* на воздействие двукратно возрастающих концентраций токсиканта — 32, 64, 128, 256, 512 и 1024 мкг·л⁻¹ (в пересчёте на ионы Cu²⁺).

По итогам первого этапа тестов установили, что пороговые концентрации ионов меди, при которых начинается резкое отмирание клеток данного вида в культуре, находятся в диапазоне от 256 до 512 мкг·л⁻¹. В связи с этим провели второй этап эксперимента, в ходе которого тестировали промежуточные концентрации ионов меди — 320, 384 и 448 мкг·л⁻¹. Отклик культуры на воздействие токсиканта оценивали по изменению доли живых клеток (%). Все эксперименты выполняли в трёх повторностях для каждой концентрации и периода экспозиции (через 1, 3, 5, 7 и 10 суток). Подсчёт клеток и контроль их прижизненного состояния проводили визуально по микрофотографиям. Клетку определяли как живую по форме и целостности панциря, неизменности структуры и цвета хлоропластов, разделению клеток после вегетативного деления. В случае лизиса клеточного содержимого, резкого потемнения хлоропластов, раскрытия панциря клетку определяли как мёртвую. Численность живых и мёртвых клеток в каждый период экспозиции рассчитывали по усреднённым данным, которые были получены в 12–16 случайных полях зрения, сфотографированных в экспериментальных чашках Петри с площадью дна около 5700 мм². Помимо доли живых клеток, для всех тестируемых концентраций ионов меди оценивали также скорость прироста (отмирания) численности клеток (кл.·сут⁻¹); это один из базовых показателей, используемых в токсикологии для оценки состояния популяций микроводорослей (Маркина и Айздайчер, 2007, 2019; Спиркина и др., 2014; Филенко и др., 2006). Скорость прироста численности клеток в культуре оценивали по числу клеточных делений (ν) в сутки и рассчитывали по формуле (Шлегель, 1987):

$$\nu = \frac{\ln N_{(t+\Delta t)} - \ln N_t}{\Delta t \times \ln 2}, \quad (1)$$

где N_t — средняя численность клеток в культуре в момент времени t (1-е сутки эксперимента);

$N_{(t+\Delta t)}$ — средняя численность клеток в культуре в момент времени $t + \Delta t$ (3, 5, 7 и 10-е сутки);

Δt — период экспозиции (сутки).

Статистическая обработка данных. Статистическая обработка результатов экспериментов проведена с применением стандартных алгоритмов вариационного параметрического и рангового анализов, входящих в пакет статистических программ SigmaPlot 11.5 (2021).

Сравнение дисперсий трёх независимых повторностей для каждой концентрации токсиканта проведено для уровня значимости $P = 0,05$ по критерию Фишера (ANOVA). Сравнение достоверности различий средних значений численности и доли живых клеток, а также скорости прироста клеток при различных периодах экспозиции выполнено на основе t -критерия Стьюдента (в случае нормальности распределения вариантов и равенства дисперсий). Для сравнения независимых выборок, в которых распределение вариантов отличалось от нормального, применены непараметрические критерии Манна — Уитни (Mann–Whitney U test), Холма — Шидака (Holm–Šidák test) (для равных по объёму выборок) и Данна (Dunn's test) (при сравнении разноразмерных выборок) (SigmaPlot NG, 2021). Средние значения параметров и стандартные ошибки выборки (SE) представлены на рис. 2 и в табл. 2 и 3.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выявлено, что при концентрациях меди в экспериментальных чашках от 32 до 128 мкг·л⁻¹ (в пересчёте на ионы Cu²⁺) изменение доли живых клеток и прирост численности *A. crystallina* в целом соответствуют кривой отклика тест-объекта в токсикологическом опыте (Гелашвили и др., 2015). В течение 1-х суток в чашках с различными концентрациями ионов Cu²⁺ не было статистически достоверных отличий ($P = 0,30...0,39$) между средними значениями параметра (доля живых клеток в 12–16 полях зрения составила 56–60 %). По прошествии 1-х суток эксперимента для концентраций ионов меди 32–128 мкг·л⁻¹ наблюдали короткий период адаптации клеток (для контроля и при минимальной концентрации Cu²⁺, 32 мкг·л⁻¹) либо отсутствие лаг-фазы. В период с 3-х по 7-е сутки выявлены рост значений параметра и выход на плато; с 7-х по 10-е сутки опыта отмечено снижение значений (рис. 2, табл. 2). В период с 3-х по 7-е сутки (по средним значениям из выборочных полей зрения) не выявлено статистически достоверного влияния ($P = 0,18...0,93$) разных концентраций токсиканта на показатели прироста численности и доли живых клеток тест-объекта. Достоверное снижение ($P = 0,002...0,020$) значений тест-параметров отмечено в период с 7-х по 10-е сутки опыта, что напрямую может быть вызвано негативным влиянием высоких концентраций токсиканта в экспериментальной среде.

При концентрациях в экспериментальных чашках ионов меди 256 мкг·л⁻¹ и выше доля живых клеток в культуре на всех этапах эксперимента, начиная с 3-х суток, была достоверно ниже ($P = 0,002...0,014$), чем при концентрациях Cu²⁺ в диапазоне 32–128 мкг·л⁻¹. При 256–320 мкг·л⁻¹ доля живых клеток монотонно снижалась от 47–49 % (на 3-и сутки) до 34–37 % (на 10-е сутки), без выраженных перегибов в модельной кривой отклика. Установленную в ходе экспериментов критическую концентрацию токсиканта (256 мкг·л⁻¹ в пересчёте на ионы Cu²⁺) можно рассматривать в качестве пороговой: при её достижении происходит статистически достоверное угнетение ростовой активности и физиологического состояния клоновой тест-культуры.

При концентрациях ионов меди 384 мкг·л⁻¹ и выше отмечено резкое угнетение клоновой культуры в экспериментальных чашках уже с 1-х суток опыта. На 5-е сутки доля живых клеток в культуре снижалась до 0 %. Для концентраций ионов меди 448–1024 мкг·л⁻¹ фактически полное отмирание клеток отмечено уже на 3-и сутки эксперимента (см. рис. 2, табл. 2).

Вариативность данных при подсчёте числа клеток в полях зрения в разные периоды эксперимента заметно различалась. Так, коэффициент вариации в выборках *A. crystallina* в течение 1-х суток с начала эксперимента составлял до 46 %, через 5 суток — 31 %, что может быть связано с неравномерностью распределения, когда наряду с одиночно расположенными клетками в полях зрения присутствуют и их агрегации, в которых клетки образуют пучковидные колонии, прикреплённые ко дну чашки в одной точке (см. 1 на рис. 1). Результаты анализа показали, что дисперсии выборок при сравнении трёх повторностей статистически не различаются: $P = 0,25...0,28$ (через сутки) и $P = 0,09...0,23$ (через пять суток). Все попарные различия по средней численности клеток *A. crystallina* между повторностями как на 1-е, так и на 5-е сутки экспозиции недостоверны ($P_{эксн} \gg 0,05$). Можно считать, что вариативность средней численности клеток в разных повторностях эксперимента не выходит за пределы статистической погрешности, что даёт основание рассматривать все повторности (случайные выборки клеток) как принадлежащие одной исходно взятой совокупности со сходным характером вариативности показателей (Петров и Неврова, 2020). Данный факт является важным аспектом для корректного сравнения различий в абсолютной численности клеток в чашках на разных стадиях эксперимента и при разных концентрациях токсиканта.

Таблица 2. Доля (%) живых клеток *A. crystallina* (среднее \pm SE) при разных концентрациях токсиканта (в пересчёте на ионы Cu^{2+}) и сроках экспозиции (объединены результаты первого и второго этапов)

Table 2. Ratio (%) of *A. crystallina* alive cells (mean \pm SE) at different toxicant concentrations (in terms of Cu^{2+} ions) and exposure time (results of the first and second stages are combined)

Концентрация Cu^{2+} , $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$	1-е сутки	3-и сутки	5-е сутки	7-е сутки	10-е сутки	<i>P</i> (7-е сутки vs. 10-е сутки)
Контроль	63 \pm 3	67 \pm 2	85 \pm 2	84 \pm 2	76 \pm 3	0,071
32	58 \pm 1	75 \pm 4	86 \pm 4	84 \pm 1	81 \pm 3	0,248
64	60 \pm 6	79 \pm 2	86 \pm 1	80 \pm 1	67 \pm 4	0,002
128	60 \pm 2	83 \pm 2	83 \pm 2	79 \pm 4	65 \pm 10	0,003
256	56 \pm 2	77 \pm 6	79 \pm 1	77 \pm 3	60 \pm 1	0,017
320	58 \pm 2	49 \pm 1	47 \pm 2	44 \pm 1	46 \pm 5	0,398
384	30 \pm 5	22 \pm 3	8 \pm 1	0,8 \pm 0,8	0,6 \pm 0,6	0,412
448	21 \pm 5	0,6 \pm 0,4	0	1,0 \pm 0,6	0,5 \pm 0,5	–
512	13 \pm 3	0,3 \pm 0,1	0	0	0	–
1024	3,6 \pm 1	0,2 \pm 0,1	0	0	0	–

Примечание: *P* — уровень значимости отсутствия различий между средними значениями параметра при сравнении доли живых клеток на 7-е и 10-е сутки эксперимента. Статистически значимые различия выделены жирным шрифтом.

Note: *P* is significance level of no differences between the mean values of the indicator when comparing the ratio of alive cells on the 7th and 10th days of the experiment. Statistically significant differences are highlighted in bold.

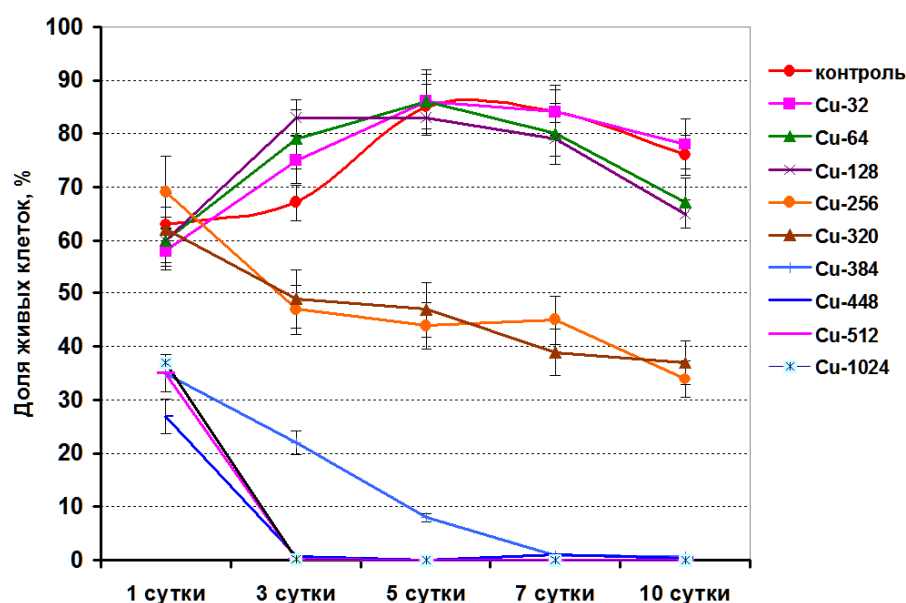


Рис. 2. Изменения доли (%) живых клеток (среднее \pm SE) в культуре *A. crystallina* в ходе эксперимента при разных концентрациях токсиканта (в пересчёте на ионы Cu^{2+})

Fig. 2. Changes in the ratio (%) of alive cells (mean \pm SE) in *A. crystallina* clonal strain during the experiment at different toxicant concentrations (in terms of Cu^{2+} ions)

Дополнительным показателем оценки токсического влияния меди на культуру *A. crystallina* послужило среднее число клеточных делений в сутки (ν). Сопоставление средних значений удельных приростов численности клеток в культуре при разных концентрациях токсиканта отражено в табл. 3. Установлено, что в первые трое суток культура характеризуется положительным приростом в диапазоне концентраций от 32 до 128 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Важно отметить, что с возрастанием концентраций ионов меди повышалась и суточная скорость прироста; наибольший удельный прирост

выявлен при $128 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. Возможно, именно при этой концентрации происходит первичная стимуляция ионами меди процессов роста и деления клеток (Филенко и др., 2006). Так, по сравнению с контролем, скорость деления клеток *A. crystallina* возросла в 18 раз (с 0,17 до 3 делений в сутки); между тем уже при $256 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ она замедлилась практически до нуля. При концентрациях токсиканта $320 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ и выше прирост численности становился отрицательным, а скорость отмирания клеток увеличивалась (см. табл. 3). Отметим, что в контроле удельная скорость прироста численности сначала возрастала (до 0,42 деления на 7-е сутки), а после снижалась (до 0,21 деления на 10-е сутки), в культуре было зарегистрировано заметное отмирание клеток. В целом прирост численности клеток наблюдался по 5-е сутки эксперимента при концентрациях токсиканта от 32 до $128 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. При более высоких концентрациях ионов меди и больших сроках экспозиции были выявлены отрицательные значения прироста численности клеток в тест-культуре.

Таблица 3. Сопоставление удельного прироста численности клеток *A. crystallina* (v , кл.·сут $^{-1}$) в разные периоды эксперимента и при разных концентрациях токсиканта (в пересчёте на ионы Cu^{2+})

Table 3. Comparison of the specific growth in *A. crystallina* cell abundance (v , cells·day $^{-1}$) at different stages of experiment and different toxicant concentrations (in terms of Cu^{2+} ions)

Концентрация ионов меди	Период			
	С 1-х по 3-и сутки	С 3-х по 5-е сутки	С 5-х по 7-е сутки	С 7-х по 10-е сутки
Контроль	0,17 ± 0,04	0,27 ± 0,07	0,42 ± 0,10	0,21 ± 0,06
32	1,15 ± 0,11	0,30 ± 0,03	0,03 ± 0,01	-0,03
64	1,60 ± 0,05	0,11 ± 0,01	-0,12	-0,13
128	3,00 ± 0,32	0,06 ± 0,01	-0,13	-0,11
256	-0,01	-0,10	-0,19	-0,04
320	-0,02	-0,11	-0,25	-0,34
384	-0,04	-0,32	-0,47	
448	-0,48	-0,50		
512	-0,49	-0,50		
1024	-0,47			

Примечание: значения положительного прироста числа клеток выделены жирным шрифтом.

Note: values of positive increase in cell abundance are highlighted in bold.

В наших экспериментах выявлена более высокая резистентность клеток бентосной диатомовой водоросли *A. crystallina* к воздействию меди, чем у планктонных микроводорослей. Так, в работе по изучению воздействия хлорида меди на выживание и размножение *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson, 1835 (Филенко и др., 2006) отмечено, что заметное снижение общей численности и доли живых клеток происходит уже при концентрации меди $10\text{--}100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на экспоненциальной фазе роста культуры (10–14-е сутки). При этом через 14 дней эксперимента доля активно размножающихся клеток не превышала 10 % уже при $1\text{--}10 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$, а остальная часть культуры находилась в покоящейся стадии, не оказывая влияние на показатели прироста численности клеток в тест-культуре. При тестировании влияния ионов меди на другую планктонную микроводоросль, *Porphyridium purpureum* (Bory) K. M. Drew & R. Ross, 1965 (Маркина и Айздайчер, 2019), показано, что при концентрациях токсиканта $50\text{--}100 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ отмечены выраженное угнетение роста популяции и снижение содержания в клетках фотосинтетических пигментов, по сравнению с контролем, уже на 4-е сутки. Установлено также, что тяжёлые металлы (медь и кадмий) подавляют рост клеток и могут вызывать нарушение клеточной мембраны, что приводит к уменьшению содержания пигментов хлорофилла бентосной диатомовой *Amphora coffeaeformis* (C. Agardh) Kützing, 1844 в диапазоне концентраций ионов меди от $0,02$ до $10 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Anantharaj et al., 2011).

Угнетение роста численности и физиологического состояния клеток *A. crystallina* и других видов микроводорослей может быть связано как с негативным воздействием ионов меди на фотосинтетический аппарат и повреждением мембран хлоропластов, которые участвуют в синтезе аминокислот и фитогормонов, влияющих на рост популяции (Kiseleva et al., 2012), так и с процессом подавления вегетативного размножения клеток (Филенко и др., 2006). Более высокая резистентность к токсическому воздействию меди у бентосной диатомовой *A. crystallina*, чем у планктонных видов, может быть обусловлена наличием толстого силифицированного одностеночного (single-wall) с псевдосептами панциря, который снабжён сложной системой ареол, обеспечивающих контакт с водной средой, но не допускающих непосредственного поступления частиц грунта внутрь клетки (Lobban et al., 2022 ; The Diatom World, 2011). Именно подобные морфологические адаптации обуславливают устойчивое развитие бентосных диатомовых на рыхлом донном субстрате, в котором уровни содержания меди значительно выше, чем в водной толще. Помимо этого, диатомовые водоросли обладают уникальной способностью к биоаккумуляции тяжёлых металлов — к их накоплению до значений в десятки тысяч раз выше, чем в окружающей среде. Повышенное содержание меди может также вызывать у диатомовых водорослей дополнительное выделение полисахаридной слизи, что служит одним из универсальных механизмов детоксикации тяжёлых металлов, включая медь (Crespo et al., 2013 ; Miazek et al., 2015). Представляется важным продолжить исследования по оценке состояния донных диатомовых с целью определения видоспецифичных пороговых концентраций токсикантов для более полного понимания характера отклика этой ключевой для бентосных морских экосистем группы одноклеточных автотрофов.

Заключение. В ходе 10-суточных токсикологических экспериментов с новым тест-объектом, морской бентосной диатомовой водорослью *Ardissonea crystallina*, проанализированы разные типы отклика на воздействие меди — изменение общей численности клеток, доли живых клеток и удельной скорости роста популяции — при концентрациях ионов меди в диапазоне от 32 до 1024 мкг·л⁻¹. Установлено, что при концентрациях Cu²⁺ от 32 до 128 мкг·л⁻¹ динамика удельного прироста численности и выживания клеток *A. crystallina* в целом соответствует сигмоидной кривой отклика тест-объекта в токсикологическом опыте: минимальный период лаг-фазы (1-е сутки эксперимента), выход на плато (с 3-х по 7-е сутки) и более или менее выраженный отрицательный удельный прирост численности клеток в культурах (с 7-х по 10-е суток). Выявлена зависимость, при которой с увеличением концентрации токсиканта происходит достоверное снижение доли живых клеток и интенсивности удельного прироста в культуральной среде. Впервые установлена критическая (пороговая) концентрация (256 мкг·л⁻¹ в пересчёте на ионы Cu²⁺), при достижении которой отмечено статистически достоверное угнетение ростовой активности и физиологического состояния клоновой тест-культуры. Эта пороговая концентрация значительно выше (в 3–10 раз), чем экспериментально полученные пороговые концентрации меди, критичные для выживания и роста некоторых видов планктонных микроводорослей. При концентрациях меди 384 мкг·л⁻¹ и выше уже с 1-х суток опыта происходило резкое угнетение и последующее отмирание клеток *A. crystallina*; на 5–7-е сутки смертность клеток достигала 100 %. При 448–1024 мкг·л⁻¹ прекращение прироста и полное отмирание клеток отмечено уже на 3-и сутки эксперимента.

Более высокая резистентность *A. crystallina* к токсическому воздействию меди, чем у планктонных видов, обусловлена, по-видимому, адаптациями, обеспечивающими устойчивое развитие бентосных диатомовых при непосредственном контакте с рыхлым донным субстратом, в котором поллютанты накапливаются в значительно бóльших концентрациях, чем в водной толще. Результаты экспериментов позволяют рекомендовать бентосную диатомовую микроводоросль *A. crystallina* в качестве нового тест-объекта для токсикологических экспериментов с тяжёлыми металлами, а также при экологическом мониторинге прибрежных морских акваторий в условиях высокого техногенного загрязнения донных биотопов.

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 121030100028-0).

Благодарность. Авторы выражают благодарность руководителю лаборатории биоразнообразия и функциональной геномики Мирового океана ФИЦ ИнБЮМ к. б. н. О. В. Кривенко за предоставленное оборудование, ведущим инженерам С. А. Трофимову и Ю. И. Литвину — за помощь при содержании клоновых культур, проведении экспериментов и обработке полученных данных, ведущему инженеру В. Н. Лишаеву — за микрофотографирование на сканирующем электронном микроскопе Hitachi SU3500.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Айздайчер Н. А., Реунова Ю. А. Влияние детергентов на рост диатомовой водоросли *Thalassiosira pseudonana* в культуре // *Биология моря*. 2002. Т. 28, № 5. С. 362–365. [Aizdaicher N. A., Reunova Yu. A. The effect of detergents on growth of the diatom *Thalassiosira pseudonana* in culture. *Biologiya morya*, 2002, vol. 28, no. 5, pp. 362–365. (in Russ.)]
2. Гайсина Л. А., Фазлутдинова А. И., Кабилов Р. Р. *Современные методы выделения и культивирования водорослей* : учебное пособие. Уфа : Изд-во БГПУ, 2008. 152 с. [Gaisina L. A., Fazlutdinova A. I., Kabirov R. R. *Sovremennye metody vydeleniya i kul'tivirovaniya vodoroslei* : uchebnoe posobie. Ufa : Izd-vo BGPU, 2008, 152 p. (in Russ.)]
3. Гелашвили Д. Б., Безель В. С., Романова Е. Б., Безруков М. Е., Силкин А. А., Нижегородцев А. А. *Принципы и методы экологической токсикологии*. Нижний Новгород : Нижегородский госуниверситет, 2015. 142 с. [Gelashvili D. B., Bezel V. S., Romanova E. B., Bezrukov M. E., Silkin A. A., Nizhegorodtsev A. A. *Printsipy i metody ekologicheskoi toksikologii*. Nizhnii Novgorod : Nizhegorodskii gosuniversitet, 2015, 742 p. (in Russ.)]
4. Гусяков Н. Е., Закордонец О. А., Герасимюк В. П. *Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Чёрного моря и прилегающих водоёмов*. Киев : Наукова думка, 1992. 115 с. [Guslyakov N. E., Zakordonets O. A., Gerasimyuk V. P. *Atlas diatomovykh vodoroslei bentosa severo-zapadnoi chasti Chernogo morya i prilegayushchikh vodoemov*. Kyiv : Naukova dumka, 1992, 115 p. (in Russ.)]
5. Маркина Ж. В. Действие детергентов и поверхностно-активных веществ на рост, физиологические и биохимические показатели одноклеточных водорослей (обзор) // *Известия ТИНРО*. 2009. Т. 156. С. 125–134. [Markina Zh. V. Influence of detergents and surface-active substances on unicellular algae growth, physiological and biochemical parameters (review). *Izvestiya TINRO*, 2009, vol. 156, pp. 125–134. (in Russ.)]
6. Маркина Ж. В., Айздайчер Н. А. Влияние детергентов на динамику численности и физиологическое состояние бентосной микроводоросли *Attheya ussurensis* (Bacillariophyta) в культуре // *Биология моря*. 2007. Т. 33, № 6. С. 432–439. [Markina Zh. V., Aizdaicher N. A. The influence of detergents on the abundance dynamics and physiological state of the benthic microalgae *Attheya ussurensis* (Bacillariophyta) in laboratory culture. *Biologiya morya*, 2007, vol. 33, no. 6, pp. 432–439. (in Russ.)]
7. Маркина Ж. В., Айздайчер Н. А. Оценка качества вод Амурского залива Японского моря на основе биотестирования с применением одноклеточной водоросли *Pheodactylum tricornerutum* Bohlin // *Сибирский экологический журнал*. 2011. Т. 18, № 1. С. 99–105. [Markina Zh. V., Aizdaicher N. A. *Phaeodactylum tricornerutum* Bohlin bioassay of water quality of Amur Bay (the Sea of Japan). *Contemporary Problems of Ecology*, 2011, vol. 4, no. 1, pp. 74–79. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S1995425511010127>
8. Маркина Ж. В., Айздайчер А. Н. Влияние меди на численность, морфологию клеток и содержание фотосинтетических пигментов микроводоросли *Porphyridium purpureum* // *Морской биологический журнал*. 2019. Т. 4, № 4. С. 34–40. [Markina Zh. V., Aizdaicher N. A. The effect of copper on the abundance, cell morphology and content of photosynthetic

- pigments in the microalga *Porphyridium purpureum*. *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2019, vol. 4, no. 4, pp. 34–40. (in Russ.]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2019.04.4.03>
9. Неврова Е. Л. *Бентосные диатомовые водоросли (Bacillariophyta) Чёрного моря: разнообразие и структура таксоценов различных биотопов* : дис. ... д-ра биол. наук. Москва, 2015. 445 с. [Nevrova E. L. *Bentosnye diatomovye vodorosli (Bacillariophyta) Chernogo morya: raznoobrazie i struktura taksotsenov razlichnykh biotopov*. [dissertation]. Moscow, 2015, 445 p. (in Russ.]. <https://dlib.rsl.ru/01005555099>
 10. Неврова Е. Л., Снигирева А. А., Петров А. Н., Ковалева Г. В. *Руководство по изучению морского микрофитобентоса и его применению для контроля качества среды / под ред. А. В. Гаевской. Севастополь ; Симферополь : Н.Орианда, 2015. 176 с. [Nevrova E. L., Snigireva A. A., Petrov A. N., Kovaleva G. V. *Guidelines From Quality Control of the Black Sea. Microphytobenthos / A. V. Gaevskaya (Ed.)*. Sevastopol ; Simferopol : N.Orianda, 2015, 176 p. (in Russ.]. <https://doi.org/10.21072/978-5-9907290-2-5>*
 11. Овсяный Е. И., Романов А. С., Игнатьева О. Г. Распределение тяжёлых металлов в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты (Чёрное море). *Морской экологический журнал*. 2003. Т. 2, № 2. С. 85–101. [Ovsyaniy E. I., Romanov A. S., Ignatieva O. G. Distribution of heavy metals in superficial layer of bottom sediments of Sevastopol Bay (the Black Sea). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2003, vol. 2, no. 2, pp. 85–101. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.org/handle/299011/710>
 12. Петров А. Н., Неврова Е. Л. Влияние антропогенного пресса на структуру таксоценов диатомовых водорослей (на примере Севастопольской бухты) // *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (Черноморский сектор) / под ред. В. Н. Еремеева, А. В. Гаевской. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. С. 288–302. [Petrov A. N., Nevrova E. L. Anthropogenic press on the diatom algae taxocene structure (Sevastopol Bay as an example). In: *Modern Condition of Biological Diversity in Near-shore Zone of Crimea (the Black Sea Sector) / V. N. Eremeev, A. V. Gaevskaya* (Eds). Sevastopol : EKOSI-Gidrofizika, 2003, pp. 288–302. (in Russ.]. <https://doi.org/10.21072/966-02-3133-4>*
 13. Петров А. Н., Неврова Е. Л. Сравнительный анализ структуры таксоценов донных диатомовых (Bacillariophyta) в районах с различным уровнем техногенного загрязнения (Чёрное море, Крым) // *Морской экологический журнал*. 2004. Т. 3, № 2. С. 72–83. [Petrov A. N., Nevrova E. L. Comparative analysis of taxocene structures of benthic diatoms (Bacillariophyta) in regions with different level of technogenic pollution (the Black Sea, Crimea). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2004, vol. 3, no. 2, pp. 72–83. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.org/handle/299011/748>
 14. Петров А. Н., Неврова Е. Л., Малахова Л. В. Многомерный анализ распределения бентосных диатомовых (Bacillariophyta) в поле градиентов абиотических факторов в Севастопольской бухте (Чёрное море, Крым) // *Морской экологический журнал*. 2005. Т. 4, № 3. С. 65–77. [Petrov A. N., Nevrova E. L., Malakhova L. V. Multivariate analysis of benthic diatoms distribution across the multidimensional space of the environmental factors gradient in Sevastopol Bay (the Black Sea, Crimea). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2005, vol. 4, no. 3, pp. 65–77. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.org/handle/299011/812>
 15. Петров А. Н., Неврова Е. Л. Оценка неоднородности распределения клеток при токсикологических экспериментах с клоновыми культурами бентосных диатомовых водорослей // *Морской биологический журнал*. 2020. Т. 5, № 2. С. 76–87. [Petrov A. N., Nevrova E. L. Estimation of cell distribution heterogeneity at toxicological experiments with clonal cultures of benthic diatoms. *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2020, vol. 5, no. 2, pp. 76–87. (in Russ.]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2020.05.2.07>
 16. Романова Д. Ю., Петров А. Н., Неврова Е. Л. Действие сульфата меди на рост и морфологию клеток клоновых культур четырёх видов бентосных диатомовых водорослей (Bacillariophyta) Чёрного моря // *Морской биологический журнал*. 2017. Т. 2, № 3. С. 53–67. [Romanova D. Yu., Petrov A. N., Nevrova E. L. Copper sulphate impact on growth and cell morphology of clonal strains of four

- benthic diatom species (Bacillariophyta) from the Black Sea. *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2017, vol. 2, no. 3, pp. 53–67. (in Russ.). <https://doi.org/10.21072/mbj.2017.02.3.05>
17. Спиркина Н. Е., Ипатова В. И., Дмитриева А. Г., Филенко О. Ф. Сравнительная динамика роста культур микроводорослей видов *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. // *Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический*. 2014. Т. 119, вып. 2. С. 64–69. [Spirkina N. E., Ipatova V. I., Dmitrieva A. G., Filenko O. F. Comparative growth of microalgae cultures of species *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. and *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. *Bulletin of Moscow Society of Naturalists. Biological Series*, 2014, vol. 119, iss. 2, pp. 64–69. (in Russ.)]
 18. Филенко О. Ф., Марушкина Е. В., Дмитриева А. Г. Оценка воздействия меди на модельную популяцию водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. методом микрокультур // *Гидробиологический журнал*. 2006. Т. 42, № 6. С. 53–61. [Filenko O. F., Marushkina E. V., Dmitrieva A. G. Assessment of impact of copper on a model population of alga *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. by a microculture method. *Gidrobiologicheskii zhurnal*, 2006, vol. 42, no. 6, pp. 53–61. (in Russ.)]
 19. Шлегель Г. *Общая микробиология* : пер. с нем. Москва : Мир, 1987. 567 с. [Schlegel H. G. *Allgemeine Mikrobiologie*. Moscow : Mir, 1987, 567 p. (in Russ.)]
 20. *Эколого-токсикологические аспекты загрязнения морской среды*. Т. 5 / под ред. С. А. Патина. Ленинград : Гидрометеиздат, 1985. 116 с. [*Ekologo-toksikologicheskie aspekty zagryazneniya morskoi sredy*. Vol. 5 / S. A. Patin (Ed.). Leningrad : Gidrometeoizdat, 1985, 116 p. (in Russ.)]
 21. Ahalya N., Ramachandra T. V., Kanamadi N. Biosorption of heavy metals. *Research Journal of Chemical & Environmental Sciences*, 2003, vol. 7, iss. 4, pp. 71–79.
 22. Anantharaj K., Govindasamy C., Natanamurugaraj G., Jeyachandran S. Effect of heavy metals on marine diatom *Amphora coffeaeformis* (Agardh Kutz.). *Global Journal of Environmental Research*, 2011, vol. 5, no. 3, pp. 112–117.
 23. Andersen R. A., Berges J. A., Harrison P. J., Watanabe M. M. Recipes for freshwater and seawater media. In: *Algal Culturing Techniques* / R. A. Andersen (Ed.). Amsterdam ; Boston ; London : Elsevier Academic Press, 2005, pp. 429–538.
 24. Burgess R. M., Terletskaya A. V., Milyukin M. V., Povolotskii M. I., Demchenko V. Y., Bogoslovskaya T. A., Topkin Yu. V., Vorobyova T. V., Petrov A. N., Lyashenko A. V., Ho K. T. Concentration and distribution of hydrophobic organic contaminants and metals in the estuaries of Ukraine. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, vol. 58, no. 8, pp. 1103–1115. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.013>
 25. Cid A., Herrero C., Torres E., Abalde J. Copper toxicity on the marine microalga *Phaeodactylum tricoratum*: Effects on photosynthesis and related parameters. *Aquatic Toxicology*, 1995, vol. 31, iss. 2, pp. 165–174. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(94\)00071-W](https://doi.org/10.1016/0166-445X(94)00071-W)
 26. Crespo E., Losano P., Blasco J., Moreno-Garrido I. Effect of copper, irgarol and atrazine on epiphytes attached to artificial devices for coastal ecotoxicology bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2013, vol. 91, iss. 6, pp. 656–660. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1122-4>
 27. Davidovich N. A., Davidovich O. I., Podunay Yu. A., Gastineau R., Kaczmarek I., Poulíčková A., Witkowski A. *Ardissonea crystallina* has a type of sexual reproduction that is unusual for centric diatoms. *Scientific Reports*, 2017, vol. 7, art. no. 14670 (16 p.). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15301-z>
 28. *Diatoms: Fundamentals and Applications* / J. Seckbach, R. Gordon (Eds). Hoboken, New Jersey : Wiley ; Salem, Massachusetts : Scrivener, 2019, 679 p.
 29. Florence T. M., Stauber J. L. Toxicity of copper complexes to the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Aquatic Toxicology*, 1986, vol. 8, iss. 1, pp. 11–26. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(86\)90069-X](https://doi.org/10.1016/0166-445X(86)90069-X)
 30. Kim J. W., Price N. M. The influence of light on copper-limited growth of an oceanic diatom, *Thalassiosira oceanica* (Coscinodiscophyceae). *Journal of Phycology*, 2017, vol. 53, iss. 5, pp. 938–950. <https://doi.org/10.1111/jpy.12563>
 31. Kiseleva A. A., Tarachovskaya E. R., Shishova M. F. Biosynthesis of phytohormones

- in algae. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2012, vol. 59, iss. 5, pp. 595–610. <http://doi.org/10.1134/S1021443712050081>
32. Kumar S., Baweja P., Sahoo D. Diatoms: Yellow or golden brown algae. In: *The Algae World* / D. Sahoo, J. Seckbach (Eds). Dordrecht, Netherlands : Springer, 2015, pp. 235–258. (Book series: Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology ; vol. 26). http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-7321-8_8
33. Leung P. T. Y., Yi A. X., Ip J. C. H., Mak S. S. T., Leung K. M. Y. Photosynthetic and transcriptional responses of the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* to the combined effect of temperature stress and copper exposure. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, vol. 124, iss. 2, pp. 938–945. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.038>
34. Lobban C. S., Ashworth M. P., Camacho T., Lam D. W., Theriot E. C. Revision of *Ardissonaceae* (Bacillariophyta, Mediophyceae) from Micronesian populations, with descriptions of two new genera, *Ardissonopsis* and *Grunowago*, and new species in *Ardissonaea*, *Synedrosphenia* and *Climacosphenia*. *PhytoKeys*, 2022, vol. 208, pp. 103–184. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.208.89913>
35. Markina Zh. V., Aizdaicher N. A. Content of photosynthetic pigments, growth, and cell size of microalga *Phaeodactylum tricorutum* in the copper-polluted environment. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2006, vol. 53, no. 3, pp. 305–309. <https://doi.org/10.1134/S1021443706030034>
36. Miazek K., Iwanek W., Remacle C., Richel A., Goffin D. Effect of metals, metalloids and metallic nanoparticles on microalgae growth and industrial products biosynthesis: A review. *International Journal of Molecular Sciences*, 2015, vol. 16, iss. 10, pp. 23929–23969. <https://doi.org/10.3390/ijms161023929>
37. Nagajoti P. C., Lee K. D., Sreekanth T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 2010, vol. 8, iss. 3, pp. 199–216. <http://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
38. Rijstenbil J. W., Gerringa L. J. A. Interactions of algal ligands, metal complexation and availability, and cell responses of the diatom *Ditylum brightwellii* with a gradual increase in copper. *Aquatic Toxicology*, 2002, vol. 56, no. 2, pp. 115–131. [https://doi.org/10.1016/s0166-445x\(01\)00188-6](https://doi.org/10.1016/s0166-445x(01)00188-6)
39. Round F. E., Crawford R. M., Mann D. G. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge : Cambridge University Press, 1990, 747 p.
40. SigmaPlot NG. USA : [site]. 2021. <https://sigmaplot.com> [accessed: 15.01.2021].
41. Smolyakov B. S., Ryzhikh A. P., Romanov R. E. The fate of Cu, Zn, and Cd in the initial stage of water system contamination: The effect of phytoplankton activity. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, vol. 184, iss. 1–3, pp. 819–825. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.115>
42. *The Diatom World* / J. Seckbach, J. P. Kociolek (Eds). Berlin ; Heidelberg ; New York : Springer Verlag, 2011, 533 p. (Book series : Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology ; vol. 19). <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1327-7>
43. Witkowski A., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. *Diatom Flora of Marine Coasts. 1*. Rugell ; Königstein : Gantner Verlag : Koeltz Scientific Books, 2000, 925 p. (Iconographia Diatomologica : Annotated Diatom Micrographs ; vol. 7: Diversity-Taxonomy-Identification / H. Lange-Bertalot (Ed.)).
44. Yan J., Liu J., Li Y., Lang S. Effect of water current on the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons, heavy metals and benthic diatom community in sediments of Haihe estuary, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, vol. 21, no. 20, pp. 12050–12061. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3145-8>

**GROWTH DYNAMICS OF THE BENTHIC DIATOM
ARDISSONEA CRYSTALLINA (C. AGARDH) GRUNOW, 1880 (BACILLARIOPHYTA)
UNDER COPPER IONS EFFECT**

E. L. Nevrova and A. N. Petrov

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

Increasing anthropogenic load on coastal ecosystems of the Black Sea determines the need for regular assessing the state of planktonic and benthic communities. Planktonic microalgae contributing up to 20–25 % of global primary production are traditionally used as test objects; however, the contribution of microphytobenthos is comparable to that of phytoplankton. Benthic diatoms are close-associated with bottom substrate, and most of them are highly sensitive to the effect of technogenic pollutants accumulating in sediments. The changes in physiological indicators of benthic Bacillariophyta may objectively reflect the negative effect of various toxicants; accordingly, benthic diatoms can be used as test objects in the indirect assessment of the marine environment quality. We aimed to study the growth dynamics of abundance of clonal strain cells for a new biotesting object – the diatom *Ardissonea crystallina* (C. Agardh) Grunow, 1880 (Bacillariophyta) – under the effect of various $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ concentrations during 10-day laboratory experiments. This species is widespread in the Black Sea sublittoral and highly sensitive to the effect of different technogenic pollutants, *inter alia* heavy metals. As shown, at copper ions concentrations of 32–128 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, *A. crystallina* growth dynamics generally corresponds to the dose–response curve in a toxicological experiment. The correlation was found between a decrease in intensity of the culture growth and increase in toxicant concentration in the experimental medium. At copper ions concentration of 256–320 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, the ratio of alive cells in the clonal strain decreases gradually from 62–66 % (the 1st day) to 34–37 % (the 10th day); the indicators of an increase in cell abundance in the clonal strain are characterized by a negative trend – from –0.01 (on the 2nd day) to –0.34 (on the 10th day). At Cu^{2+} concentrations of 384 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and higher, drastic inhibition and subsequent death of *A. crystallina* cells were revealed. At 448–1,024 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, complete cell mortality was registered already on the 3rd day of the experiment. Statistical comparison of the ratio variability of *A. crystallina* alive cells and the specific growth in their abundance for the control and Cu^{2+} concentrations of 64–128 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ showed as follows: at 32–128 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, the differences between the mean values of the test indicators were significant ($P = 0.002\dots 0.020$). At 256 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, the changes in total abundance and alive cells ratio in the test culture significantly differ ($P = 0.002\dots 0.014$) from those both at lower and higher copper concentrations. This fact allows to consider the toxicant level of 256 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ as a critical one for *A. crystallina*: its exceeding will result in a sharp increase in cell mortality. Based on the results obtained, this benthic diatom can be recommended for use as a suitable test object in toxicological experiments, as well as for monitoring and indirect environmental assessment of coastal water areas subjected to technogenic pollution.

Keywords: toxicological experiment, copper ions, clonal strain, cell abundance, benthic diatom algae, Black Sea



ИССЛЕДОВАНИЕ ДЛИННОВОЛНОВОЙ ГРАНИЦЫ СПЕКТРАЛЬНОЙ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ У СЕРОГО ТЮЛЕНЯ *HALICHOERUS GRYPUS* (FABRICIUS, 1791)

© 2022 г. М. В. Пахомов, А. А. Зайцев

Мурманский морской биологический институт Российской академии наук,
Мурманск, Российская Федерация
E-mail: edr750v@yandex.ru

Поступила в редакцию 30.06.2021; после доработки 20.01.2022;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

У морских млекопитающих максимумы поглощения фотопигментов имеют сдвиг в более коротковолновую часть спектра относительно наземных млекопитающих; это обуславливает также и смещение длинноволновой границы спектральной чувствительности. В большинстве публикаций, посвящённых изучению длинноволновой чувствительности морских млекопитающих, приведены только максимумы поглощения «красночувствительных» фотопигментов, но нет данных о максимальных длинах волн светового излучения, которое животные способны воспринимать. Именно поэтому целью настоящей работы было исследовать длинноволновую границу спектральной чувствительности у типичного представителя настоящих тюленей — серого тюленя *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791). В эксперименте группу из четырёх серых тюленей обучили нажимать на одну из двух кнопок, если находящийся над ней светодиодный фонарь включён. В фонаре были расположены группы светодиодов, излучающие монохроматический свет в диапазоне длин волн 600–700 нм с шагом 10 нм и силой света 0,5 кд. Изучение показало, что длинноволновым пределом восприятия светового излучения для исследованных серых тюленей является свет с длиной волны 660 нм, что подтверждает данные о коротковолновом сдвиге пиков чувствительности фотопигментов у морских млекопитающих. При длительном пребывании серых тюленей в условиях крайне низкой освещённости, что характерно для полярной ночи, длинноволновая граница восприятия у них может увеличиваться с 660 до 670–680 нм.

Ключевые слова: серый тюлень, зрение, спектральная чувствительность

Настоящие тюлени обладают хорошо развитой зрительной системой, которая включает относительно большие глазные яблоки и развитую зрительную зону головного мозга. Такие анатомические особенности строения глаза, как тапетум и развитая мускулатура радужки, указывают на адаптацию зрительной системы к условиям пониженной освещённости (Hanke et al., 2009). Большинство настоящих тюленей обитают в голарктической зоне за полярным кругом, для которой характерны наличие полярного дня с круглосуточной высокой освещённостью и полярной ночи, когда освещённость выше 500 лк присутствует только несколько часов в сутки.

У морских млекопитающих максимумы поглощения фотопигментов имеют сдвиг в более коротковолновую часть спектра относительно наземных млекопитающих; при этом обнаружена корреляция между глубиной занырявания, на которой происходит кормление, и спектральной

чувствительностью зрительных пигментов (McFarland, 1971). У китообразных виды, совершающие занывривания на небольшие глубины, имеют родопсин (rhodopsin 1, Rh1) с максимумом поглощения около 500 нм; у глубоководных видов максимум поглощения смещается к 479 нм (Bischoff et al., 2012 ; Fasick & Robinson, 2000). У ластоногих виды, совершающие глубоководные погружения, например северные морские слоны *Mirounga angustirostris* (Gill, 1866) и тюлени Уэдделла *Leptonychotes weddellii* (Lesson, 1826), имеют максимум поглощения Rh1 около 480 нм; у видов, совершающих неглубокие занывривания, максимум поглощения Rh1 близок к максимумам для наземных млекопитающих. У многих видов морских млекопитающих отсутствует «красночувствительный» пигмент (long-wavelength sensitive opsin, LWS), а при наличии он имеет коротковолновый сдвиг до 530 нм, тогда как у наземных млекопитающих максимум поглощения пигмента LWS находится в районе 560 нм (Levenson et al., 2006). У всех морских млекопитающих отсутствует фотопигмент SWS1 (short-wavelength sensitive opsin 1), отвечающий за чувствительность к коротковолновому («синему») фотоактивному излучению (Peichl et al., 2001).

Длинноволновой границей видимого света для большинства млекопитающих, в том числе для человека, является излучение с длиной волны 760–780 нм (Sloney, 2016). Свет в данном диапазоне воспринимается длинноволновыми опсинами (LWS) колбочек, которые имеют максимальную чувствительность в районе 560–580 нм. При удалении от точки максимума чувствительность снижается до нуля постепенно, и указать точные границы спектрального диапазона видимого излучения невозможно. При восприятии отражающих объектов границы сильно зависят от освещённости, оптических свойств воспринимаемого объекта, темновой адаптации глаза и состояния нервной системы. При восприятии источников света на пограничных длинах волн минимальная яркость экспоненциально возрастает с длиной волны и на предельных длинах волн, даже при большой яркости, воспринимается человеком как очень тусклое оранжево-красное свечение (Palczewska et al., 2014). Также отмечен эффект, когда при непрерывном стимулировании сетчатки лазером на длинах волн 1060–1064 нм возникало ощущение красного цвета, а при импульсном воздействии — зелёного (Sloney et al., 1976). Тем не менее исследователи связывают такой эффект с воздействием непосредственно на нервные клетки сетчатки, а не на фотопигменты (Sloney, 2005).

В естественных условиях животные фактически не сталкиваются с объектами, которые излучают свет; в редких случаях речь может идти о биолюминесценции или об открытых источниках огня. В основном глаз воспринимает объекты, отражающие свет, источником которого является Солнце. Оно имеет максимум излучения в районе 500–550 нм, при этом коротковолновую часть спектра, от 350 нм, активно поглощают верхние слои атмосферы, а длинноволновая часть, от 600 нм, начинает поглощаться нижним её слоем, насыщенным водными парами. Между тем с увеличением длины волны излучения возрастает и степень поглощения её атмосферой (Kirk, 2015).

У серого тюленя *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791) в сетчатке присутствуют колбочки, содержащие пигмент LWS; распространены они в центральной ямке сетчатки глаза в пропорции 1 : 200 по отношению к палочкам, при этом имеют максимум поглощения в районе 530 нм (Braekevelt, 1986). На основании расчёта кривой спектральной чувствительности для длинноволновых фотопигментов (Lamb, 1995 ; Lewis, 1955) предполагают, что длинноволновая граница спектральной чувствительности серых тюленей находится в пределах 650–700 нм.

Целью работы было выявить длинноволновую границу спектральной чувствительности зрительной системы серого тюленя. Помимо теоретической значимости, такая информация имеет прикладное значение, так как большой интерес представляет ночная видеосъёмка тюленей с использованием инфракрасной подсветки.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В эксперименте участвовали четыре самки серого тюленя: животные № 1 и 2 — в возрасте 15 лет, тюлени № 3 и 4 — 5-летние. Все они принадлежали к одной и той же популяции и были отловлены на острове Большой Кий, расположенном в восточной части залива Варангер-фьорд Баренцева моря. На момент начала исследования все животные были здоровы, девиаций в поведении не зарегистрировано. Подопытные уже участвовали в ряде экспериментов по изучению слуха (Литвинов и Пахомов, 2019) и зрения (Пахомов, 2020) и были обучены работе по парадигмам «стимул — реакция», «выбор из двух» и «выбор по образцу». В данном исследовании животные должны были обозначать нажатием на соответствующую кнопку включённый фонарь, работая по схеме свободного выбора из двух стимулов (подкрепляемый и стимул-шум).

Для проведения исследования была разработана экспериментальная установка (рис. 1). На платформе (3) на расстоянии 1 м были расположены два фонаря (4) и две кнопки (5). В идентичных фонарях были размещены группы светодиодов, излучающих свет с разными длинами волн. В каждом опыте работал либо правый, либо левый фонарь, и тюлень должен был нажать кнопку, расположенную под включённым фонарём (это считалось верным выбором). Верные выборы подкреплялись пищевым поощрением с предварительной подачей бридж-сигнала (один длинный свист на частоте 3200 Гц, продолжительностью 1 с); ошибки наказывались прекращением работы на 15 «штрафных» секунд с предварительной подачей бридж-сигнала (два коротких свиста на частоте 3200 Гц, продолжительностью 0,25 с, с перерывом в 0,5 с). Пищевым поощрением служила нарезанная на кусочки по 20 г рыба, помещённая в контейнеры (2).

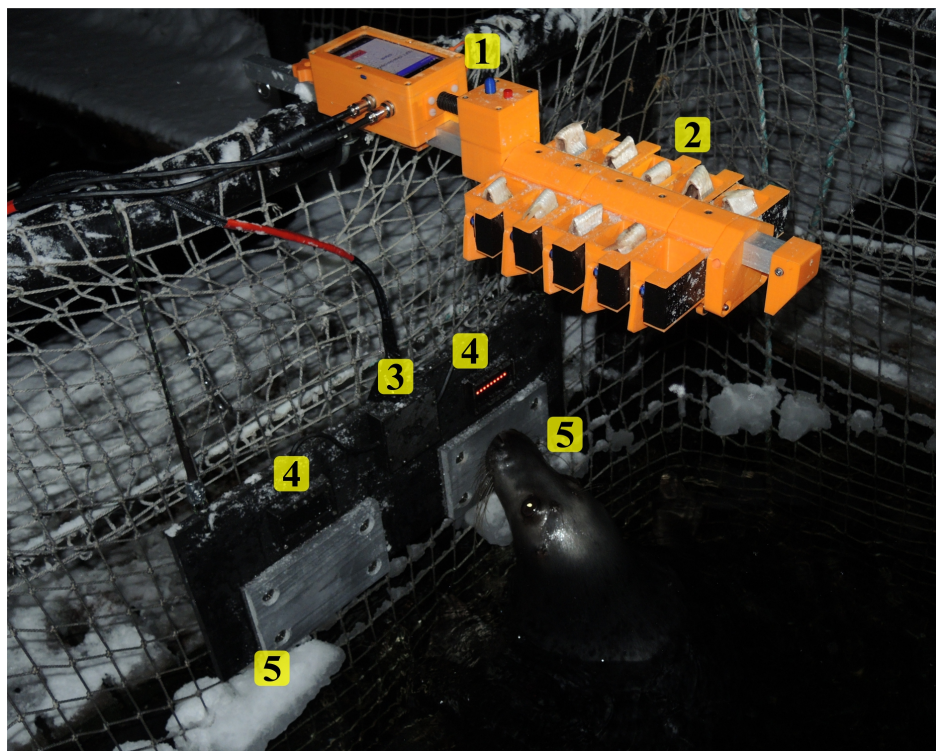


Рис. 1. Схема экспериментальной установки для выявления длинноволновой границы спектральной чувствительности зрительной системы серого тюленя: 1 — блок управления; 2 — блок контейнеров для рыбкоорма; 3 — распределительный блок; 4 — фонари; 5 — кнопки для взаимодействия с тюленем

Fig. 1. Scheme of the experimental setup for determining the long-wavelength threshold of spectral sensitivity of the visual system of the gray seal: 1, control unit; 2, block of containers for fish feed; 3, distribution unit; 4, lamps; 5, buttons for interacting with the seal

Так как исследования продолжались с сентября по февраль, когда у серых тюленей происходит сначала щенка (ноябрь — декабрь), а затем гон (декабрь — январь), пищевая мотивация у животных была значительно снижена. Именно поэтому, во-первых, тюленей кормили в соответствии со специальной диетой до, во время и после эксперимента, во-вторых, особое внимание уделяли бридж-сигналам. Бридж-сигналы были ассоциированы у подопытных ещё в течение первичной адаптации к вольерному содержанию; их поддерживали в ходе выполнения различных научно-исследовательских задач. Непосредственно перед экспериментом с тюленями были проведены работы по закреплению ассоциации: один длинный свист — пищевое поощрение, два коротких свиста — наказание в виде прекращения работы.

Источником светового стимула служили светодиоды, размещённые в пластиковом корпусе с нейтральным, отсеивающим 25 % света светофильтром, который предназначен как для защиты светодиодов от брызг, так и для исключения возникновения ореола вокруг работающей группы светодиодов и отсеивания бликов от неработающих групп. Были использованы галлий-арсенид-фосфидные светодиоды с узким монохромным спектром излучения с длинами волн в диапазоне 600–700 нм с шагом 10 нм (производства компании TZT для длин волн 600, 630 и 690 нм; производства компании FSXSEMI для всех остальных длин волн). Проверку светодиодов на соответствие заявленным характеристикам производили с помощью спектрометра Zolix Omni-λ300. Сила света у всех светодиодов в ходе исследования не изменялась и была откалибрована для каждой «цветовой» группы на величину 0,5 кд с учётом светофильтра. Калибровку и финальные измерения собранных фонарей проводили с помощью люксметра SEM DT-1308 для определения силы света и с применением двухтрубного спектроскопа — для определения длины волны светодиодных групп.

Чтобы избежать бликования и увеличить контрастность излучаемого света, платформу (3) и кожухи фонарей (4) (см. рис. 1) покрыли антрацитово-чёрной матовой водостойкой краской.

Для человека свет этих светодиодов воспринимается от янтарного (600 нм) до багрового (700 нм), а граница восприятия лежит в районе 740–760 нм; именно поэтому, чтобы не допустить возможность подсказки со стороны исследователя, система работала в автономном режиме. Исследователь помещал кусочки рыбы в контейнеры, запускал систему и удалялся из зоны видимости тюленя. Общая схема работы выглядела следующим образом. Система под управлением микроконтроллера в начале каждого цикла выдерживала паузу 5–30 с. Если тюлень в этот интервал нажимал на любую из кнопок, следовало наказание в виде добавления к времени ожидания 5 «штрафных» секунд. Затем система псевдослучайным образом, согласно последовательности Хеллмана (Gerard et al., 2014) (не более двух одинаковых комбинаций подряд и равное количество правых и левых позиций), включала либо правый, либо левый фонарь на 5 с. Если тюлень делал верный выбор и нажимал соответствующую работающему фонарю кнопку, то получал пищевое поощрение. Если животное выбирало неработающий фонарь, то следовало наказание — прекращение работы на 15 с. Пропуск цикла не подкреплялся и не наказывался, но засчитывался как неправильный выбор. По окончании 10 циклов (опустошение контейнеров) система останавливала работу и сигнализировала об этом исследователю. Он возвращался к вольеру, оценивал готовность тюленя к продолжению опыта, заполнял контейнеры рыбой и запускал продолжение работы. Система автоматически заканчивала опыт в двух случаях: 1) если тюлень пропускал подряд пять циклов; 2) если он начинал беспорядочно нажимать на кнопки во время задержки, набирая более двух минут «штрафного» времени.

С каждым тюленем обычно проводили от 20 до 50 опытов за тренировку — в зависимости от состояния животного и от погодных условий. Учитывали отношение верных выборов к общему количеству опытов (долю) и время реакции тюленя. В начале каждой тренировки протоколировали показания освещённости, температуры воздуха, влажности, наличия осадков и иных

отвлекающих факторов. Для выявления случайности верных выборов применяли биномиальное распределение для каждой выборки соответствующей длины волны. Полученные выборки подвергали многофакторному дисперсионному анализу на предмет выявления зависимостей от погодных условий, даты проведения, позиции и очередности стимула. Расчёты и статистическую обработку проводили в Microsoft Excel 2019.

Работы вели в условиях аквакомплекса ММБИ (город Полярный), расположенного в акватории Кольского залива вблизи мыса Тоня. Там исследуемых тюленей содержат в индивидуальных вольерах в условиях, максимально приближенных к естественным. Работы вели с сентября 2020 г. по февраль 2021 г. в два этапа. На подготовительном этапе (сентябрь — ноябрь) животных обучали выбирать работающий фонарь, игнорируя неработающий; в тестовый период (декабрь — февраль) с тюленями проводили экспериментальные работы. Подготовительные работы проводили два раза в сутки — утром (до рассвета) и вечером (при наступлении сумерек, при общей освещённости не более 15 лк). Экспериментальные работы также проводили два раза в сутки — утром (в 7:00) и вечером (через час после наступления темноты). Для эксперимента были выбраны те животные, у которых вольеры наиболее затемнены, а уровень освещённости в месте размещения платформы не превышал 5 лк.

РЕЗУЛЬТАТЫ

С каждым тюленем суммарно проведено по 100 опытов для каждой группы светодиодов во время утренних тренировок и по 100 опытов во время вечерних тренировок. На рис. 2 представлены доли верных выборов (касание кнопки под включённым фонарём) серыми тюленями в зависимости от длины волны предъявляемого светового стимула.

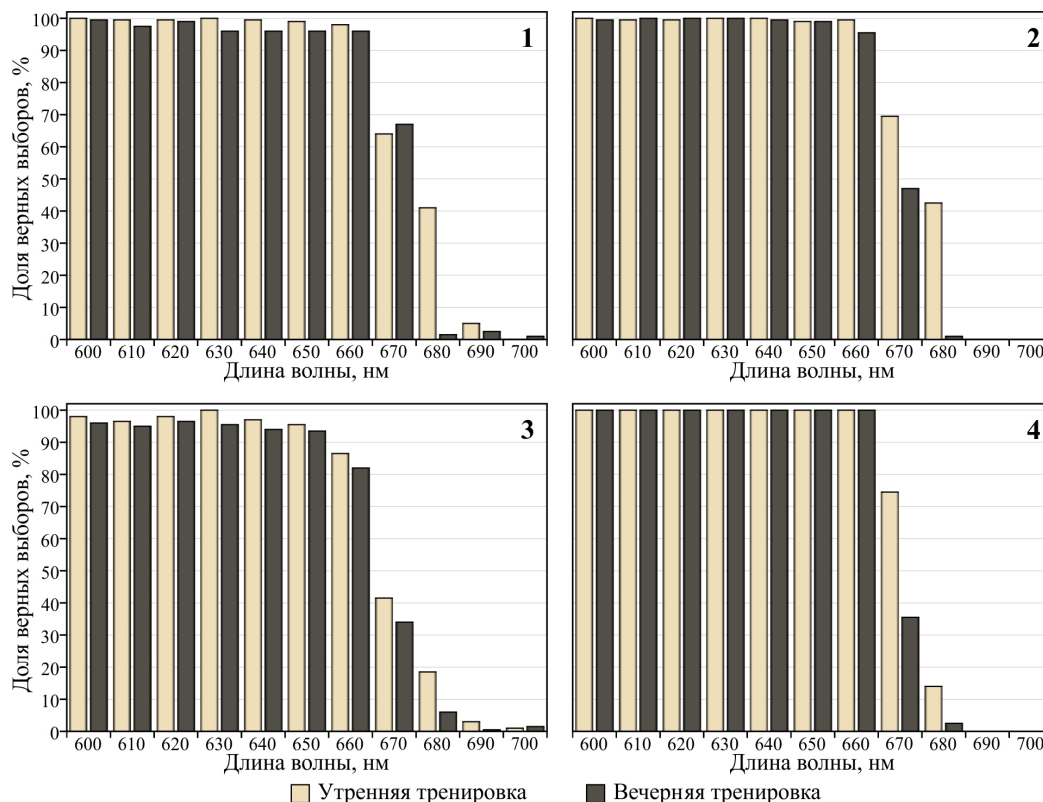


Рис. 2. Доля верных выборов (касание кнопки под включённым фонарём) серыми тюленями № 1–4 на утренних и вечерних тренировках

Fig. 2. Ratio of correct choices (touching the button under the switched-on lamp) of the gray seals No. 1–4 during morning and evening trainings

У всех тюленей доли верных выборов (выборов включённого фонаря) при длинах волн от 600 до 660 нм значительно выше 75 %, что для данных выборов ($n = 100; p < 0,05$) указывает на неслучайность действий животных. Также в этом диапазоне у всех тюленей, кроме тюленя № 3, доли верных выборов выше 95 %, а у тюленя № 4 равны 100 %; результаты биномиального распределения максимально близки к 1, а у тюленя № 4 равны 1. Это показывает, что выбор животные делали на основе ощущений, а не случайным угадыванием.

В этом диапазоне доли верных выборов на утренних и вечерних тренировках отличались мало, тем не менее на вечерних тренировках тюлени совершали больше ошибок. Преимущественно это были ошибки, когда тюлени нажимали на кнопки в период ожидания, в меньшей степени — когда игнорировали предъявляемый стимул. Частой ошибкой у тюленя № 1 был выбор неработающего фонаря (при включённом соседнем). У этого животного доля такой ошибки составляла 2–3 %, у других тюленей — менее 0,1 % всех выборов.

При длине волны 670 нм доли верных выборов у всех тюленей резко уменьшались и опускались значительно ниже 75 %, за исключением доли у тюленя № 4: у него доля верных выборов составляла 74 % на утренних тренировках. На вечерних тренировках у всех тюленей, кроме тюленя № 1, доля верных выборов уменьшалась до значений ниже 50 %. У тюленя № 1 доля верных выборов на вечерних тренировках составляла 67 % и была выше, чем на утренних (64 %).

При этом основной ошибкой у всех тюленей был пропуск демонстрируемого стимула. Никаких значимых зависимостей возникновения вышеуказанной ошибки ни от погодных условий, ни от времени года, ни от позиции и очерёдности стимула методами многофакторного дисперсионного анализа выявлено не было.

При длине волны 680 нм тюлени проявляли реакцию только на утренних тренировках. Доли верных выборов у 15-летних животных составляли 41 и 43 % у тюленей № 1 и 2 соответственно и были значительно выше, чем у молодых животных (18 и 14 % у тюленей № 3 и 4 соответственно).

При демонстрации светового стимула с длинами волн 690 и 700 нм тюлени не выказывали реакции и пропускали эти стимулы.

Данные о времени реакции тюленей при верном выборе приведены на рис. 3 в виде диаграммы размаха, где представлены среднее значение, стандартное отклонение среднего и экстремальные значения для каждой длины волны.

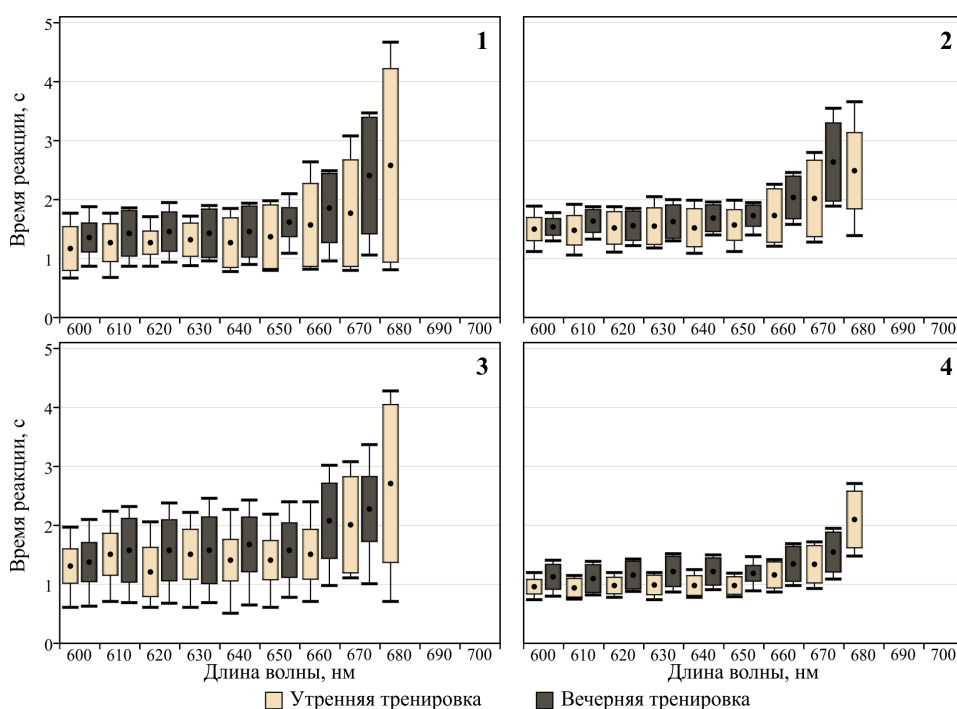


Рис. 3. Время реакции серых тюленей № 1–4 на включение фонаря на утренних и вечерних тренировках

Fig. 3. Reaction time of the gray seals No. 1–4 to switching on the lamps during morning and evening trainings

На видимых длинах волн, 600–650 нм, у тюленей проявились их индивидуальные показатели, такие как среднее время реакции и разброс значений. На утренних тренировках животные реагировали быстрее, чем на вечерних. Среднее время реакции и разброс значений начинали увеличиваться с 660 нм.

При анализе зависимости времени реакции от внешних факторов удалось установить такую зависимость только от времени суток; также выявлена слабая зависимость от погодных условий. При наличии в ночь перед экспериментом ветра и волнения моря более 2 баллов по шкале Бофорта среднее время реакции возрастало на 5–7,5 %, разброс значений изменений не претерпевал.

ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты эксперимента показали, что изучаемые серые тюлени достоверно воспринимают свет с длинами волн до 660 нм, при этом среднее время реакции животных на включение стимула и его разброс в целом соответствуют индивидуальным показателям исследованных тюленей, полученным в предыдущих экспериментах с ними (Литвинов и Пахомов, 2019 ; Пахомов, 2020). При длине волны 660 нм у всех животных начинали увеличиваться среднее время реакции на включение фонаря и его разброс, что может свидетельствовать о дополнительных затратах времени на обработку пограничного сигнала мозгом.

При длинах волн 670–680 нм доля верных выборов значительно снижалась, но не равнялась нулю, как при значениях 690 нм и более. Учитывая то, что выбор двухальтернативный, можно сделать вывод, что такие показатели говорят о высокой вероятности случайного угадывания включённого фонаря. Между тем в случае угадывания животные должны были угадать не только то, какой из двух фонарей работает, но и то, когда он включится. Соответственно, при времени работы фонаря 5 с и с учётом задержки перед включением в случайном диапазоне 5–30 с вероятность попасть во временной интервал, когда один из двух фонарей работает, составляет около 17 %. Стоит учитывать и то, что при нажатии на любую из кнопок, когда время задержки ещё не истекло, к этому времени добавлялись 5 «штрафных» секунд, а также подавался соответствующий бридж-сигнал, причём при накоплении суммарного «штрафного» времени 120 с система прекращала тренировку. Таким образом, вероятность случайно сделать верный выбор составляла 8 % и, согласно теореме умножения вероятностей независимых событий, являлась произведением вероятности угадать, какой из двух фонарей работает (50 %), на вероятность угадать, когда фонарь включится (17 %). Именно поэтому снижение доли верных выборов при демонстрации групп светодиодов с длинами волн 670 и 680 нм можно объяснить тем, что эти излучения для тюленей являлись пограничными: животные нажимали на верную кнопку только тогда, когда действительно были способны отличить работающий фонарь от неработающего, предпочитая в случае сомнения дожидаться начала следующего опыта. Здесь влияние могли оказывать как кратковременные изменения погодных условий (падение измороси, парение воды и т. д.), так и физиологическое состояние тюленя, в первую очередь определяющее то, насколько животное сконцентрировано на задании. На это указывает и разница в результатах на утренних и вечерних тренировках: перед утренними тренировками тюлени долгое время находились в условиях низкой освещённости, и, благодаря темновой адаптации, чувствительность фоторецепторов была увеличена. Не исключено и влияние собственных тепловых шумов сетчатки, интенсивность которых зависит от многих физиологических особенностей организма и учитывается мозгом при обработке зрительных сигналов (Ala-Laurila et al., 2004).

Схожие результаты были получены в ряде исследований поведенческих реакций для южного морского льва [*Otaria byronia* (de Blainville, 1820)], а также обыкновенного [*Phoca vitulina* Linnaeus, 1758] (Griebel et al., 2006) и гренландского тюленей [*Pagophilus groenlandicus* Erxleben, 1777] (Lavigne & Ronald, 1972). У всех изученных животных доля верных реакций резко снижалась начиная с 650–670 нм.

Выводы:

1. Длинноволновым пределом восприятия светового излучения для исследованных серых тюленей является свет с длиной волны 660 нм, что подтверждает данные о коротковолновом сдвиге пиков чувствительности фотопигментов у морских млекопитающих. При длительном пребывании серых тюленей в условиях слабой освещённости граница восприятия у них увеличивается с 660 до 670–680 нм.
2. Как показало исследование, серые тюлени не способны воспринимать свет с длиной волны более 680 нм. Соответственно, использование осветительных приборов, работающих в ближнем инфракрасном спектре (750–1000 нм), будет незаметным для этих животных, что позволит применять такие осветительные приборы при ночном наблюдении как за содержащимися в условиях неволи, так и за дикими серыми тюленями.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Литвинов Ю. В., Пахомов М. В. Исследование способности серых тюленей дифференцировать сложносоставные звуковые сигналы // *Вестник Мурманского государственного технического университета*. 2019. Т. 22, № 2. С. 249–257. [Litvinov Yu. V., Pakhomov M. V. Investigation of the ability of gray seals to differentiate composite audio signals. *Vestnik Murmanskogo gosudarstvennogo tekhnicheskogo universiteta*, 2019, vol. 22, no. 2, pp. 249–257. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2019-22-2-249-257>
2. Пахомов М. В. Исследование способности серых тюленей дифференцировать источники света с разными длинами волн // *Труды Кольского научного центра РАН*. 2020. Т. 11, № 5. С. 125–132. (Океанология ; вып. 8). [Pakhomov M. V. Research on the ability of gray seals to differentiate light sources with different wavelengths. *Trudy Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN*, 2020, vol. 11, no. 5, pp. 125–132. (Okeanologiya ; iss. 8). (in Russ.)]. <https://doi.org/10.37614/2307-5252.2020.11.5.014>
3. Ala-Laurila P., Donner K., Koskelainen A. Thermal activation and photoactivation of visual pigments. *Biophysical Journal*, 2004, vol. 86, iss. 6, pp. 3653–3662. <https://doi.org/10.1529/biophysj.103.035626>
4. Bischoff N., Nickle B., Cronin T. W., Velasquez S., Fasick J. I. Deep-sea and pelagic rod visual pigments identified in the mysticete whales. *Visual Neuroscience*, 2012, vol. 29, iss. 2, pp. 95–103. <https://doi.org/10.1017/S0952523812000107>
5. Braekevelt C. R. Retinal epithelial fine structure in the grey seal (*Halichoerus grypus*). *Acta Anatomica*, 1986, vol. 127, no. 4, pp. 4255–4261. <https://doi.org/10.1159/000146295>
6. Fasick J. I., Robinson P. R. Spectral-tuning mechanisms of marine mammal rhodopsins and correlations with foraging depth. *Visual Neuroscience*, 2000, vol. 17, iss. 5, pp. 781–788. <https://doi.org/10.1017/S095252380017511X>
7. Gerard C. J., Mackay H. A., Thompson B., McIlvane W. J. Rapid generation of balanced trial distributions for discrimination learning procedures: A technical note. *Journal of the Experimental Analysis of Behavior*, 2014, vol. 101, iss. 1, pp. 171–178. <https://doi.org/10.1002/jeab.58>
8. Griebel U., König G., Schmid F. Spectral sensitivity in two species of pinnipeds (*Phoca vitulina* and *Otaria flavescens*). *Marine Mammal Science*, 2006, vol. 22, iss. 1, pp. 156–166. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00010.x>
9. Hanke F. D., Hanke W., Scholtyssek C., Dehnhardt G. Basic mechanisms in pinniped vision. *Experimental Brain Research*, 2009, vol. 199, pp. 299–311. <https://doi.org/10.1007/s00221-009-1793-6>
10. Kirk A. P. Chapter 2 – From nuclear fusion to sunlight. In: Kirk A. P. *Solar Photovoltaic Cells*. Amsterdam ; Boston ; London : Academic Press, 2015, pp. 9–24. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802329-7.00002-X>
11. Lamb T. D. Photoreceptor spectral sensitivities: Common shape in the long-wavelength region. *Vision Research*, 1995, vol. 3, iss. 22, pp. 3083–3091. [https://doi.org/10.1016/0042-6989\(95\)00114-F](https://doi.org/10.1016/0042-6989(95)00114-F)

12. Lavigne D. M., Ronald K. The harp seal, *Pagophilus groenlandicus* (Erxleben 1777). XXIII. Spectral sensitivity. *Canadian Journal of Zoology*, 1972, vol. 50, no. 9, pp. 1197–1206. <https://doi.org/10.1139/z72-161>
13. Levenson D. H., Ponganis P. J., Crognale M. A., Deegan J. F., Dizon A., Jacobs G. H. Visual pigments of marine carnivores: Pinnipeds, polar bear, and sea otter. *Journal of Comparative Physiology A*, 2006, vol. 192, pp. 833–843. <https://doi.org/10.1007/s00359-006-0121-x>
14. Lewis P. R. A theoretical interpretation of spectral sensitivity curves at long wavelengths. *Journal of Physiology*, 1955, vol. 130, iss. 1, pp. 45–52. <https://doi.org/10.1113/jphysiol.1955.sp005391>
15. McFarland W. N. Cetacean visual pigments. *Vision Research*, 1971, vol. 11, iss. 10, pp. 1065–1076. [https://doi.org/10.1016/0042-6989\(71\)90113-1](https://doi.org/10.1016/0042-6989(71)90113-1)
16. Palczewska G., Vinberg F., Stremplewski P., Bircher M. P., Salom D., Komar K., Zhang J., Cascella M., Wojtkowski M., Kefalov V. J., Palczewski K. Human infrared vision is triggered by two-photon chromophore isomerization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, vol. 111, no. 50, pp. E5445–E5454. <https://doi.org/10.1073/pnas.1410162111>
17. Peichl L., Behrmann G., Kröger R. H. For whales and seals the ocean is not blue: A visual pigment loss in marine mammals. *European Journal of Neuroscience*, 2001, vol. 13, iss. 8, pp. 1520–1528. <https://doi.org/10.1046/j.0953-816x.2001.01533.x>
18. Sliney D. H., Wangemann R. T., Franks J. K., Wolbarsht M. L. Visual sensitivity of the eye to infrared laser radiation. *Journal of the Optical Society of America*, 1976, vol. 66, iss. 4, pp. 339–341. <https://doi.org/10.1364/josa.66.000339>
19. Sliney D. H. Exposure geometry and spectral environment determine photobiological effects on the human eye. *Photochemistry and Photobiology*, 2005, vol. 81, no. 3, pp. 483–489.
20. Sliney D. H. What is light? The visible spectrum and beyond. *Eye*, 2016, vol. 30, no. 2, pp. 222–231. <https://doi.org/10.1038/eye.2015.252>

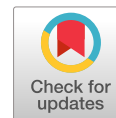
INVESTIGATION OF THE LONG-WAVELENGTH THRESHOLD OF SPECTRAL SENSITIVITY IN THE GRAY SEAL *HALICHOERUS GRYPUS* (FABRICIUS, 1791)

M. V. Pakhomov and A. A. Zaytsev

Murmansk Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences, Murmansk, Russian Federation
E-mail: edr750v@yandex.ru

In marine mammals, the absorption maxima of photopigments have a shift to the shorter-wavelength spectrum area compared to terrestrial mammals; this leads to a shift in the long-wavelength threshold of spectral sensitivity as well. In most publications focused on the investigation of long-wavelength sensitivity of marine mammals, only the absorption maxima of “red-sensitive” photopigments are given, but no data on maximum wavelengths of light emission that animals are able to perceive are provided. Therefore, this work was aimed at studying the long-wavelength thresholds of spectral sensitivity in a typical representative of earless seals – the gray seal *Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791). During the experiment, a group of four gray seals was trained to press one of two buttons if a LED lamp located above it is switched on. In the lamp, there were groups of LEDs emitting monochromatic light in the wavelength range from 600 to 700 nm with a step of 10 nm and a luminous intensity of 0.5 cd. As shown, the lower perception threshold of light emission for the studied gray seals is light emission with a wavelength of 660 nm, and this confirms the data on the short-wavelength shift of the sensitivity peaks of photopigments in marine mammals. During prolonged exposure to extremely low-light conditions typical for the polar night, the long-wavelength perception threshold in the gray seals can increase from 660 to 670–680 nm.

Keywords: gray seal, vision, spectral sensitivity



ВЗВЕШЕННОЕ ВЕЩЕСТВО КАК БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ БАРЬЕР ДЛЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАЙОНАХ РАЗМЕЩЕНИЯ МОРСКИХ ФЕРМ (СЕВАСТОПОЛЬ, ЧЁРНОЕ МОРЕ)

© 2022 г. **Н. В. Поспелова, В. Н. Егоров, В. Ю. Проскурнин, А. С. Приймак**

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

Поступила в редакцию 06.08.2021; после доработки 21.09.2022;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

Исследования потоков химических веществ в прибрежных морских акваториях приобретают особенную актуальность в рекреационных районах и в местах размещения морских ферм. Для изучения роли взвешенного вещества в формировании биогеохимических барьеров в районах размещения морских ферм предложен метод оценки потоков седиментационного самоочищения вод от тяжёлых металлов (Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd и Pb) и мышьяка (As). На основе литературных данных по радиоизотопным датировкам донных отложений и скорости осадко-накопления, а также на базе собственных оценок удельной массы взвешенного вещества в воде, концентраций растворённой и взвешенной форм тяжёлых металлов и мышьяка в морской среде определены потоки биогеохимического самоочищения акватории размещения морских ферм от тяжёлых металлов и мышьяка. Показано, что предложенная методическая база применима для экологического нормирования прибрежных рекреационных зон по фактору загрязнения тяжёлыми металлами и мышьяком.

Ключевые слова: Чёрное море, загрязнение, микроэлементы, самоочищение, экологическая регуляция, взвешенное вещество, аквакультура

Промышленная и рекреационная деятельность в прибрежных районах Крыма приводит к возрастанию потоков загрязняющих веществ, в том числе тяжёлых металлов, в морскую среду. Одним из показателей, характеризующих качество прибрежных морских вод, является взвешенное вещество. В зависимости от источников поступления взвеси её подразделяют на автохтонную и аллохтонную. Аллохтонная взвесь поступает в воды морей с береговым стоком за счёт абразии берегов, взмучивания донных осадков, речных и промышленно-бытовых сбросов, атмосферных осадков и т. д. В результате в морскую среду попадают различные соединения, как питательные, так и загрязняющие, в том числе тяжёлые металлы. В формировании автохтонного взвешенного вещества важную роль играют биологические процессы, такие как функционирование фито- и зоопланктона (формирование, деструкция, биохимическая трансформация органической составляющей взвеси) (Kukushkin & Parkhomenko, 2021). При этом в открытых районах моря преобладает автохтонное взвешенное вещество, а вблизи эстуарных зон — аллохтонное. В прибрежных районах моря, не примыкающих к приустьевым зонам рек, но подверженных береговому стоку терригенной взвеси, воды отличаются повышенной трофностью и продукцией биогенного (автохтонного) материала (Гулин и др., 2013). В данной публикации было показано,

что на внешнем рейде Севастополя преобладает автохтонная взвесь, что свидетельствует о значительной роли биотических процессов в переносе взвешенного вещества в этом районе. Определённый вклад в формирование взвесей в этой акватории может вносить размещённая здесь морская ферма по выращиванию двустворчатых моллюсков. Поскольку взвеси являются первичным трофическим звеном в водных экосистемах, в марихозяйствах происходят взаимодействия между организмами (объектами марикультуры) и содержащимися во взвесах источниками их вещественного, энергетического и минерального питания, а также тяжёлыми металлами, которые могут быть как необходимыми для метаболизма микроэлементами, так и токсикантами морской среды.

По современным представлениям (Стецюк, 2020 ; Ergül et al., 2008 ; Turner & Millward, 2002), из-за большой удельной поверхности мелкодисперсных частиц живая и косная компоненты взвесей сорбционно и метаболически концентрируют химические вещества различной биологической значимости с очень высокими коэффициентами накопления. Вследствие отрицательной плавучести взвеси являются источниками седиментационных процессов, в результате влияния которых связанные со взвесями консервативные химические загрязнители среды могут депонироваться в толще донных отложений. В итоге в акваториях марихозяйств могут возникать биогеохимические барьеры, влияющие на химический состав и на самоочищение вод от загрязнений.

Между взвешенным веществом и металлами в растворе происходят процессы адсорбции/десорбции и (со)осаждения, поэтому соотношения микроэлементов во взвеси и в растворённой фракции могут изменяться в зависимости от состава взвеси, а также от гидролого-гидрохимических параметров морских вод (Salomons & Förstner, 1984).

Известно, что тяжёлые металлы в водоёмах не подвержены деструкции, в отличие от органических поллютантов, а перераспределяются между компонентами экосистем. При этом наибольшей концентрирующей способностью по отношению к металлам обладает взвешенное вещество (вследствие большой удельной поверхности). В процессе седиментации взвешенные частицы депонируют загрязнения в донные осадки. Это позволяет считать седиментацию взвешенного вещества основным биогеохимическим механизмом самоочищения морских вод (Буфетова, 2022 ; Егоров, 2019 ; Матишов и др., 2017).

Токсикологическая опасность тяжёлых металлов и мышьяка нормируется по санитарно-гигиеническим критериям; в соответствии с действующим законодательством, качество вод определяется по предельно допустимым концентрациям (далее — ПДК) для растворённых в воде загрязняющих веществ (Нормативы качества воды, 2016). ПДК — это диагностический критерий, показывающий предельные концентрации для населения. Следует учитывать, что содержание тяжёлых металлов и мышьяка в воде складывается из пулов растворённых и взвешенных форм микроэлементов. Пулы взвешенных форм металлов являются биогеохимическим барьером. Это приобретает особую актуальность в акваториях размещения марихозяйств, поскольку такой барьер в экотоксикологическом смысле предохраняет прибрежные воды и продукцию ферм от загрязнений. В данной работе для изучения роли взвешенного вещества в формировании биогеохимических барьеров в районах размещения морских ферм предложен метод оценки потоков седиментационного самоочищения вод от тяжёлых металлов и мышьяка, что в дальнейшем может быть использовано при разработке критериев нормирования предельно допустимых потоков загрязнения вод в районах размещения морских ферм с учётом санитарно-гигиенических норм.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Место отбора проб. Пробы отобраны на внешнем рейде Севастопольской бухты (44°37'13.4"N, 33°30'13.6"E) в 2020 г. (рис. 1). Выбор акватории обусловлен близостью к берегу (700 м) и размещением здесь морской фермы по выращиванию мидий и устриц.

Воды исследуемой акватории классифицированы как мезотрофные; значения индекса эвтрофикации вод (E-TRIX) варьируют от 1,63 до 4,33 (Куфтаркова и др., 2006). Средняя глубина акватории морской фермы — 22 м. Среднемноголетние значения температуры здесь в феврале составляют +8 °С, солёность варьирует в пределах 17,2–18,1 ‰, при этом отмечена однородность температуры и солёности от поверхности до дна. Среднемноголетняя концентрация кислорода в воде в зимний период в этом районе максимальна (7,3–7,7 мл·л⁻¹); содержание фосфатов не превышает 0,37 мкМ, тогда как концентрация нитратов в поверхностных водах зимой в среднем выше (0,5–7,5 мкМ), чем летом, из-за ассимиляции быстрорастущим фитопланктоном (Karpanov et al., 2020). Показано, что на формирование гидрохимического режима исследуемой акватории оказывают влияние загрязнённые воды Севастопольской (сброс вод реки Чёрной) и Карантинной бухт (сточные воды ливневой канализации), аварийный выпуск хозяйственно-бытовых сточных вод (до 3 тыс. м³ неочищенных стоков в сутки) и ливневый сток (Иванов и др., 2002; Немировский и Еремин, 2003).

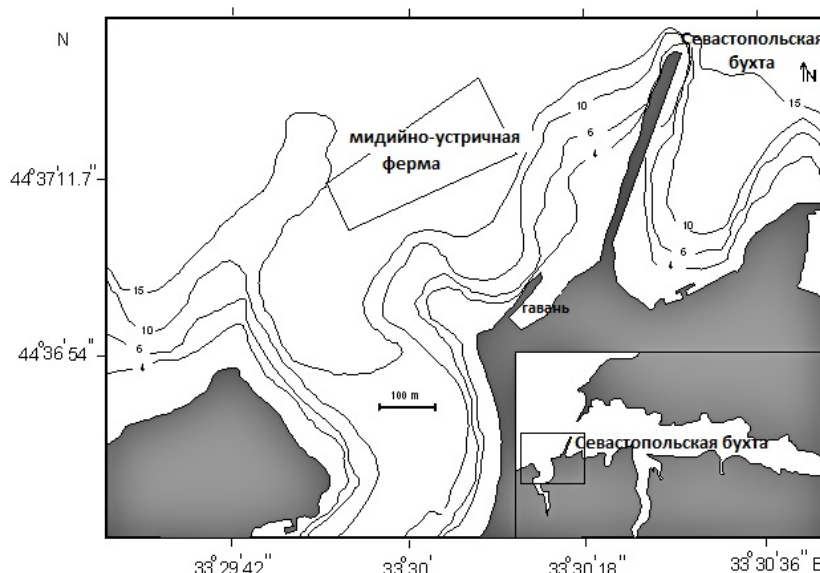


Рис. 1. Карта исследуемой акватории и место отбора проб

Fig. 1. Map of the study water area and sampling site

Отбор проб. Пробы воды и взвешенного вещества на определение в них микроэлементов отбирали одновременно в феврале 2020 г. Всего для анализа отобрано 50 л морской воды с поверхности. Объём проб определяли исходя из ожидаемой концентрации взвешенного вещества так, чтобы общая масса отобранной взвеси составляла 10–50 мг сухого вещества. Пробы взвешенного вещества концентрировали с помощью прибора вакуумного фильтрования 6-секционного (при остаточном давлении 0,4–0,6 атм) через мембранные фильтры ФМНЦ-0,45. Всего обработано 6 проб взвешенного вещества и 6 проб воды.

Определение содержания тяжёлых металлов в морской воде и во взвешенном веществе. Тяжёлые металлы и мышьяк из морской воды выделяли методом экстракционно-концентрирования в соответствии с РД 52.10.243-92 (Золотов и Кузьмин, 1971). Метод основан на экстракции четырёххлористым углеродом комплексов определяемых элементов с использованием в качестве комплексообразователя диэтилдитиокарбамата натрия (Na-ДДК) с последующим разрушением комплексов концентрированной азотной кислотой и реэкстракцией определяемых элементов в водный раствор.

Концентрацию взвешенного вещества определяли гравиметрическим методом (Витюк, 1983). Для этого мембранные фильтры из нитрата целлюлозы ФМНЦ-0,45 выдерживали в сушильном шкафу при температуре +60 °С в течение 30 мин, а после на протяжении 2 ч выдерживали в эксикаторе с поглотителем влаги (CaCl₂). Взвешивание проводили на аналитических весах с точностью до 0,1 мг. После пропускания определённого объёма морской воды через фильтры (6 фильтров на каждую пробу) под вакуумом (с остаточным давлением 0,4–0,6 атм) фильтры промывали деионизированной водой, высушивали по процедуре, аналогичной описанной выше, и снова взвешивали. По разнице масс фильтров до и после фильтрации, а также исходя из объёма пропущенной воды рассчитывали концентрацию взвешенного вещества в мг·л⁻¹ или мг·м⁻³.

Тяжёлые металлы и мышьяк из проб взвеси выделяли методом кислотной минерализации в соответствии с ПНД Ф 16.2.2:2.3.71-201. Минерализацию проводили в смеси азотной кислоты и перекиси водорода при нагревании на электрической плитке; при этом фильтры растворялись полностью, а нерастворимые остатки взвешенного вещества отделяли фильтрованием через бумажные фильтры марки «Синяя лента». Параллельно проводили холостое определение с чистыми фильтрами, используя те же количества реактивов, что и для проб взвешенного вещества.

Определение тяжёлых металлов и мышьяка в реэкстрактах из морской воды и минерализатах взвешенного вещества проводили на базе ЦКП «Спектрометрия и хроматография» ФИЦ ИнБЮМ методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на масс-спектрометре PlasmaQuant MS Elite (Analytik Jena AG, Германия) в соответствии с ГОСТ Р 56219-2014 и руководством по эксплуатации прибора PlasmaQuant MS. По измеряемым элементам прибор калибровали с использованием специального мультиэлементного стандартного раствора IV-28 (Inorganic Ventures, США). Ошибка определения микроэлементов в воде не превышала 15 %, во взвешенном веществе — 10 %.

Уравнения для оценки потоков седиментационного самоочищения вод от тяжёлых металлов и мышьяка. Коэффициенты накопления (K_H) тяжёлых металлов и мышьяка (далее — микроэлементов, МЭ) взвешенным веществом рассчитывали по формуле:

$$K_H = 1000 \times C_{\text{ВВ}} / C_{\text{МВ}}, \quad (1)$$

где $C_{\text{ВВ}}$ — содержание МЭ во взвешенном веществе (мкг·г⁻¹ сухой массы);

$C_{\text{МВ}}$ — содержание МЭ, растворённых в морской воде (мкг·л⁻¹).

Предложен ряд уравнений, позволяющих оценить роль взвешенного вещества в формировании биогеохимических барьеров в отношении МЭ в прибрежных акваториях. Теоретический анализ результатов наблюдений выполнен с учётом современных представлений о радиоизотопном и химическом гомеостазе морских экосистем (Егоров, 2019).

Пул МЭ во взвешенном веществе ($P_{\text{ВВ}}$) под 1 м² фермы в столбе воды 22 м (мкг·м⁻²) принимали равным:

$$P_{\text{ВВ}} = C_{\text{ВВ}} \times 22 \times 1000. \quad (2)$$

Суммарный пул МЭ в морской воде и взвеси ($P_{\text{МВ+ВВ}}$) под 1 м² фермы в столбе воды 22 м (мкг·м⁻²) рассчитывали следующим образом:

$$P_{\text{МВ+ВВ}} = (C_{\text{МВ}} + C_{\text{ВВ}}) \times 22 \times 1000, \quad (3)$$

где $C_{\text{ВВ}}$ — концентрация МЭ во взвешенном веществе (мкг·л⁻¹).

Согласно данным (Гулин и др., 2013), седиментационный поток ($F_{\text{сед}}$) в районе исследования, рассчитанный с использованием радиоизотопного метода датировок донных отложений, был равен 664 г сухой массы·м⁻²·год⁻¹, или 1,82 г сухой массы·м⁻²·сут⁻¹. Суточный седиментационный поток МЭ ($V_{\text{сед/сут}}$) (мкг·м⁻²·сут⁻¹), или поток самоочищения вод, рассчитывали по формуле:

$$V_{\text{сед/сут}} = F_{\text{сед}} \times C_{\text{вв}}, \quad (4)$$

где $F_{\text{сед}}$ — седиментационный поток (г сухой массы·м⁻²·сут⁻¹).

Период оборота МЭ ($T_{\text{по}}$) (сут) за счёт седиментационных процессов в слое 22 м оценивали из соотношения:

$$T_{\text{по}} = P_{\text{мв+вв}}/V_{\text{сед/сут}}. \quad (5)$$

Постоянную времени (p) (год⁻¹) рассчитывали следующим образом:

$$p = 365/T_{\text{по}}. \quad (6)$$

Годовой поток депонирования ($P_{\text{гд}}$) МЭ в толщу донных отложений (кг·га⁻¹) определяли по формуле:

$$P_{\text{гд}} = V_{\text{сед/сут}} \times 365. \quad (7)$$

Также рассчитывали содержание МЭ во взвешенном веществе (N) (мкг·г⁻¹ сухого веса):

$$N = C_{\text{вв}}/m_{\text{вв}}, \quad (8)$$

где $m_{\text{вв}}$ — масса взвешенного вещества в морской воде (мг·л⁻¹).

Статистический анализ. Все результаты в таблицах представлены в виде (среднее ± средне-квадратическое отклонение). Уровень значимости установлен как $p < 0,05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Содержание МЭ в воде и взвеси. Установлено, что в феврале 2020 г. в районе исследования концентрация взвешенного вещества составила 0,72 мг сухой массы·л⁻¹. Результаты определений концентрации МЭ в поверхностной воде и во взвесах анализируемой акватории приведены в табл. 1.

Материалы, представленные в табл. 1, свидетельствуют о том, что экотоксикологическая обстановка в отношении загрязнения акватории фермы изучаемыми МЭ в феврале 2020 г. была благоприятна (зарегистрировано лишь некоторое превышение ПДК по молибдену). Вместе с тем следует отметить, что в отечественном законодательстве (Нормативы качества воды, 2016) приведены значения по большей части для вод пресноводных объектов хозяйствования (исключение — несколько элементов, для которых дополнительно указаны ПДК в морских водах). Для молибдена ПДК в морских водах не приведена.

В графе 2 табл. 1 в скобках даны значения концентраций МЭ по отношению к ПДК, а в графах 4 и 6 представлены процентные вклады растворённых и взвешенных форм в суммарное содержание МЭ в морской воде. Из приведённых в табл. 1 данных следует, что суммарная концентрация МЭ в воде лежала в пределах 0,024–22,477 мкг·л⁻¹, значения для растворённых их форм составляли 0,019–21,374 мкг·л⁻¹, а взвешенных — 0,003–1,103 мкг·л⁻¹. По уменьшению содержания в воде рассматриваемые МЭ выстроились в последовательность Zn > Cu > Mo > Ni > Pb > As > Cd > Co. Для взвешенного вещества последовательность была следующей: Zn > Cu > Pb > Ni > As > Co > Mo > Cd.

Таблица 1. Концентрация тяжёлых металлов и мышьяка (МЭ) в воде морской фермы (Севастополь, февраль 2020 г.)**Table 1.** Trace element concentrations in the marine farm water (Sevastopol, February 2020)

МЭ	Концентрация МЭ (среднее \pm СКО)					N (среднее \pm СКО), мкг·г ⁻¹ сухого веса	ПДК для рыбохо- зяйственных водоёмов, мкг·л ⁻¹
	$C_{\text{МВ+ВВ}}$, мкг·л ⁻¹ (% от ПДК)	$C_{\text{МВ}}$ (растворённое), мкг·л ⁻¹	% от сум- марного	$C_{\text{ВВ}}$ (взвешенное), мкг·л ⁻¹	% от сум- марного		
1	2	3	4	5	6	7	8
Co	0,024 (0,4)	0,019 \pm 0,001	79,2	0,005 \pm 0,001	20,8	6,93 \pm 0,07	5
Ni	0,940 (8,7)	0,866 \pm 0,023	92,4	0,071 \pm 0,001	7,6	99,76 \pm 0,94	10
Cu	2,506 (45,0)	2,248 \pm 0,063	89,7	0,258 \pm 0,003	10,3	358,18 \pm 4,03	5
Zn	22,477 (42,7)	21,374 \pm 0,680	95,1	1,103 \pm 0,018	4,9	1532,40 \pm 25,76	50
As	0,073 (0,3)	0,032 \pm 0,005	44,1	0,041 \pm 0,0004	55,9	56,37 \pm 0,52	10
Mo	1,985 (198,5)*	1,982 \pm 0,071	99,8	0,003 \pm 0,0001	0,2	4,44 \pm 0,11	1
Cd	0,029 (0,3)	0,026 \pm 0,001	90,0	0,003 \pm 0,0005	10,0	4,01 \pm 0,07	10
Pb	0,555 (0,5)	0,481 \pm 0,012	86,6	0,074 \pm 0,001	13,4	103,27 \pm 1,87	10

Примечание: СКО — среднеквадратическое отклонение; * — значение превышает ПДК.

Note: СКО denotes standard deviation; * denotes a value exceeding threshold limit value.

Данные табл. 1, а также имеющиеся литературные материалы по скорости осадконакопления суммарного (аллохтонного и автохтонного) биогенного вещества в исследуемом районе (Гулин и др., 2013) позволили предложить методику для оценки роли взвешенного вещества в формировании биогеохимических барьеров в прибрежных акваториях (на примере района размещения морской фермы) на основе ряда уравнений (2–7). Результаты определений биогеохимических характеристик анализируемой акватории сведены в табл. 2.

Таблица 2. Биогеохимические характеристики оборота тяжёлых металлов и мышьяка (МЭ) во взвешенном веществе в акватории марихозяйства (Севастополь, февраль 2020 г.)**Table 2.** Biogeochemical characteristics of the turnover of trace elements in suspended particulate matter in the marine farm water area (Sevastopol, February 2020)

МЭ	$K_n, \times 10^4$ на сухую массу	$P_{\text{ВВ+МВ}},$ мкг·м ⁻²	$P_{\text{ВВ}},$ мкг·м ⁻²	$V_{\text{сед/сут}},$ мкг·м ⁻² ·сут ⁻¹	Параметры седиментационного оборота МЭ в слое 22 м		$P_{\text{ГД}},$ кг·га ⁻¹
					$T_{\text{по}},$ сут	$\rho,$ год ⁻¹	
1	2	3	4	5	6	7	8
Co	30 \pm 1	5,3·10 ²	1,0·10 ²	12,6	42,0	8,69	0,045
Ni	10 \pm 0,3	206,1·10 ²	15,6·10 ²	181,6	113,5	3,22	0,663
Cu	16 \pm 0,5	547,8·10 ²	56,8·10 ²	651,9	84,8	4,30	2,379
Zn	7 \pm 0,2	4944,9·10 ²	242,7·10 ²	2788,9	177,4	2,06	10,180
As	180 \pm 8	16,1·10 ²	9,0·10 ²	102,6	15,8	23,10	0,374
Mo	0,20 \pm 0,02	436,7·10 ²	0,7·10 ²	8,1	5404,7	0,07	0,029
Cd	15 \pm 0,5	547,8·10 ²	6,4·10 ²	7,3	87,7	4,16	0,027
Pb	0,020 \pm 0,001	4944,9·10 ²	122,1·10 ²	187,9	65,0	5,62	0,684

Расчёты показали, что коэффициенты накопления МЭ взвесями (K_n) лежали в пределах от 0,02·10⁴ до 180,00·10⁴ (графа 2 в табл. 2). Суммарный пул МЭ в воде ($P_{\text{ВВ+МВ}}$) составлял от 5,3·10² до 4944,9·10² мкг·м⁻² (графа 3), из которого в составе взвесей содержалось МЭ

от 0,2 до 55,9 % (графа 6 в табл. 1). Поток седиментационного самоочищения вод ($V_{\text{сед/сут}}$) находился в пределах 7,30–2788,97 $\text{мкг}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$ (графа 5 в табл. 2). Оборота МЭ в морской среде за счёт их концентрирования и элиминации в результате сорбционных и седиментационных процессов в подавляющем большинстве случаев имел масштаб времени от суточного до месячного или сезонного. И только период оборота Мо имел годовой масштаб времени (графа 6). Из этих данных получили следующий ряд по возрастанию $T_{\text{по}}$ (сут): $\text{As} < \text{Co} < \text{Pb} < \text{Cd} < \text{Cu} < \text{Ni} < \text{Zn} < \text{Mo}$. Наиболее быстро (в пределах 15 сут) цикл взвеси проходит As; 1,5–2,5 мес. осаждаются со взвесью Co, Pb, Cd и Cu; 3–6 мес. необходимо для полного оборота в цикле Ni и Zn; самый медленный цикл у Mo — более 14 лет.

В графе 7 табл. 2 приведены оценки постоянных времени седиментационного обмена пулов содержания МЭ в слое 0–22 м. Они показали, что в результате биогеохимических процессов содержание МЭ в этом слое в течение года может замещаться от 0,07 до 23,10 раза. Учёт этого обстоятельства позволяет решать проблему экологического нормирования антропогенного пресса на морские акватории, в том числе нормирования предельно допустимых потоков поступления МЭ в акватории рекреационных зон. Согласно результатам расчётов, представленным в графе 8 табл. 2, при условии сохранения стационарности химического состава вод в феврале 2020 г. седиментационное депонирование различных МЭ в толще донных осадков в районе исследований в пересчёте на каждый гектар акватории фермы составляло от 0,027 до 10,180 $\text{кг}\cdot\text{год}^{-1}$.

ОБСУЖДЕНИЕ

Состав взвешенного вещества. Сравнение полученных в работе результатов с материалами литературных источников показало, что данные наших исследований по взвешенному веществу согласуются с ранее опубликованной информацией. Так, по сведениям (Рябушко и др., 2014), содержание взвеси в анализируемом районе в течение года варьировало от 0,3 до 1,1 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$; в нашей работе значение этого показателя составило 0,72 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$.

Известно, что планктон играет важную роль в формировании автохтонного взвешенного вещества в поверхностном слое Чёрного моря. Данные о доле фитопланктона в составе взвеси морских вод в литературе ограничены. Зачастую исследователи показывают соотношение минеральной и органической составляющей взвешенного вещества. Содержание органических соединений во взвеси для Чёрного моря — от 14 до 88 % (Витюк, 1983). Значительную долю взвешенного вещества также составляет детрит. В открытой части Чёрного моря, в районе внешнего рейда Севастополя, взвешенное вещество в основном было сформировано из автохтонной взвеси, зависящей от состава планктона (Гулин и др., 2013 ; Kukushkin & Parkhomenko, 2021), что свидетельствует о важной роли биотических процессов в переносе взвешенного вещества в этом районе. В фитопланктоне в исследуемый нами период доминировали диатомовые водоросли *Pseudo-nitzschia* spp. и *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve, 1873 и кокколитофориды *Emiliana huxleyi* (Lohmann) W. W. Hay & H. Mohler, 1967. Сырая биомасса фитопланктона в феврале 2020 г. в районе фермы достигла значения около 0,1 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (Поспелова и Приймак, 2021). Принимая, что сухая масса фитопланктона составляет в среднем 10 % его сырой биомассы (Студеникина и др., 1999), можно заключить, что сухая биомасса микроводорослей зимой составила 0,01 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$, или 1,4 % от массы взвешенного вещества. Можно предположить, что вклад фитопланктона во взвешенное вещество в данном исследовании был незначительным. Однако следует учесть тот факт, что доминирующими были мелкоклеточные виды микроводорослей, формирующие большую площадь поверхности, в связи с чем их роль в концентрировании МЭ из воды может быть ключевой.

В районах размещения морских ферм в формирование химического состава морской воды и взвешенного вещества могут вносить вклад культивируемые моллюски — в силу особенностей протекания в их организмах сорбционных и трофодинамических процессов. Моллюски могут выделять в акваторию фермы как растворённые, так и взвешенные органические и минеральные вещества (Ломакин и др., 2007 ; Поспелова и др., 2018).

Аллохтонный вклад в состав взвесей в верхнем слое анализируемой акватории могут вносить стоки вод реки Чёрной (через Севастопольскую бухту), два аварийных эпизодически действующих выпуска сточных вод, расположенных в непосредственной близости от фермы, сточные воды ливневой канализации, поступающие напрямую в акваторию фермы, в том числе из Карантинной бухты (Иванов и др., 2002 ; Немировский и Еремин, 2003).

Содержание растворённых и взвешенных форм микроэлементов в воде. По данным разных авторов, значения концентраций исследуемых МЭ в Чёрном море колеблются в широких пределах (табл. 3). Сравнение наших результатов с литературными материалами показало: значения суммарной концентрации Ni, Cu, Zn, Cd и Pb в воде фермы лежат в диапазонах изменчивости кларков этих МЭ в Чёрном море, тогда как концентрации Co и As в настоящей работе ниже, чем средние значения для Чёрного моря (табл. 3). Концентрации всех МЭ, кроме Zn, во взвешенном веществе сопоставимы со средними данными по Чёрному морю.

Таблица 3. Диапазоны изменчивости концентрации микроэлементов (МЭ) в Чёрном море, содержание МЭ во взвешенном веществе реки Чёрной, кларки в земной коре

Table 3. Variability ranges of trace element concentrations in the Black Sea, trace element content in suspended particulate matter of the Chernaya River, and clarkes in the Earth's crust

МЭ	Концентрация МЭ в Чёрном море			Кларк МЭ в земной коре, мкг·г ⁻¹ (Касимов и Власов, 2015)	Содержание МЭ во взвешенном веществе в воде устья реки Чёрной, мкг·г ⁻¹ (Малахова и др., 2020)
	Суммарное значение, мкг·л ⁻¹	Растворённая форма, мкг·л ⁻¹	Взвешенная форма, мкг·л ⁻¹ (% от суммарного)		
Co	0,6–3,1 ⁴⁾	нд	0,60·10 ⁻³ ...0,10 ¹⁾	15	14
Ni	0,4–23 ⁴⁾	0,47–0,70 (max 8,334) ²⁾	0,005...0,26 ¹⁾ (0,01) ⁵⁾	50	76
Cu	< 0,01–33 ³⁾	0,06–0,51 (max 7,75) ²⁾	0,006...0,29 ¹⁾ (0,03) ⁵⁾	27	877
Zn	0,42–108 ³⁾	max 54,53 ²⁾	0,001...0,91 ¹⁾ (0,25) ⁵⁾	75	1273
As	0,3–2,5 ⁴⁾	0,83–1,3 ⁴⁾	нд	5,6	14
Mo	0,67–3,74 ⁶⁾	нд	0,3·10 ⁻³ ...0,07 ¹⁾	1,1	1
Cd	< 0,01–0,45 ³⁾	max 1,69 ²⁾	0,001...3,60 ¹⁾	0,09	5
Pb	< 0,01–2,5 ³⁾	0,02–0,04 (max 8,08) ²⁾	0,005...0,35 ¹⁾ (0,015) ⁵⁾	17	196

Примечание: ¹⁾Yiğiterhan et al., 2011; ²⁾Boran & Altinok, 2010; ³⁾Севостьянова и др., 2016; ⁴⁾Митропольский и др., 1982; ⁵⁾Патин и Морозов, 1981; ⁶⁾Nägler et al., 2011; нд — нет данных.

Note: ¹⁾Yiğiterhan et al., 2011; ²⁾Boran & Altinok, 2010; ³⁾Sevost'yanova et al., 2016; ⁴⁾Mitropolsky et al., 1982; ⁵⁾Patin & Morozov, 1981; ⁶⁾Nägler et al., 2011; нд denotes no data.

Доля взвешенной формы Ni, Cu, Zn и Pb в воде исследуемой акватории выше, чем в среднем для Чёрного моря. Следует заметить, что литературные данные, используемые нами для сравнения, относятся к 1970–1980-м гг., и разница в результатах может быть обусловлена как различиями в методиках определения концентраций МЭ, так и временными изменениями в составе взвеси.

Так, Cu, Zn и As являются геохимически подвижными элементами. Cu и Co в значительной степени ассимилируются биотой, а As часто связан со взвесью. Основная часть Ni в морской среде находится в растворённой фазе. Для свинца характерна высокая активность взаимодействия с живым веществом (Митропольский *та ін.*, 2006). Молибден в морской воде менее биологически доступен, чем в пресных водах (Howarth *et al.*, 1988), а растворённого Mo в морской воде обычно в 10 000 раз больше, чем во взвеси (Dellwig *et al.*, 2007 ; Howarth & Cole, 1985).

Известно, что для взвешенного вещества морской воды отсутствуют нормативы содержания в нём микроэлементов, поэтому для сравнительной оценки степени загрязнения среды в наших данных мы использовали значения кларков химических элементов в верхней части континентальной земной коры (Касимов и Власов, 2015) (табл. 3). Сравнение полученных результатов показало, что содержание кадмия во взвешенном веществе фермы было в 44, цинка — в 20, меди — в 13, свинца — в 6 раз выше средних значений кларков этих элементов в земной коре (табл. 3), тогда как содержание Co было в 2 раза ниже. Это может быть связано с влиянием как природных, так и антропогенных факторов. К природным относится поступление микроэлементов из донных отложений, с продуктами жизнедеятельности культивируемых моллюсков и планктонных организмов. Антропогенные факторы рассмотрим более подробно.

Повышение концентрации загрязняющих веществ в поверхностных водах анализируемой акватории во многом обусловлено воздействием прилегающих загрязнённых бухт — Карантинной (Ryabushko *et al.*, 2017) и Севастопольской (Совга и Мезенцева, 2019 ; Orekhova & Varenik, 2018). Севастопольская бухта, крупный полузакрытый бассейн эстуарного типа, находится под широким спектром антропогенных воздействий. Между тем на её экологическое состояние влияют прибрежные источники загрязнения, интенсивное судоходство, сток реки Чёрной. При этом в Севастопольской бухте развиваются течения и ветра, которые выносят поллютанты за её пределы и загрязняют воды мидийной фермы (Kapranov *et al.*, 2020). В период отбора проб в регионе Севастополя преобладали ветра северо-восточного направления (<https://weatherarchive.ru/Sevastopol/19-February-2020>), что свидетельствует о возможном влиянии вод бухты на акваторию фермы. Параллельно с данными наших исследований в феврале 2020 г. были получены результаты по содержанию МЭ в устье реки Чёрной (табл. 3) (Малахова и др., 2020). Со взвесью из реки в Севастопольскую бухту поступало значительное количество меди, цинка и свинца. Концентрации Co, Cu и Pb во взвешенном веществе реки были выше, чем во взвеси вод фермы; содержание Ni, Zn и Cd было сопоставимо; As и Mo концентрировались во взвеси фермы с большей интенсивностью, чем во взвеси реки. Известно, что в зоне смешения речных и морских вод образуется геохимический барьер, где в результате гидрологических, физико-химических и биологических процессов из воды удаляется свыше 90 % взвешенного материала речного стока, и из дальнейшей миграции выбывает до 90 % взвешенных форм Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd и Pb, а также 10–60 % растворённых форм (Демина, 2015). Отсюда следует, что воды реки Чёрной не могли вносить значительный вклад в содержание металлов и мышьяка в водах фермы.

Обычно в прибрежных зонах в биогеохимические циклы включаются микроэлементы аэрозолей (растворённых и взвешенных) (Duce *et al.*, 1991). В поступлении загрязняющих веществ, в том числе МЭ, в Чёрное море значительна роль атмосферной составляющей. До 83 % потоков Ni, Cu, Zn, Cd и Pb в Чёрное море обеспечено атмосферными выпадениями (Губанов и др., 2004 ; Theodosi *et al.*, 2013). Атмосферный вклад никеля, меди и свинца в морскую среду Севастопольского региона сопоставим с поступлением речного стока, а иногда и превышает его (Овсяный и др., 2001). Так, высокое содержание взвешенных форм Pb, по-видимому преимущественно техногенного происхождения, связано с образованием аэрозолей с повышенным содержанием свинца в результате загрязнения от автомобильного транспорта и от сжигания углей,

а также с поступлением со стоками предприятий. As относится к веществам первого класса опасности и включён в группу химических элементов, которые обязательно должны быть выявлены в процессе экологического мониторинга, тем более в районах размещения марихозяйств. Результаты нашей работы показали, что более 50 % As находится в воде во взвешенной форме. Аналогичные данные приведены для вод реки Чёрной (Малахова и др., 2020). Между тем суммарные концентрации As и Pb в воде не превышали ПДК (табл. 1). Единственным металлом, концентрация которого во воде составила 1,98 ПДК, был Mo. Это самый распространённый переходный металл в открытой морской воде [из-за доминирования и низкой химической реакционной способности молибдат-иона (MoO_4^{2-})]. Большую часть Mo в океаны поставляют реки — в основном за счёт выветривания континентального материала (Smedley & Kinniburgh, 2017).

Потоки тяжёлых металлов и мышьяка через взвешенное вещество. Мы дали оценку (табл. 2) динамическим параметрам поглощения МЭ взвесью, рассчитав продолжительность биогеохимических циклов МЭ. Даже при меньшей доле металлов во взвешенном веществе, по сравнению с таковой в растворённой фазе, взвешенное вещество значительно (от нескольких суток до нескольких лет) ускоряет оборот МЭ.

Полученные нами коэффициенты накопления (табл. 1) свидетельствуют о высокой способности взвешенного вещества концентрировать МЭ. Доля металлов во взвесах (0,2–55,9 % от их общего содержания в водной среде) была ниже, чем в Азовском море (29–95,6 %) (Буфетова, 2022). Это можно объяснить содержанием взвеси в воде: оно в Чёрном море на порядок ниже, чем в Азовском. Повышение доли металлов во взвешенном веществе с увеличением содержания взвеси показано также для прибрежных акваторий Японского моря (Шулькин, 2007).

Пул МЭ на взвесах в районе мидийной фермы составил от 70 мкг до 24 мг на м^2 водного столба; значения были минимальными для Mo (70 мкг) и Co (100 мкг) и максимальными — для Zn (24 мг) и Pb (12 мг). Значения пула позволили рассчитать поток самоочищения вод от МЭ с помощью взвешенного вещества. Похожие данные по вертикальному потоку большинства исследуемых нами МЭ были получены для юго-восточной части Чёрного моря (Ergül et al., 2008), а также для побережья Кавказа (Денисов и Латун, 2018). Периоды оборота металлов в Азовском море приведены в (Матишов и др., 2017); в данной работе были показаны закономерности концентрирования тяжёлых металлов донными отложениями, на основании чего было охарактеризовано седиментационное самоочищение вод. В этой же публикации было продемонстрировано, что период седиментационного оборота тяжёлого металла в водной среде (T_{TE} , лет) отражает масштабы времени протекания процессов седиментационного самоочищения вод. Разную продолжительность биогеохимических циклов для разных МЭ можно объяснить отличиями в их концентрациях в растворе и в долях биодоступных форм (Demina, 2011). Предложенные нами схемы расчётов показали, что за сутки в районе морской фермы только за счёт седиментационных процессов происходит очищение вод от значительного количества токсичных элементов, что, несомненно, вносит весомый вклад в мелиорацию прибрежной акватории. Если учесть, что в этой акватории размещено марихозяйство по выращиванию моллюсков-фильтраторов, можно заключить, что взвешенное вещество является ещё и дополнительным фактором, обеспечивающим безопасность продукции аквакультуры.

Предложенный нами расчёт периода седиментационного оборота МЭ в водной среде ($T_{\text{по}}$, сут) (табл. 2) отражает масштабы времени протекания процессов седиментационного самоочищения вод морской фермы, а также оценки постоянных времени седиментационного обмена пулов содержания МЭ во всём слое воды исследуемой акватории. Это позволит подойти к решению проблемы экологического нормирования антропогенного пресса на морские акватории, в том числе нормирования предельно допустимых потоков поступления МЭ в акватории рекреационных зон. Наряду с известными данными о значительном вкладе

морских ферм по выращиванию двустворчатых моллюсков в процессы самоочищения прибрежных акваторий, следует учитывать и другой важный фактор — участие взвешенного вещества в этих процессах.

Заключение. В работе представлены оценки роли взвешенного вещества в районах размещения морской фермы как биогеохимического барьера, способствующего процессу самоочищения морской акватории от микроэлементов. На основе полученных данных по содержанию микроэлементов в морской воде и взвешенном веществе акватории размещения морской фермы определены потоки их седиментационного оборота и предложен метод оценки процесса самоочищения вод от тяжёлых металлов (Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd и Pb) и мышьяка (As) с учётом санитарно-гигиенических норм. С практической точки зрения полученные результаты могут быть использованы при разработке критериев нормирования предельно допустимых потоков загрязнения вод в других акваториях функционирования морских ферм.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ и Правительства Севастополя в рамках научного проекта № 20-44-925001, а также по темам государственного задания ФИЦ ИнБЮМ «Молекулярные и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ 121031500515-8) и «Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса» (№ 121030300149-0).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Буфетова М. В. Оценка способности взвесей Азовского моря концентрировать тяжёлые металлы // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2022. № 1. С. 55–65. [Bufetova M. V. Assessment of the ability of suspended matter in the Sea of Azov to concentrate heavy metals. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, 2022, no. 1, pp. 55–65. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2022-1-55-65>
2. Витюк Д. М. *Взвешенное вещество и его биогенные компоненты*. Киев : Наукова думка, 1983. 212 с. [Vityuk D. M. *Vzveshennoe veshchestvo i ego biogennye komponenty*. Kyiv : Naukova dumka, 1983, 212 p. (in Russ.)]
3. Губанов В. И., Мальченко Ю. А., Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П. Диагноз современного состояния вод Севастопольского взморья (Чёрное море) по результатам мониторинга гидрохимических характеристик // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2004. Вып. 10. С. 141–148. [Gubanov V. I., Mal'chenko Yu. A., Kuftarkova E. A., Kovrigina N. P. Diagnosis of modern state of coastal water Sevastopol (the Black Sea) according to monitoring of chemical parameters. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2004, iss. 10, pp. 141–148. (in Russ.)]
4. Гулин С. Б., Сидоров И. Г., Гулина Л. В. Биогенная седиментация в Чёрном море: радиотрацерное исследование // *Морской экологический журнал*. 2013. Т. 12, № 2. С. 19–25. [Gulin S. B., Sidorov I. G., Gulina L. V. Biogenic sedimentation in the Black Sea: Radiotracer-derived study. *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2013, vol. 12, no. 2, pp. 19–25. (in Russ.)]
5. Демина Л. Л. Количественная оценка роли живого вещества в геохимической миграции микроэлементов в океане // *Геохимия*. 2015. [Т. 53], № 3. С. 224–240. [Demina L. L. Quantification of the role of organisms in the geochemical migration of trace metals in the ocean. *Geochemistry International*, 2015, vol. 53, no. 3, pp. 224–240. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S0016752515030048>
6. Денисов В. И., Латун В. В. Потоки химических элементов в составе осаждающегося взвешенного вещества на шельфе Чёрного моря (по данным седиментационных ловушек) // *Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки*. 2018. № 4 (200). С. 77–85. [Denisov V. I., Latun V. V. Flows of chemical elements in suspended matter fluxes in the shallow area of the Black Sea shelf (according to the sediment traps data). *Izvestiya vuzov. Severo-Kavkazskii region. Natural science*, 2018,

- по. 4 (200), pp. 77–85. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.23683/0321-3005-2018-4-77-85>
7. Егоров В. Н. *Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем*. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. [Egorov V. N. *Theory of Radioisotope and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Sevastopol : FITs InBYuM, 2019, 356 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938-5-0>
 8. Золотов Ю. А., Кузьмин Н. М. *Экстракционное концентрирование*. Москва : Химия, 1971. 272 с. [Zolotov Yu. A., Kuzmin N. M. *Ekstraktsionnoe kontsentrirovanie*. Moscow : Khimiya, 1971, 272 p. (in Russ.)]
 9. Иванов В. Н., Субботин А. А., Губанов В. И., Куфтаркова Е. А., Немировский М. С., Пархоменко А. В. Гидрохимический режим вод Севастопольского взморья и его перспективы для хозяйственного использования // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2002. № 2 (7). С. 134–143. [Ivanov V. N., Subbotin A. A., Gubanov V. I., Kuftarkova E. A., Nemirovsky M. S., Parkhomenko A. V. Hydrochemical regime of Sevastopol coastal waters and its prospects for economical using. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2002, no. 2 (7), pp. 134–143. (in Russ.)]
 10. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // *Вестник Московского университета. Серия 5: География*. 2015. № 2. С. 7–17. [Kasimov N. S., Vlasov D. V. Clarkes of chemical elements as comparison standards in ecogeochemistry. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5: Geografiya*, 2015, no. 2, pp. 7–17. (in Russ.)]
 11. Куфтаркова Е. А., Губанов В. И., Ковригина Н. П., Еремин И. Ю., Сеничева М. И. Экологическая оценка современного состояния вод в районе взаимодействия Севастопольской бухты с прилегающей частью моря // *Морской экологический журнал*. 2006. Т. 5, № 1. С. 72–91. [Kuftarkova E. A., Gubanov V. I., Kovrigina N. P., Eremin I. Yu., Senicheva M. I. Ecological assessment of modern state of waters in the region of interaction of the Sevastopol Bay and part of the sea contiguous to it. *Morskoj ekologicheskij zhurnal*, 2006, vol. 5, no. 1, pp. 72–91. (in Russ.)]
 12. Ломакин П. Д., Чепыженко А. И., Чепыженко А. А. Оценка полей суммарной взвеси и растворённого органического вещества в бухтах крымского побережья на основе данных оптических измерений // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2007. № 15. С. 168–176. [Lomakin P. D., Chepyzhenko A. I., Chepyzhenko A. A. Estimation to concentrations of total suspension and dissolved organic matter of the artificial origin in the bays of the Crimea according to optical measurements. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2007, no. 15, pp. 168–176. (in Russ.)]
 13. Малахова Л. В., Проскурнин В. Ю., Егоров В. Н., Чужикова-Проскурнина О. Д., Бобко Н. И. Микроэлементы в воде реки Чёрной и оценка их поступления с речным потоком в Севастопольскую бухту в зимний сезон 2020 г. // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2020. № 3. С. 77–94. [Malakhova L. V., Proskurnin V. Yu., Egorov V. N., Chuzhikova-Proskurnina O. D., Bobko N. I. Trace elements in the Chernaya River water and evaluation of their income with the riverine inflow into the Sevastopol Bay in winter 2020. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, 2020, no. 3, pp. 77–94. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2020-3-77-94>
 14. Матишов Г. Г., Буфетова М. В., Егоров В. Н. Нормирование потоков поступления тяжёлых металлов в Азовское море по оценкам интенсивности седиментационного самоочищения вод // *Наука Юга России*. 2017. Т. 13, № 1. С. 44–58. [Matishov G. G., Bufetova M. V., Egorov V. N. The regulation of flows of heavy metals into the Sea of Azov according to the intensity of sedimentation of water self-purification. *Nauka Yuga Rossii [Science in the South Russia]*, 2017, vol. 13, no. 1, pp. 44–58. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.23885/2500-0640-2017-13-1-44-58>
 15. Митропольский А. Ю., Безбородов А. А., Овсяный Е. И. *Геохимия Чёрного моря*. Киев : Наукова думка, 1982. 114 с. [Mitropolsky A. Yu., Bezborodov A. A., Ovsyanyi E. I. *Geokhimiya Chernogo morya*. Kyiv : Naukova dumka, 1982, 114 p. (in Russ.)]

16. Митропольський О. Ю., Наседкін Є. І., Осокіна Н. П. *Екогеохімія Чорного моря*. Київ : Академперіодика, 2006. 279 с. [Mitropolsky O. Yu., Nasedkin E. I., Osokina N. P. *Ekoheokhimiia Chornoho moria*. Kyiv : Akadempriodika, 2006, 279 p. (in Ukr.)]
17. Немировский М. С., Еремин И. Ю. Динамика вод рейда Севастополя // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2003. № 9. С. 59–66. [Nemirovsky M. S., Eremin I. Yu. Water dynamics near Sevastopol city. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2003, no. 9, pp. 59–66. (in Russ.)]
18. *Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения*. Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13.12.2016 № 552. [Normativy kachestva vody vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya, v tom chisle normativy predel'no dopustimyykh kontsentratsii vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh ob'ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya. Prikaz Ministerstva sel'skogo khozyaistva RF ot 13.12.2016 no. 552. (in Russ.)]
19. Овсяный Е. И., Романов А. С., Миньковская Р. Я., Красновид И. И., Озюменко Б. А., Цымбал И. М. Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2001. № 2. С. 138–152. [Ovsyanyi E. I., Romanov A. S., Minkovskaya R. Ya., Krasnovid I. I., Ozyumenko B. A., Tsymbal I. M. Basic polluting sources of sea near Sevastopol. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2001, no. 2, pp. 138–152. (in Russ.)]
20. Патин С. А., Морозов Н. П. *Микроэлементы в морских организмах и экосистемах*. Москва : Пищевая промышленность, 1981. 153 с. [Patin S. A., Morozov N. P. *Mikroelementy v morskikh organizmakh i ekosistemakh*. Moscow : Pishchevaya promyshlennost', 1981, 153 p. (in Russ.)]
21. Поспелова Н. В., Егоров В. Н., Челядина Н. С., Нехорошев М. В. Содержание меди в органах и тканях *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 и поток её седиментационного депонирования в донные осадки в хозяйствах черноморской аквакультуры // *Морской биологический журнал*. 2018. Т. 3, № 4. С. 64–75. [Pospelova N. V., Egorov V. N., Chelyadina N. S., Nekhoroshev M. V. The copper content in the organs and tissues of *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 and the flow of its sedimentary deposition into bottom sediments in the farms of the Black Sea aquaculture. *Morskoj biologicheskij zhurnal*, 2018, vol. 3, no. 4, pp. 64–75. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2018.03.4.07>
22. Поспелова Н. В., Приймак А. С. Особенности питания мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam., культивируемой в прибрежье г. Севастополя // *Труды Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского – природного заповедника РАН*. 2021. Т. 6, № 1 (17). С. 24–34. [Pospelova N. V., Priimak A. S. The feeding of *Mytilus galloprovincialis* Lam. cultivating in coastal waters of Sevastopol. *Proceedings of the T. I. Vyazemsky Karadag Scientific Station – Nature Reserve of the Russian Academy of Sciences*, 2021, vol. 6, no. 1 (17), pp. 24–34. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/eco.2021.17.03>
23. Рябушко Л. И., Балычева Д. С., Поповичев В. Н., Фирсов Ю. К., Рябушко В. И. Продукционные характеристики фитоперифитона экспериментальных стеклянных пластин и фитопланктона в Карантинной бухте (крымское побережье Чёрного моря) // *Альгология*. 2014. Т. 24, № 4. С. 504–517. [Ryabushko L. I., Balycheva D. S., Popovichev V. N., Firsov Yu. K., Ryabushko V. I. The productive characteristics of experimental glass plates phytoperiphyton and phytoplankton in the Karantinnaya Bay (Crimean coastal waters of the Black Sea). *Algologiya*, 2014, vol. 24, no. 4, pp. 504–517. (in Russ.)]
24. Севостьянова М. В., Павленко Л. Ф., Кораблина И. В. Современный уровень загрязнения акватории Чёрного моря нефтепродуктами и тяжёлыми металлами // *Морские биологические исследования: достижения и перспективы* : в 3 томах : 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. 3. С. 210–213. [Sevost'yanova M. V., Pavlenko L. F., Kobrablina I. V. Current level of the Black Sea pollution by oil and heavy metals. In: *Morskije biologicheskie issledovaniya: dostizheniya i perspektivy* : v 3 tomakh : 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. 3, pp. 210–213. (in Russ.)]
25. Совга Е. Е., Мезенцева И. В. Экологическое состояние центральной части акватории Севастопольской бухты в зависимости от уровня антропогенной нагрузки // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2019. № 3. С. 52–60. [Sovga E. E., Mezentseva I. V. Ecological condition of the central part of Sevastopol Bay depending on the anthropogenic load level. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, 2019, no. 3, pp. 52–60. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.22449/2413-5577-2019-3-52-60>
 26. Стецюк А. П. Концентрирование ртути во взвешенном веществе пены и воды Чёрного моря // *Морской биологический журнал*. 2020. Т. 5, № 3. С. 74–84. [Stetsiuk A. P. Mercury accumulation in suspended matter of foam and water of the Black Sea. *Morskoj biologicheskij zhurnal*, 2020, vol. 5, no. 3, pp. 74–84. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/mbj.2020.05.3.07>
 27. Студеникина Е. И., Алдакимова А. Я., Губина Г. С. *Фитопланктон Азовского моря в условиях антропогенных воздействий*. Ростов-на-Дону : Эверест, 1999. 175 с. [Studenikina E. I., Aldakimova A. Ya., Gubin G. S. *Fitoplankton Azovskogo morya v usloviyakh antropogennykh vozdeistvii*. Rostov-on-Don : Everest, 1999, 175 p. (in Russ.)]
 28. Шулькин В. М. *Тяжёлые металлы в речных и прибрежно-морских экосистемах* : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук : 25.00.36. Владивосток, 2007. 37 с. [Shulkin V. M. *Tyazhelye metally v rechnykh i pribrezhno-morskikh ekosistemakh* : avtoref. dis. ... d-ra geogr. nauk : 25.00.36. Vladivostok, 2007, 37 p. (in Russ.)]
 29. Boran M., Altinok I. A review of heavy metals in water, sediment and living organisms in the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2010, vol. 10, no. 4, pp. 565–572. <https://doi.org/10.4194/trjfas.2010.0418>
 30. Dellwig O., Beck M., Lemke A., Lunau M., Kolditz K., Schnetger B., Brumsack H.-J. Non-conservative behaviour of molybdenum in coastal waters: Coupling geochemical, biological, and sedimentological processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2007, vol. 71, iss. 11, pp. 2745–2761. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2007.03.014>
 31. Demina L. L. Estimation of the role of global biological filters in the geochemical migration of trace elements in the ocean: The marginal filter of the ocean. *Doklady Earth Sciences*, 2011, vol. 439, pt. 1, pp. 981–985. <https://doi.org/10.1134/S1028334X11070038>
 32. Duce R. A., Liss P. S., Merrill J. T., Atlas E. L., Buat-Menard P., Hicks B. B., Miller J. M., Prospero J. M., Arimoto R., Church T. M., Ellis W., Galloway J. N., Hansen L., Jickells T. D., Knap A. H., Reinhardt K. H., Schneider B., Soudine A., Tokos J. J., Tsunogai S., Wollast R., Zhou M. The atmospheric input of trace species to the World Ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, 1991, vol. 5, iss. 3, pp. 193–259. <https://doi.org/10.1029/91GB01778>
 33. Ergül H. A., Topcuoğlu S., Ölmez E., Kırbaşoğlu Ç. Heavy metals in sinking particles and bottom sediments from the eastern Turkish coast of the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, vol. 78, iss. 2, pp. 396–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.006>
 34. Howarth R. W., Marino R., Lane J., Cole J. J. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography*, 1988, vol. 33, iss. 4, pt. 2, pp. 688–701. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0688>
 35. Howarth R. W., Cole J. J. Molybdenum availability, nitrogen limitation, and phytoplankton growth in natural waters. *Science*, 1985, vol. 229, iss. 4714, pp. 653–655. <https://doi.org/10.1126/science.229.4714.653>
 36. Kapranov S. V., Kovrigina N. P., Troshchenko O. A., Rodionova N. Yu. Long-term variations of thermohaline and hydrochemical characteristics in the mussel farm area in the coastal waters off Sevastopol (Black Sea) in 2001–2018. *Continental Shelf Research*, 2020,

- vol. 206, art. no. 104185 (16 p.). <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104185>
37. Kukushkin A. S., Parkhomenko A. V. Spatiotemporal variability of suspended particulate matter in the surface layer of the open part of the Black Sea. *Oceanology*, 2021, vol. 61, no. 2, pp. 272–282. <https://doi.org/10.1134/S0001437021010124>
38. Nägler T. F., Neubert N., Böttcher M. E., Dellwig O., Schnetger B. Molybdenum isotope fractionation in pelagic euxinia: Evidence from the modern Black and Baltic seas. *Chemical Geology*, 2011, vol. 289, iss. 1–2, pp. 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.07.001>
39. Orekhova N. A., Varenik A. V. Current hydrochemical regime of the Sevastopol Bay. *Physical Oceanography*, 2018, vol. 25, no. 2, pp. 124–135. <https://doi.org/10.22449/1573-160X-2018-2-124-135>
40. Smedley P. L., Kinniburgh D. G. Molybdenum in natural waters: A review of occurrence, distributions and controls. *Applied Geochemistry*, 2017, vol. 84, pp. 387–432. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.008>
41. Ryabushko V. I., Prazukin A. V., Gureeva E. V., Bobko N. I., Kovrigina N. P., Nekhoroshev M. V. Fucoxanthin and heavy metals in brown algae of genus *Cystoseira* C. Agardh from water areas with different anthropogenic influences (Black Sea). *Morskoy biologicheskij zhurnal*, 2017, vol. 2, no. 2, pp. 70–79. <https://doi.org/10.21072/mbj.2017.02.2.07>
42. Salomons W., Förstner U. *Metals in the Hydrocycle*. Berlin ; Heidelberg ; New York ; Tokyo : Springer-Verlag, 1984, 352 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-69325-0>
43. Theodosi C., Stavarakakis S., Koulaki F., Stavrakaki I., Moncheva S., Papathanasiou E., Sanchez-Vidal A., Koçak M., Mihalopoulos N. The significance of atmospheric inputs of major and trace metals to the Black Sea. *Journal of Marine Systems*, 2013, vols 109–110, pp. 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2012.02.016>
44. Turner A., Millward G. E. Suspended particles: Their role in estuarine biogeochemical cycles. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2002, vol. 55, iss. 6, pp. 857–883. <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1033>
45. Yiğiterhan O., Murray J. W., Tuğrul S. Trace metal composition of suspended particulate matter in the water column of the Black Sea. *Marine Chemistry*, 2011, vol. 126, iss. 1–4, pp. 207–228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2011.05.006>

**SUSPENDED PARTICULATE MATTER
AS A BIOCHEMICAL BARRIER TO HEAVY METALS
IN MARINE FARM AREAS
(SEVASTOPOL, THE BLACK SEA)**

N. V. Pospelova, V. N. Egorov, V. Yu. Proskurnin, and A. S. Priymak

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

For recreational zones and marine farm areas, the investigation of chemical fluxes in coastal marine areas is of certain relevance. To study the role of suspended particulate matter in formation of biogeochemical barriers in marine farm areas, a method was proposed for estimating the fluxes of sedimentary self-purification of water from heavy metals (Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, and Pb) and arsenic (As). Based on the literature data on radioisotope dating of bottom sediments and the sedimentation rate, as well as considering our own estimates of the specific gravity of suspended particulate matter in water and concentrations of dissolved and suspended forms of heavy metals and As in the marine environment, the fluxes of biogeochemical self-purification of a marine farm water area from these trace elements were determined. As shown, the proposed methodological base is applicable for ecological regulation of coastal recreational zones in terms of pollution by trace elements.

Keywords: Black Sea, pollution, trace elements, self-purification, ecological regulation, suspended particulate matter, aquaculture



ОПРЕДЕЛЕНИЕ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ КОНТРОЛЬНЫХ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ, ОБЕСПЕЧИВАЮЩИХ ПРИЕМЛЕМЫЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК

© 2022 г. Н. А. Росновская, А. И. Крышев, И. И. Крышев

Научно-производственное объединение «Тайфун», Обнинск, Российская Федерация
E-mail: rosnovskaya@rpatyphoon.ru

Поступила в редакцию 21.03.2022; после доработки 07.06.2022;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

Разработаны критерии оценки радиационной обстановки, обеспечивающие приемлемый экологический риск, — контрольные уровни содержания радионуклидов в компонентах природной среды. Метод применён для расчёта контрольных уровней содержания техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях Баренцева моря, не превышение которых обеспечивает радиационную защиту морской биоты. Для этого выполнена оценка локальных коэффициентов накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu в биоте Баренцева моря с использованием многолетних данных наблюдений, а также выбраны представительные виды его экосистемы — рыба (треска), моллюск (мидия), водное растение (фукус) и морское млекопитающее (гренландский тюлень). Значения коэффициентов накопления ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{90}Sr составили соответственно ($\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$): в рыбе — 93, 262 и 12; в моллюсках — 51, 1180 и 21; в водорослях — 69, 732 и 19; в морских млекопитающих — 63, 222 и 14. Значения коэффициентов распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{90}Sr между водой и донными отложениями составили 426, 189 600 и 443 $\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$ соответственно. Для большинства представительных организмов Баренцева моря значения коэффициентов накопления техногенных радионуклидов отличаются от справочных значений. Отсутствие выраженного временного тренда для коэффициентов накопления всех техногенных радионуклидов в рыбе Баренцева моря в 1992–2020 гг. указывает на установление равновесия в распределении радиоактивности между компонентами арктической морской экосистемы. Контрольные уровни содержания радионуклидов в воде Баренцева моря ($\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$) составляют 115 для ^{137}Cs , 439 для ^{90}Sr , 0,124 для $^{239,240}\text{Pu}$; в донных отложениях ($\text{кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырого веса) — 48,9 для ^{137}Cs , 194 для ^{90}Sr , 23,6 для $^{239,240}\text{Pu}$. Значения индекса загрязнения как воды, так и донных отложений Баренцева моря, рассчитанные с использованием данных мониторинга и величин контрольных уровней, в 2006–2020 гг. были на несколько порядков ниже единицы и не имели существенной тенденции к повышению или снижению. Основной вклад в индекс загрязнения воды Баренцева моря с точки зрения воздействия на природную биоту вносит $^{239,240}\text{Pu}$ (до 75 %), в индекс загрязнения донных отложений — ^{137}Cs (до 90 %). Соотношение вкладов техногенных радионуклидов в индекс загрязнения воды и донных отложений Баренцева моря в настоящее время является постоянным.

Ключевые слова: Арктика, Баренцево море, вода, донные отложения, биота, контрольный уровень, коэффициент накопления, коэффициент распределения, радионуклид

Для корректной интерпретации данных мониторинга необходимо сравнить их с критериями оценки радиационной обстановки, обеспечивающими приемлемый экологический риск. В качестве таких критериев удобно использовать контрольные уровни содержания радионуклидов

в компонентах природной среды, с которыми могут быть прямо сопоставлены результаты измерений. Были разработаны рекомендации по оценке радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки ([Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015](#)) и по расчёту контрольных уровней содержания радионуклидов в морской воде ([Порядок расчёта, 2016](#)). Контрольные уровни, определённые в рекомендациях ([Порядок расчёта, 2016](#)), базируются на использовании обобщённых значений коэффициентов накопления радионуклидов в биоте, коэффициентов распределения между водой и донными отложениями ([Sediment Distribution Coefficients, 2004](#)) и стандартного выбора представительных организмов ([ICRP Publication 108, 2008](#)) и не учитывают региональные особенности.

Значения коэффициентов накопления радиоактивных веществ в компонентах арктической морской экосистемы могут существенно отличаться от среднемировых значений. Арктический регион характеризуется суровым климатом с низкими температурами. В холодных водах Арктики накопление и выведение радионуклидов у гидробионтов происходит медленнее, чем в водоёмах умеренного или тёплого климата; кроме того, набор представительных организмов при проведении радиоэкологических оценок для арктических морей отличается от стандартного ([Kryshev et al., 2022](#) ; [Sazykina & Kryshev, 2011](#)).

Присутствие техногенных радионуклидов в Баренцевом море преимущественно обусловлено следующими факторами: атмосферными выпадениями после испытаний ядерного оружия во второй половине XX в.; переносом с течениями радиоактивных сбросов с предприятий, расположенных на территории Великобритании и Франции; наличием в арктических морях затонувших или затопленных ядерных и радиационно опасных объектов; поступлением радионуклидов после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. ([Саркисов и др., 2015](#) ; [Сивинцев и др., 2005](#)). Экспедиционные обследования акватории Баренцева моря показали наличие в морской воде таких долгоживущих техногенных радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu ([Gwynn et al., 2016](#) ; [Jensen et al., 2016](#)).

Задачей исследования является определение контрольных уровней содержания техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях Баренцева моря, непревышение которых обеспечивает радиационную защиту морской биоты. Для этого выполнена оценка локальных коэффициентов накопления техногенных радионуклидов в биоте и коэффициентов распределения между водой и донными отложениями Баренцева моря с использованием многолетних данных наблюдений, а также выбраны представительные виды экосистемы Баренцева моря и пороговые значения мощности дозы облучения, ниже которых не возникает детерминированных радиобиологических эффектов для морской биоты.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Контрольный уровень i -го радионуклида в морской воде рассчитывали по формуле:

$$C_i = \frac{P}{\varepsilon_{a,i} \cdot \alpha_i \cdot CF_i + \varepsilon_{e,i} \cdot (\tau_w + 0,5 \cdot K_{d,i} \cdot \tau_s)}, \quad (1)$$

где P — пороговое значение мощности дозы, при превышении которого могут возникать детерминированные радиобиологические эффекты для представительного организма, $\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$;

$\varepsilon_{a,i}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения организма от накопленного i -го радионуклида, $(\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1})/(\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1} \text{ сырого веса})$;

α_i — коэффициент качества, связанный с относительной биологической эффективностью излучения, безразмерный;

CF_i — коэффициент накопления i -го радионуклида в представительном организме, $\text{л}\cdot\text{кг}^{-1}$;

$\varepsilon_{e,i}$ — дозовый коэффициент внешнего облучения организма от морской воды и донных отложений, (мГр·сут⁻¹)/(Бк·кг⁻¹ сырого веса);

$K_{d,i}$ — коэффициент распределения i -го радионуклида между морской водой и донными отложениями, л·кг⁻¹ сырого веса;

τ_w и τ_s — доли времени, которые представитель морской биоты проводит в толще воды и вблизи дна соответственно, безразмерные.

Контрольный уровень i -го радионуклида в морских донных отложениях рассчитывали по формуле:

$$S_i = \frac{P}{\varepsilon_{a,i} \cdot \alpha_i \cdot CF_{s,i} + 0,5 \cdot \varepsilon_{e,i} \cdot \tau_s}, \quad (2)$$

где $CF_{s,i}$ — отношение удельной активности i -го радионуклида в морском организме к его удельной активности в донных отложениях, кг·кг⁻¹ сырого веса.

Для выбора представительных объектов природной среды применяют следующие критерии: экологическую значимость объекта, доступность для радиоэкологического мониторинга, величину дозы облучения, радиочувствительность, способность к самовосстановлению (Kryshev & Sazykina, 2012). При определении представительных организмов арктических морей особое значение имеет наличие данных мониторинга, позволяющих оценить локальные значения коэффициентов накопления техногенных радионуклидов в морской биоте. Исходя из этого, в качестве представительных организмов Баренцева моря были выбраны: рыба — треска *Gadus morhua* Linnaeus, 1758; двустворчатый моллюск — мидия *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758; водное растение — фукус двухрядный *Fucus distichus* Linnaeus, 1767; морское млекопитающее — гренландский тюлень *Pagophilus groenlandicus* (Erxleben, 1777).

Для определения коэффициентов накопления радионуклидов в представительных организмах Баренцева моря и коэффициентов распределения радионуклидов между водой и донными отложениями создана база данных о содержании радионуклидов в компонентах его экосистемы. Суммарная ошибка определения удельной активности радионуклидов для компонент Баренцева моря составляет не более 25 %. Основная часть данных была получена в результате экспедиционных обследований в рамках российско-норвежской программы мониторинга Баренцева моря в 2006–2020 гг. (Gwynn et al., 2016 ; Jensen et al., 2016). Данные за более ранний период (начиная с 1992 г.) взяты из литературы (Brown et al., 2004 ; Kryshev et al., 2002).

База данных включает 107 значений удельных активностей по ¹³⁷Cs, 45 значений по ^{239,240}Pu и 65 значений по ⁹⁰Sr. Для определения коэффициентов накопления и распределения использованы сведения о содержании радионуклидов в воде, донных отложениях и биоте, полученные в один год и в одном местоположении в Баренцевом море. На рис. 1 представлена карта района исследований в ходе российско-норвежского мониторинга и расположения мест реперного отбора проб.

Для вычисления результирующих локальных значений коэффициентов накопления и коэффициентов распределения проводили статистический анализ, выполняя проверку нормальности распределения с использованием критерия Шапиро — Уилка (Кобзарь, 2006). В случае отсутствия нормального распределения применяли методы непараметрической статистики (Кобзарь, 2006).

Значения дозовых коэффициентов определяли с помощью калькулятора BiotaDC v.1.5.1 (<http://biotadc.icrp.org/>), который является приложением к публикации 136 Международной комиссии по радиационной защите (ICRP Publication 136, 2017). Морские организмы аппроксимировали эллипсоидами со следующей массой и соотношениями между осями: треска — 2 кг, 1/0,2/0,2; тюлень — 130 кг, 1/0,24/0,24; моллюск — 1,64·10⁻² кг, 1/0,5/0,5; водное растение — 6,5·10⁻³ кг, 1/0,01/0,01. В качестве критерия предельно

допустимого радиационного воздействия на биоту принимали следующие значения мощности дозы: $10 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для моллюсков; $1 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для рыбы и водных растений (бурые водоросли); $0,1 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ для долгоживущего морского млекопитающего (ICRP Publication 108, 2008 ; ICRP Publication 124, 2014). Значения параметров τ_w и τ_s консервативно приняты равными 0,5 для рыбы, водных растений и морских млекопитающих; для моллюска принято значение $\tau_s = 1$.

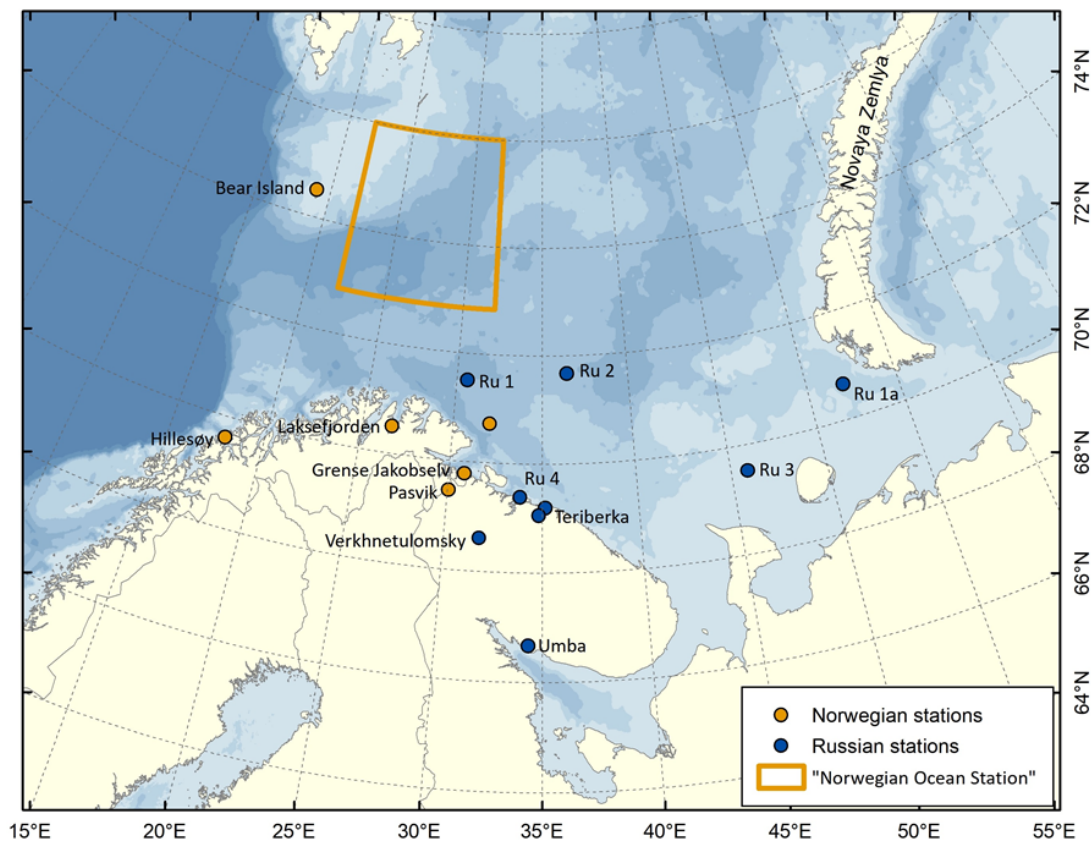


Рис. 1. Карта района исследований и расположения мест реперного отбора проб
Fig. 1. Map of the study area and location of the reference sampling sites

Значение параметра α_i (коэффициента качества, связанного с относительной биологической эффективностью излучения) для ^{137}Cs и ^{90}Sr равно 1. В работе (Sazykina & Kryshev, 2016) было показано, что коэффициент качества α -излучающих радионуклидов в среднем для биоты составляет 15. При этом было выявлено, что для разных α -излучающих радионуклидов величины коэффициента качества существенно различаются: для изотопов радия $\alpha_i = 5$; для изотопов плутония и америция $\alpha_i = 50$. С учётом этого результата при определении контрольных уровней ^{239}Pu в воде и донных отложениях Баренцева моря нами использовано значение $\alpha_i = 50$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По итогам анализа радиоэкологической базы данных определены коэффициенты накопления радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в представительных объектах биоты Баренцева моря. Результаты расчётов приведены в табл. 1. Для сравнения в таблице указаны значения коэффициентов накопления этих радионуклидов из рекомендаций (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), основанные на публикации МАГАТЭ (Sediment Distribution Coefficients, 2004) и не учитывающие региональные особенности.

Таблица 1. Среднегодовое значения коэффициентов накопления радионуклидов в биоте Баренцева моря за период с 1992 по 2020 г.

Table 1. Long-term mean values of the concentration factors of radionuclides in the Barents Sea biota in 1992–2020

Радионуклид	Коэффициент накопления по данным мониторинга, л·кг ⁻¹	Двусторонний доверительный интервал (95 %), T1, T2	Коэффициент накопления по рекомендациям (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), л·кг ⁻¹
Рыба			
¹³⁷ Cs	93	76, 129	100
⁹⁰ Sr	12	10, 27	3
^{239,240} Pu	262	197, 1000	100
Моллюски			
¹³⁷ Cs	51	26, 258	60
⁹⁰ Sr	21	7, 56	10
^{239,240} Pu	1180	912, 4333	3000
Водные растения			
¹³⁷ Cs	69	58, 76	50
⁹⁰ Sr	19	10, 31	10
^{239,240} Pu	732	449, 1724	4000
Морские млекопитающие			
¹³⁷ Cs	63	36, 86	210
⁹⁰ Sr	14	1, 26	2
^{239,240} Pu	222	111, 333	280

Величины коэффициентов накопления ¹³⁷Cs в рыбе, моллюсках и водных растениях Баренцева моря хорошо соответствуют (см. табл. 1) обобщённым среднемировым значениям из рекомендаций (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), тогда как для морских млекопитающих локальное значение коэффициента накопления ¹³⁷Cs в 3,3 раза ниже. Для всех представленных организмов Баренцева моря коэффициенты накопления ⁹⁰Sr в 2–7 раз выше обобщённых среднемировых значений. Коэффициент накопления ^{239,240}Pu в рыбе Баренцева моря выше значения, указанного в рекомендациях (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), в моллюсках и водных растениях — существенно ниже.

Коэффициенты распределения радионуклидов между водой и донными отложениями Баренцева моря, определённые в результате анализа радиоэкологической базы данных, приведены в табл. 2 в сравнении со значениями этого параметра из рекомендаций (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), представляющими собой усреднённые мировые значения для морских экосистем.

Таблица 2. Среднегодовое значения коэффициентов распределения радионуклидов между водой и донными отложениями Баренцева моря за период с 2006 по 2020 г.

Table 2. Long-term mean values of the radionuclide water–sediment distribution coefficients in the Barents Sea in 2006–2020

Радионуклид	Коэффициент накопления по данным мониторинга, л·кг ⁻¹	Двусторонний доверительный интервал (95 %), T1, T2	Коэффициент накопления по рекомендациям (Оценка радиационно-экологического воздействия, 2015), л·кг ⁻¹
¹³⁷ Cs	426	362, 640	3000
⁹⁰ Sr	443	180, 720	1000
^{239,240} Pu	189 600	56 360, 318 310	100 000

Средние значения коэффициента распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr между водой и донными отложениями Баренцева моря по результатам мониторинга (см. табл. 2) ниже величин, указанных в рекомендациях (*Оценка радиационно-экологического воздействия*, 2015), в 7 и 2,3 раза соответственно. Средний коэффициент распределения $^{239,240}\text{Pu}$ между водой и донными отложениями Баренцева моря в 1,9 раза выше значения, рекомендованного в (*Оценка радиационно-экологического воздействия*, 2015), однако имеет широкий доверительный интервал.

Коэффициенты накопления техногенных радионуклидов в рыбе Баренцева моря не имеют выраженного тренда или отчётливой тенденции к повышению или снижению (рис. 2 и 3), что может указывать на установление равновесия в распределении радиоактивности между компонентами арктической морской экосистемы.

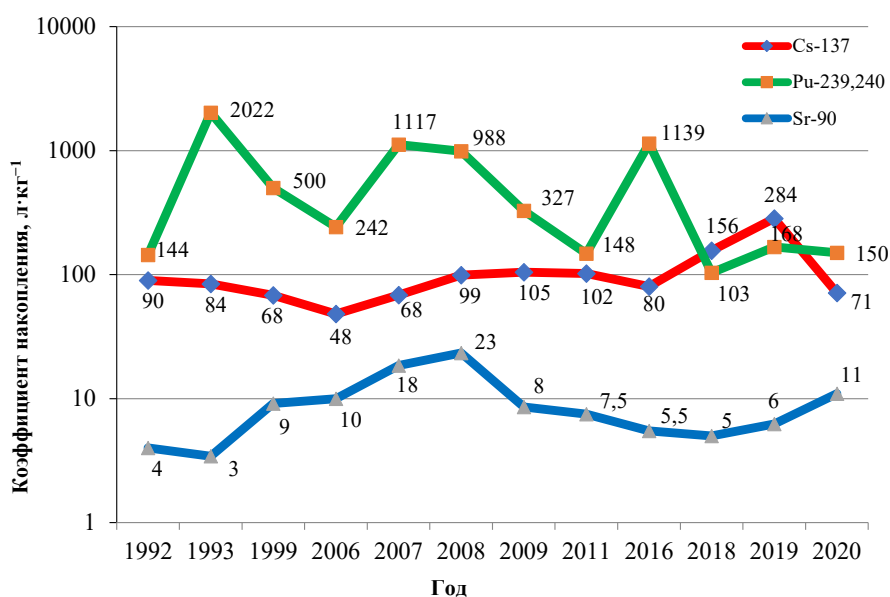


Рис. 2. Динамика коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе Баренцева моря в 1992–2020 гг.

Fig. 2. Dynamics in the concentration factors of radionuclides in the Barents Sea fish in 1992–2020

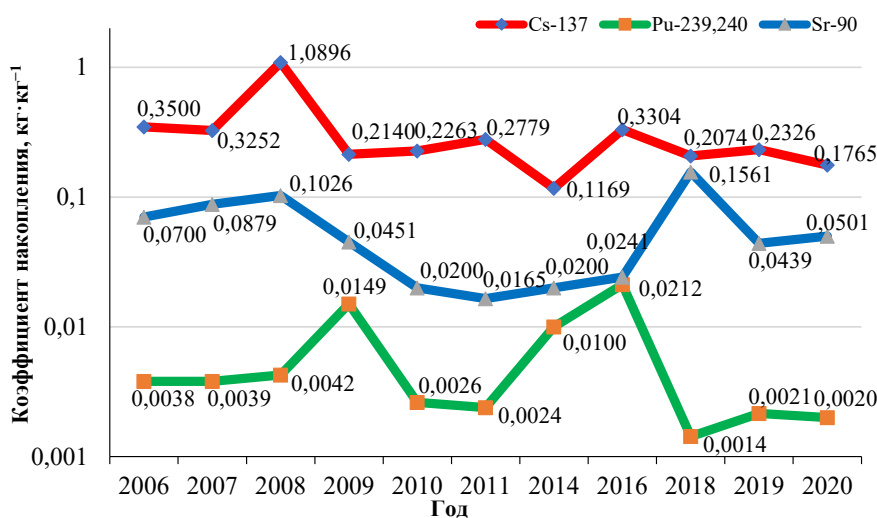


Рис. 3. Изменение коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе Баренцева моря из донных отложений в 2006–2020 гг.

Fig. 3. Dynamics in the concentration factors of radionuclides in the Barents Sea fish from bottom sediments in 2006–2020

Рассчитанные значения коэффициентов накопления и распределения были использованы для определения контрольных уровней ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Баренцева моря. Контрольные уровни для каждого представительного организма, обитающего в Баренцевом море, приведены в табл. 3.

Таблица 3. Контрольные уровни содержания радионуклидов в воде и донных отложениях Баренцева моря, обеспечивающие радиационную безопасность представительных организмов

Table 3. Control levels of radionuclides in the Barents Sea water and bottom sediments ensuring the radiation safety of the reference organisms

Организм	Контрольный уровень в воде, Бк·л ⁻¹			Контрольный уровень в донных отложениях, Бк·кг ⁻¹ сырого веса		
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
Рыба	$8,78 \cdot 10^2$	$4,37 \cdot 10^3$	$1,05 \cdot 10^0$	$3,75 \cdot 10^5$	$1,94 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^5$
Моллюск	$5,53 \cdot 10^3$	$1,45 \cdot 10^4$	$2,34 \cdot 10^0$	$2,35 \cdot 10^6$	$6,41 \cdot 10^6$	$4,43 \cdot 10^5$
Водное растение	$9,20 \cdot 10^2$	$1,36 \cdot 10^3$	$3,77 \cdot 10^{-1}$	$3,93 \cdot 10^5$	$6,03 \cdot 10^5$	$7,14 \cdot 10^4$
Млекопитающее	$1,15 \cdot 10^2$	$4,39 \cdot 10^2$	$1,24 \cdot 10^{-1}$	$4,89 \cdot 10^4$	$1,94 \cdot 10^5$	$2,36 \cdot 10^4$

В качестве результирующего контрольного уровня содержания радионуклида в воде Баренцева моря принято его наименьшее значение среди значений всех представительных организмов, что обеспечивает защиту наиболее уязвимого звена экосистемы. Самыми низкими, как следует из табл. 3, значения контрольных уровней всех радионуклидов являются для морского млекопитающего (тюленя). Таким образом, контрольные уровни техногенных радионуклидов в воде Баренцева моря, обеспечивающие безопасность морской биоты (Бк·л⁻¹), составляют 115 для ^{137}Cs , 439 для ^{90}Sr , 0,124 для $^{239,240}\text{Pu}$. Контрольные уровни техногенных радионуклидов в донных отложениях Баренцева моря (кБк·кг⁻¹ сырого веса) оценены в 48,9 для ^{137}Cs , 194 для ^{90}Sr , 23,6 для $^{239,240}\text{Pu}$.

Индексы загрязнения воды I_w и донных отложений I_s Баренцева моря рассчитаны по формулам:

$$I_w = \sum_i \frac{C_{w,i}}{C_i}; \quad I_s = \sum_i \frac{C_{s,i}}{S_i}, \quad (3)$$

где $C_{w,i}$ — объёмная активность i -го радионуклида в морской воде, Бк·л⁻¹;

$C_{s,i}$ — удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях, Бк·кг⁻¹ сырого веса.

На рис. 4 представлена динамика индексов загрязнения воды и донных отложений Баренцева моря техногенными радионуклидами в 2006–2020 гг.

Из рис. 4 видно, что индекс загрязнения воды Баренцева моря находился в пределах от $4,2 \cdot 10^{-5}$ (2014 г.) до $8,7 \cdot 10^{-5}$ (2006 г.). Индекс загрязнения донных отложений Баренцева моря изменялся в диапазоне от $5,8 \cdot 10^{-6}$ (2016 г.) до $3,8 \cdot 10^{-5}$ (2018 г.). Индексы загрязнения как воды, так и донных отложений Баренцева моря в 2006–2020 гг. не имели выраженной тенденции к повышению или снижению.

Относительный вклад ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ в индекс загрязнения воды Баренцева моря в 2006–2020 гг. приведён на рис. 5. Наибольший вклад в индекс загрязнения воды вносил $^{239,240}\text{Pu}$ — от 49 до 75 % в разные годы. При этом вклад ^{137}Cs в индекс загрязнения воды Баренцева моря варьировал от 16 до 41 %, вклад ^{90}Sr — от 5 до 15 %. Индекс загрязнения донных отложений Баренцева моря практически полностью (до 90 %) определяется вкладом ^{137}Cs . В 2006–2020 гг. соотношение вкладов техногенных радионуклидов в индекс загрязнения воды и донных отложений Баренцева моря оставалось стабильным, не имея существенной тенденции к изменению.

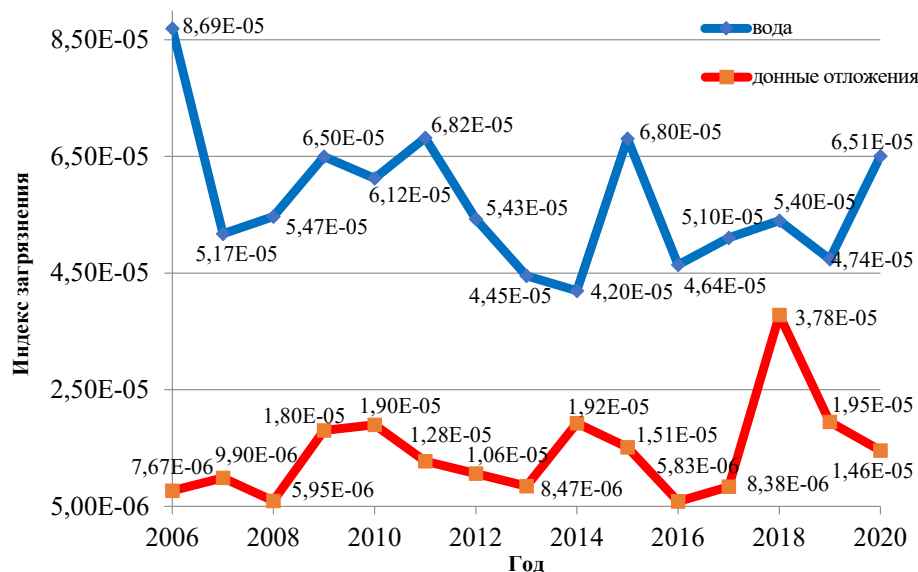


Рис. 4. Изменение индексов загрязнения воды и донных отложений Баренцева моря в 2006–2020 гг.
Fig. 4. Dynamics in contamination indices for the Barents Sea water and bottom sediments in 2006–2020

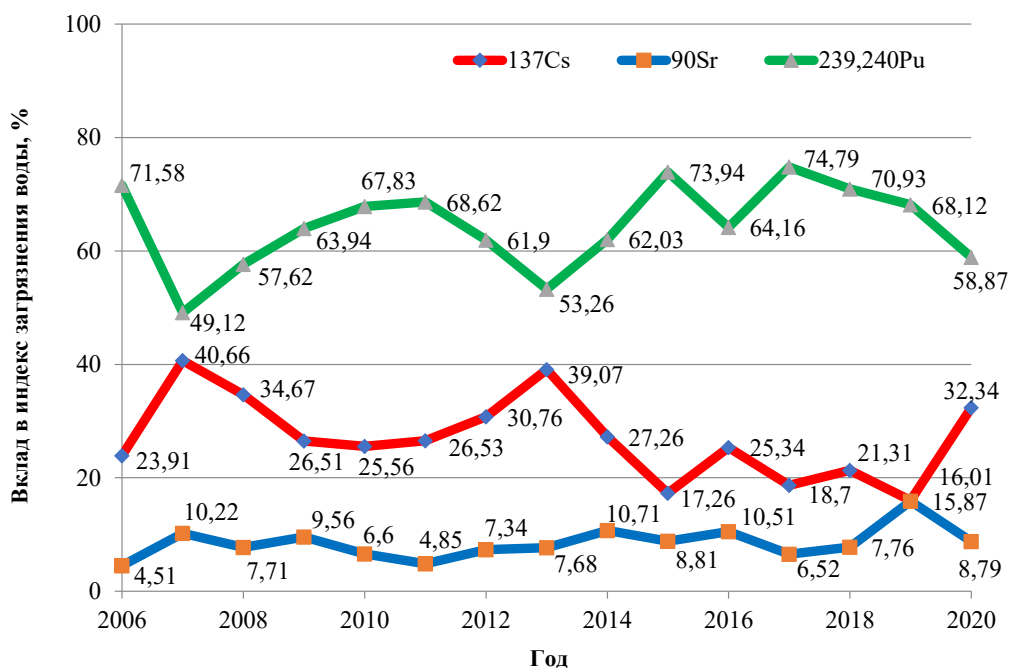


Рис. 5. Изменение относительного вклада радионуклидов в индекс загрязнения воды Баренцева моря в 2006–2020 гг.
Fig. 5. Dynamics in the relative contribution of radionuclides to the contamination index of the Barents Sea water in 2006–2020

Вывод. Определены коэффициенты накопления техногенных радионуклидов в биоте и коэффициенты распределения между водой и донными отложениями Баренцева моря с использованием многолетних данных наблюдений. По результатам мониторинга, коэффициенты распределения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr между водой и донными отложениями Баренцева моря ниже среднемировых значений в 7 и 2,3 раза соответственно. Для большинства представительных организмов Баренцева моря значения коэффициентов накопления техногенных радионуклидов

отличаются от справочных значений. Отсутствие выраженного временного тренда для коэффициентов накопления всех техногенных радионуклидов в рыбе Баренцева моря в 1992–2020 гг. указывает на установление равновесия в распределении радиоактивности между компонентами арктической морской экосистемы.

Рассчитаны контрольные уровни техногенных радионуклидов в воде и донных отложениях Баренцева моря, не превышение которых обеспечивает безопасность морских организмов. Контрольные уровни радионуклидов в воде Баренцева моря (Бк·л⁻¹) составляют 115 для ¹³⁷Cs, 439 для ⁹⁰Sr, 0,124 для ^{239,240}Pu; в донных отложениях (кБк·кг⁻¹ сырого веса) — 48,9 для ¹³⁷Cs, 194 для ⁹⁰Sr, 23,6 для ^{239,240}Pu.

Значения индекса загрязнения как воды, так и донных отложений Баренцева моря, рассчитанные с использованием данных мониторинга и величин контрольных уровней, в 2006–2020 гг. были на несколько порядков ниже единицы и не имели существенной тенденции к повышению или снижению. Основной вклад в индекс загрязнения воды Баренцева моря с точки зрения воздействия на природную биоту вносит ^{239,240}Pu (до 75 %), в индекс загрязнения донных отложений — ¹³⁷Cs (до 90 %). Соотношение вкладов техногенных радионуклидов в индекс загрязнения воды и донных отложений Баренцева моря в настоящее время является постоянным.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Кобзарь А. И. *Прикладная математическая статистика для инженеров и научных работников*. Москва : Физматлит, 2006. 816 с. [Kobzar A. I. *Prikladnaya matematicheskaya statistika dlya inzhenerov i nauchnykh rabotnikov*. Moscow : Fizmatlit, 2006, 816 p. (in Russ.)]
2. *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.)]
3. *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.)]
4. Саркисов А. А., Сивинцев Ю. В., Высоцкий В. Л., Никитин В. С. *Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей*. Москва : ИБРАЭ РАН, 2015. 699 с. [Sarkisov A. A., Sivintsev Yu. V., Vysotsky V. L., Nikitin V. S. *Atomnoe nasledie kholodnoi voyny na dne Arktiki. Radioekologicheskie i tekhniko-ekonomicheskie problemy radiatsionnoi reabilitatsii morei*. Moscow : IBRAE RAN, 2015, 699 p. (in Russ.)]
5. Сивинцев Ю. В., Вакуловский С. М., Васильев А. П., Высоцкий В. Л., Губин А. Т., Данилян В. А., Кобзев В. И., Крышев И. И., Лавковский С. А., Мазокин В. А., Никитин А. И., Петров О. И., Пологих Б. Г., Скорик Ю. И. *Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в арктические и дальневосточные моря («Белая книга – 2000»)*. Москва : ИздАТ, 2005. 624 с. [Sivintsev Yu. V., Vakulovsky S. M., Vasilev A. P., Vysotsky V. L., Gubin A. T., Danilyan V. A., Kobzev V. I., Kryshev I. I., Lavkovsky S. A., Mazokin V. A., Nikitin A. I., Petrov O. I., Pologikh B. G., Skorik Yu. I. *Tekhnogennye radionuklidy v moryakh, omyvayushchikh Rossiyu. Radioekologicheskie posledstviya udaleniya radioaktivnykh otkhodov v arkticheskie i dal'nevostochnye morya («Belaya kniga – 2000»)*. Moscow : IzdAT, 2005, 624 p. (in Russ.)]
6. Brown J., Børretzen P., Dowdall M., Sazykina T., Kryshev I. The derivation of transfer parameters in the assessment of radiological impacts on Arctic marine biota. *Arctic*, 2004,

- vol. 57, no. 3, pp. 279–289. <http://dx.doi.org/10.14430/arctic505>
7. Gwynn J. P., Nikitin A. I., Shershakov V. M., Heldal H. E., Lind B., Teien H.-C., Lind O. C., Sidhu R. S., Bakke G., Kazennov A., Grishin D., Fedorova A., Blinova O., Sværen I., Liebig P. L., Salbu B., Wendell C. C., Strålberg E., Valetova N., Petrenko G., Katrich I., Logoyda I., Osvath I., Levy I., Bartocci J., Pham M. K., Sam A., Nies H., Rudjord A. L. Main results of the 2012 joint Norwegian–Russian expedition to the dumping sites of the nuclear submarine K-27 and solid radioactive waste in Stepovogo Fjord, Novaya Zemlya. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, vol. 151, pt. 2, pp. 417–426. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.02.003>
 8. ICRP Publication 108. Environmental protection: The concept and use of reference animals and plants. *Annals of the ICRP*, 2008, vol. 38, nos 4–6, 242 p.
 9. ICRP Publication 124. Protection of the environment under different exposure situations. *Annals of the ICRP*, 2014, vol. 43, no. 1, 58 p.
 10. ICRP Publication 136. Dose coefficients for non-human biota environmentally exposed to radiation. *Annals of the ICRP*, 2017, vol. 46, no. 2, 136 p.
 11. Jensen L. K., Steenhuisen F., Standing W., Chen J., Leppanen A.-P., Nikitin A. I., Kryshev A. I., Gudnason K., Gwynn J., Stocki T., Joensen H. P. Monitoring of radioactivity in the Arctic. In: *AMAP Assessment 2015: Radioactivity in the Arctic*. Oslo, Norway : AMAP, 2016, pp. 35–57.
 12. Kryshev A. I., Sazykina T. G. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2012, vol. 108, pp. 9–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.013>
 13. Kryshev A. I., Sazykina T. G., Katkova M. N., Buryakova A. A., Kryshev I. I. Modelling the radioactive contamination of commercial fish species in the Barents Sea following a hypothetical short-term release to the Stepovogo Bay of Novaya Zemlya. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2022, vol. 244–245, art. no. 106825 (9 p.). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106825>
 14. Kryshev I. I., Sazykina T. G., Strand P., Brown J. E. Concentration factors of radionuclides in arctic marine biota. In: *Proceedings From the 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic*, St. Petersburg, 16–20 June, 2002. Østerås : NRPA, 2002, pp. 322–325.
 15. Sazykina T. G., Kryshev A. I. Manifestation of radiation effects in cold environment: Data review and modeling. *Radiation and Environmental Biophysics*, 2011, vol. 50, iss. 1, pp. 105–114. <https://doi.org/10.1007/s00411-010-0336-7>
 16. Sazykina T. G., Kryshev A. I. Lower thresholds for lifetime health effects in mammals from high-LET radiation – Comparison with chronic low-LET radiation. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, vol. 165, pp. 227–242. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.10.013>
 17. *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment*. Vienna : IAEA, 2004, 95 p. (IAEA Technical Reports Series ; no. 422).

DETERMINATION OF CONTROL LEVELS OF RADIONUCLIDES ENSURING ACCEPTABLE ENVIRONMENTAL RISK IN THE BARENTS SEA WATER AND BOTTOM SEDIMENTS

N. A. Rosnovskaya, A. I. Kryshev, and I. I. Kryshev

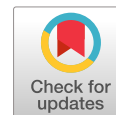
Research and Production Association “Typhoon”, Obninsk, Russian Federation

E-mail: rosnovskaya@rpatyphoon.ru

To assess the radioecological situation, criteria were developed ensuring acceptable environmental risk – control levels of radionuclides in the components of the natural ecosystem. The method was applied to evaluate the control levels of technogenic radionuclides in the Barents Sea water and bottom sediments. If these levels are not exceeded, marine biota is considered protected from radioactive contamination. Local concentration factors of ^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{239}Pu in the Barents Sea biota

were estimated using the data of long-term observations. Moreover, the reference organisms were selected – a fish (cod), mollusc (mussel), aquatic plant (fucus), and marine mammal (harp seal). The values of ^{137}Cs , ^{239}Pu , and ^{90}Sr concentration factors were, respectively, as follows ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$): in fish, 93, 262, and 12; in molluscs, 51, 1,180, and 21; in aquatic plants, 69, 732, and 19; and in marine mammals, 63, 222, and 14. The values of the water–sediment distribution coefficients of ^{137}Cs , ^{239}Pu , and ^{90}Sr were 426, 189,600, and 443 $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively. For most radionuclides and the reference organisms from the Barents Sea, the values of radionuclide concentration differ from the global average reference values. For the period of 1992–2020, there is no pronounced temporal trend for the concentration factors of all technogenic radionuclides in the Barents Sea fish; this indicates the establishment of equilibrium in the distribution of radioactivity between the components of the Arctic marine ecosystem. The control levels of radionuclides were as follows: in the Barents Sea water ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$), 115 for ^{137}Cs , 439 for ^{90}Sr , and 0.124 for $^{239,240}\text{Pu}$; in the Barents Sea bottom sediments ($\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ fresh weight), 48.9 for ^{137}Cs , 194 for ^{90}Sr , and 23.6 for $^{239,240}\text{Pu}$. The contamination index for both water and bottom sediments of the Barents Sea was calculated using the monitoring data and reference levels. In 2006–2020, its values were several orders of magnitude lower than 1 and did not tend to increase or decrease. In terms of marine biota protection, the main contributor to the contamination index for the Barents Sea water is $^{239,240}\text{Pu}$ (up to 75 %) while the main contributor to the contamination index for the Barents Sea bottom sediments is ^{137}Cs (up to 90 %). To date, the ratio of the contributions of technogenic radionuclides to the contamination index for the Barents Sea water and bottom sediments is stable.

Keywords: Arctic, Barents Sea, water, bottom sediments, biota, control level, concentration factor, distribution coefficient, radionuclide



ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА НА СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ ШЕЛЬФЕ ОСТРОВА САХАЛИН В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД

© 2022 г. П. П. Тищенко

Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильичёва ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация
E-mail: eq15@poi.dvo.ru

Поступила в редакцию 19.04.2021; после доработки 25.10.2021;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

Восточный шельф острова Сахалин относится к акваториям с высокой биологической продукцией. Его важная отличительная черта — наличие районов нагула для охотско-корейской популяции серых китов. Цель настоящей работы — определить особенности формирования первичной продукции в данном регионе. Для этого в период с 7 по 9 июля 2016 г. были проведены гидрохимические исследования северо-восточного шельфа острова Сахалин. На каждой станции с поверхностного и придонного горизонтов проводили отбор проб воды с последующими измерениями концентраций хлорофилла *a*, нитратов и фосфатов. Также на каждой станции проводили вертикальное зондирование водной толщи с помощью зондов Sea-Bird SBE 19plus V и Rinko-Profilер, оснащённых датчиками давления, температуры, электропроводности, флуоресценции хлорофилла, растворённого кислорода, мутности и фотосинтетически активной радиации. Датчиками кислорода ARO1-USB Rinko фирмы JFE Advantech Co., Ltd. в условиях *in situ* провели измерения, позволившие рассчитать ассимиляционное число фитопланктона. По результатам исследований определили первичную продукцию фитопланктона в фотическом слое. Для расчёта использовали представление световой кривой в модифицированной модели прямоугольной гиперболы. Синтез первичной продукции происходил наиболее интенсивно в зоне влияния реки Амур, а значения интегральной первичной продукции в фотическом слое вод изменялись от 1,57 до 11,17 г С·м⁻²·сут⁻¹. Область распространения модифицированных высокопродуктивных вод реки Амур достигала траверза южной границы залива Пильтун, где была ограничена холодными солёными водами, привнесёнными вихревой структурой из глубинных горизонтов. Доля продукции, затрачиваемой на формирование кормовой базы охотско-корейской популяции серых китов, составила 1,9 % от общей продукции рассматриваемой акватории.

Ключевые слова: первичная продукция фитопланктона, река Амур, остров Сахалин, серый кит

Охотское море представляет собой бассейн с высокой биологической продукцией. Общая годовая продукция органического вещества здесь колеблется в пределах 17,85–23,9 млрд тонн сырого веса, из которых первичная продукция составляет 63–78 % (Shuntov et al., 2019). Шельф острова Сахалин относится к основным продукционным зонам Охотского моря. Юго-восточный склон в период с апреля по ноябрь характеризуется среднемесячными значениями первичной продукции фитопланктона (далее — ПП) 0,4–0,6 г С·м⁻²·сут⁻¹ (Kasai & Hirakawa, 2015). ПП на северо-восточном шельфе в начале августа изменяется от 1 до 4 г С·м⁻²·сут⁻¹ (Sorokin Yu. & Sorokin P., 2002). В период цветения фитопланктона ПП может достигать 4–6 г С·м⁻²·сут⁻¹

в районе залива Пильтун (Sorokin Yu. & Sorokin P., 1999) и $1,9 \text{ г С} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$ на траверзе южной границы залива Чайво (Isada et al., 2009). Изменения продуктивности вод на восточном шельфе острова Сахалин связаны в основном с объёмом стока реки Амур (Цхай и др., 2015).

Восточный шельф острова Сахалин также интересен тем, что является районом нагула для охотско-корейской популяции серых китов. В середине XX в. она считалась истреблённой, однако впоследствии серых китов стали обнаруживать у берегов острова Сахалин. Сейчас эта популяция занесена в Красный список Международного союза охраны природы.

Вследствие важности изучения такого высокопродуктивного района Мирового океана 7–9 июля 2016 г. были проведены гидрохимические исследования северо-восточного шельфа острова Сахалин с целью определить особенности формирования первичной продукции в данном регионе (Тищенко и др., 2018).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Работы провели в экспедиции на НИС «Профессор Гагаринский» в июле 2016 г. (Тищенко и др., 2018). На восточном склоне Сахалина выполнили 33 станции, расположение которых представлено на рис. 1. На каждой станции проводили вертикальное зондирование водной толщи с помощью зондов Sea-Bird SBE 19plus V и Rinko-Profilер, оснащённых датчиками давления, температуры, электропроводности, флуоресценции хлорофилла, растворённого кислорода, мутности и фотосинтетически активной радиации (далее — ФАР). Также на каждой станции 5-литровыми батометрами Нискина с поверхностного и придонного горизонтов проводили отбор проб воды с последующими измерениями концентраций хлорофилла *a* (далее — Хл), нитратов и фосфатов. Всего было отобрано 66 проб воды для определения каждого параметра.

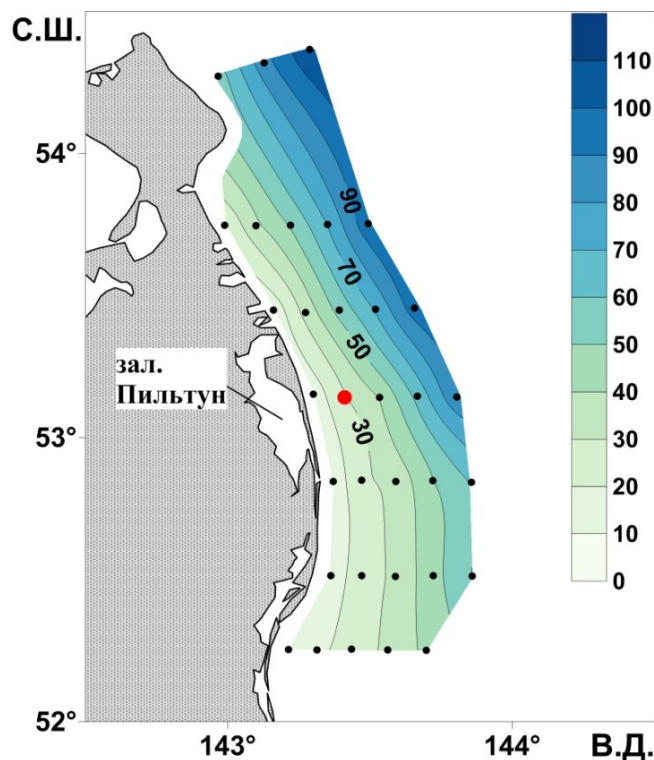


Рис. 1. Карта глубин и расположение станций в ходе исследований северо-восточного шельфа острова Сахалин (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.). Красным отмечена станция, на которой происходило измерение ассимиляционного числа фитопланктона

Fig. 1. Map of depth and location of stations during the study on the northeastern Sakhalin Island shelf (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016). The red point denotes the station where the assimilation number for phytoplankton was measured

Измерение биогенных элементов проводили в день отбора проб в лаборатории на борту судна. Определение фосфатов выполняли по методу Морфи — Райли в модификации Королёва (восстановителем служила аскорбиновая кислота) (Методы гидрохимических исследований, 1988). Нитраты предварительно восстанавливали до нитритов на кадмиевом редукторе, затем определяли по методу Грисса в модификации Бендшнайдера — Робинсона (Методы гидрохимических исследований, 1988). Концентрацию Хл в пробах воды с учётом поправки на содержание феофитина определяли спектрофотометрическим методом. Пробы воды объёмом около 1,5 л предварительно фильтровали через мембранные фильтры «Владипор МФАС-ОС-3» диаметром 35 мм с диаметром пор 0,8 мкм. Затем фильтры высушивали, растворяли в 5 мл 90%-ного ацетона и помещали в холодильник. Через сутки на спектрофотометре UV-3600 (Shimadzu) проводили измерение оптических плотностей поглощения света экстрактом. Перед измерением феофитина экстракт подкисляли 2–3 каплями приготовленного раствора соляной кислоты в ацетоне. Расчёт концентраций пигментов проводили по формулам Jeffrey и Humphrey (1975) и Lorenzen (1967).

Толщину фотического слоя (далее — ФС) на каждой станции определяли исходя из результатов работы погружного датчика LI-COR QSP-2300L PAR sensor. При зондировании водной толщи получали вертикальные профили ФАР. Нижнюю границу ФС принимали как глубину залегания 1 % ФАР по отношению к показаниям датчика в поверхностном слое вод (1,5–2 м) (Ryther, 1956). Для тёмного времени суток толщину ФС определяли из его зависимости от глубины максимума флуоресценции хлорофилла (рис. 2). При наличии на вертикальных профилях хлорофилла нескольких экстремумов использовали ту глубину залегания, которой соответствовал максимум значений мутности. Для расчёта ПП данные флуоресценции хлорофилла, полученные при зондировании, для каждой станции корректировали отдельно (исходя из лабораторных измерений Хл, проведённых спектрофотометрическим методом). Общий тренд изменения флуоресценции от концентрации хлорофилла показан на рис. 3. На графике представлена флуоресценция хлорофилла, определённая погружным датчиком Seapoint Chlorophyll Fluorometer на глубине отбора проб воды в момент закрытия батометра.

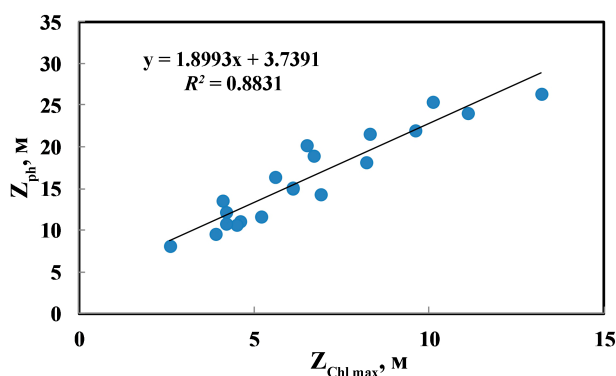


Рис. 2. Зависимость глубины фотического слоя, Z_{ph} , от глубины залегания максимума хлорофилла, $Z_{ChL_{max}}$, в ходе исследований на северо-восточном шельфе острова Сахалин

Fig. 2. Dependence of the photic layer depth, Z_{ph} , on chlorophyll maximum depth, $Z_{ChL_{max}}$, during the study on the northeastern Sakhalin Island shelf

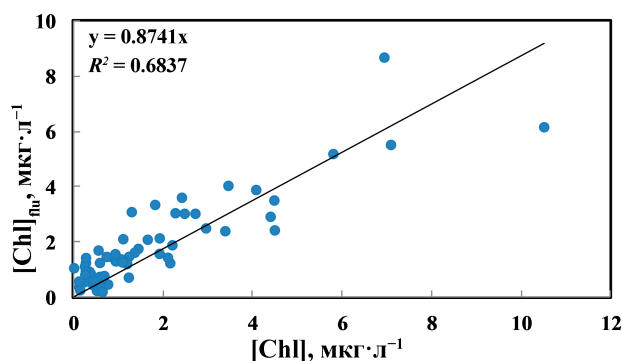


Рис. 3. Зависимость концентрации хлорофилла a , определённой погружным датчиком Seapoint Chlorophyll Fluorometer, $[Chl]_{flu}$, от данных его лабораторных измерений, $[Chl]$

Fig. 3. Dependence of chlorophyll a concentration measured by a Seapoint Chlorophyll Fluorometer, $[Chl]_{flu}$, on the data of its laboratory measurements, $[Chl]$

Для определения ассимиляционного числа фитопланктона (далее — Ач) пробы воды отбирали в склянки объёмом 1,7 л, к горловинам которых крепили оптические датчики измерения кислорода ARO1-USB Rinko фирмы JFE Advantech Co., Ltd. (их технические характеристики представлены в табл. 1). С помощью датчиков, вывешенных за борт на глубину отбора проб (2 м), в условиях *in situ* в течение 2 ч 40 мин осуществляли непрерывную регистрацию кислорода в светлой и тёмной склянках с интервалом 1 мин при полной остановке НИС. Такой подход позволял проследить временную изменчивость содержания кислорода при инкубации и исключить случайную погрешность, связанную с измерением кислорода в склянках. При этом для определения Ач весь ряд данных аппроксимировали прямой и использовали начальные и конечные значения DO из уравнения аппроксимации для начального и конечного моментов времени экспозиции проб. Было выполнено одно измерение Ач (место указано на рис. 1).

Таблица 1. Технические характеристики датчиков кислорода ARO1-USB Rinko

Table 1. Technical characteristics of ARO1-USB Rinko dissolved oxygen sensors

Параметр	Растворённый кислород	Температура
Принцип измерения	Фосфоресценция	Термистор
Диапазон измерений	0–200 % от насыщения	–3...+45 °С
Разрешающая способность	0,01–0,04 %	0,001 °С
Точность	±2 % от общей шкалы (при 1 атм, +25 °С)	±0,02 °С (для температур 0...+35 °С)

Поскольку работы проводили в рамках комплексной экспедиции, измерение Ач на каждой станции не предоставлялось возможным. Полученное значение Ач применяли для расчёта ПП во всей исследуемой акватории. Ранее подобное допущение при изучении ПП Охотского моря принимали Ю. И. Сорокин и П. Ю. Сорокин (1999). При проведении измерений угол наклона временной зависимости ΔO_2 не изменялся; таким образом, величина Ач во время измерений принималась постоянной в течение светового дня. Расчёт ассимиляционного числа проводили по формуле:

$$Aч = \frac{dO_2}{[Chl] \cdot PQ \cdot t}, \quad (1)$$

где $dO_2 = (O_{lf} - O_{df}) - (O_{l0} - O_{d0})$ — разница между конечной и начальной разностью показаний датчиков в светлой и тёмной склянках, мг·л⁻¹;

O_{l0} и O_{lf} — начальная и конечная концентрация кислорода в светлой склянке, мг·л⁻¹;

O_{d0} и O_{df} — начальная и конечная концентрация кислорода в тёмной склянке, мг·л⁻¹;

$[Chl]$ — концентрация хлорофилла *a*, мкг·л⁻¹;

PQ — фотосинтетический коэффициент;

t — время экспозиции, ч.

PQ приняли равным 1,42. Это значение соответствует мезотрофным водам при доминировании диатомовых водорослей (Laws, 1991 ; Smith et al., 2012), что характерно для района исследований (Орлова и др., 2004 ; Шевченко и Пономарева, 2013).

В рамках комплексных работ на северо-восточном шельфе Сахалина в 71-м рейсе НИС «Профессор Гагаринский» также выполняли отбор проб воды для определения видового состава фитопланктона (Тищенко и др., 2018). В момент проведения исследований более 90 % от общей численности фитопланктона составляли диатомовые водоросли (личное сообщение Ю. В. Федоренко).

На основе данных толщины ФС, концентрации Хл и Ач рассчитывали ПП фитопланктона в фотическом слое. Для этого использовали представление световой кривой в модифицированной модели прямоугольной гиперболы (Звалинский, 2008 ; Звалинский и др., 2006 ;

Тищенко и др., 2017, 2019), которая во многом схожа с моделью фотосинтеза VGPM (Vertically Generalized Production Model) (Behrenfeld & Falkowski, 1997). Ниже приведён вывод уравнения для расчёта интегральной ПП в ФС вод, взятый из (Тищенко и др., 2019).

Формула для расчёта первичной продукции для глубины Z в пределах ФС имеет следующий вид:

$$P = P^m \frac{1 + I_z/I_k}{2\gamma} \left\{ 1 - \sqrt{1 - \frac{4\gamma I_z/I_k}{(1 + I_z/I_k)^2}} \right\}, \quad (2)$$

где P^m — скорость фотосинтеза при световом насыщении, $\text{мг С} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$;

I_z — солнечная радиация на глубине Z , $\text{мкмоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$;

I_k — световая константа, соответствующая интенсивности света, при которой световая кривая переходит к состоянию насыщения (Talling, 1957), и равная 10 % от падающей на поверхность воды фотосинтетически активной радиации I_0 , $\text{мкмоль} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$;

γ — параметр непрямоугольной гиперболы, равный 0,95 для реальных световых кривых морских водорослей (Звалинский, 2008).

В пределах фотического слоя (Z_{ph}) интенсивность света экспоненциально уменьшается с глубиной (Behrenfeld & Falkowski, 1997 ; Gordon & McCluney, 1975):

$$I_z = I_0 \cdot \exp(-k_d \cdot Z), \quad (3)$$

где k_d — коэффициент диффузного ослабления света;

Z — глубина, м.

Принимая во внимание то, что на нижней границе ФС (то есть на компенсационной глубине Z_c) интенсивность света $I_c \approx 1$ % ФАР (Ryther, 1956), а также то, что $I_k = 0,1I_0$, получим:

$$k_d = \frac{\ln(I_0/I_c)}{Z_c} = \frac{\ln(I_0/0,01I_0)}{Z_c} = 4,6/Z_c, \quad (4)$$

$$I_z/I_k = \frac{I_0 \exp(-k_d Z)}{0,1I_0} = 10 \exp(-4,6Z/Z_c).$$

При численном интегрировании уравнения (2) от поверхностного горизонта, соответствующего световому насыщению, до Z_c с учётом уравнения (4) получен коэффициент 0,66, который не зависит от толщины ФС при том условии, что глубина места выше глубины ФС. В этом случае уравнение для расчёта интегральной ПП принимает вид:

$$P = 0,66 \cdot Aч \cdot C_{\text{xf}} \cdot T_d, \quad (5)$$

где $Aч$ — ассимиляционное число фитопланктона в подповерхностном слое, $\text{мг С} \cdot (\text{мг Хл} \cdot \text{ч})^{-1}$;

C_{xf} — содержание хлорофилла a в слое фотосинтеза (Z_{ph}), $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$;

T_d — долгота дня, ч.

Содержание Хл в слое фотосинтеза можно получить численным интегрированием вертикальных профилей хлорофилла, измеренных зондирующей аппаратурой:

$$C_{\text{xf}} = \sum_i [Chl]_{Z_i}, \quad (6)$$

где

$$[Chl]_{Z_i} = (Z_{i+1} - Z_i) \frac{(Chl_{Z_i} + Chl_{Z_{i+1}})}{2}. \quad (7)$$

При получении $C_{\text{хф}}$ использовали шаг интегрирования, равный 10 см. Коэффициент в уравнении (5) близок по значению к тому, который применяют в VGPM (Behrenfeld & Falkowski, 1997) и который составляет 0,66125.

Основное отличие модели, используемой в статье, от классической VGPM заключается в том, что здесь напрямую не учтено фотоингибирование. Однако его косвенно учитывают при измерении A_c , поскольку период экспозиции светлой и тёмной склянок является достаточно большим. Второе отличие — это описывание световой кривой непрямоугольной гиперболой. Световая кривая приходит к состоянию насыщения при значении, равном 10 % от падающей на поверхность фотосинтетически активной радиации. При таком значении интегрирование уравнения (2) приводит к тому, что величина коэффициента в уравнении (5) составляет 0,66. Предлагаемая модель фотосинтеза показала хорошую согласованность с модифицированной моделью прямоугольной гиперболой, способной описывать фотоингибирование процесса непрямоугольной гиперболой, а также с натурными данными CO_2 -газообмена в листьях растений на суше (Корсакова и др., 2018).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Гидрологические условия, биогенные вещества и хлорофилл *a*. Гидрологические условия на северо-восточном склоне Сахалина в июле определяются главным образом стоком реки Амур, который в это время огибает северную оконечность острова, проходит вдоль его северо-восточного побережья на юг и формирует область тёплых распреснённых вод (Рутенко и Соснин, 2014) (рис. 4, 5), а также вызывает бурное цветение фитопланктона (Цхай и др., 2015; Prants et al., 2017). В отдельные годы осенью, при максимальных значениях стока реки Амур, распреснённые воды могут проходить вдоль восточного побережья в южном направлении, достигая залива Анива (Цхай и др., 2015). В данном случае область распространения этих вод ограничена траверзом южной границы залива Пильтун. Существует гипотеза, что в этой области шельфа могут существовать два относительно стабильных вихревых образования, ограничивающих дальнейшее проникновение распреснённых вод в южном направлении (Рутенко и Соснин, 2014).

Во время наших исследований распреснённые тёплые воды реки Амур (+13 °C, практическая солёность (practical salinity, PS) 19) продвигались в южном направлении вдоль шельфа острова Сахалин. Напротив залива Пильтун они сталкивались с ядром холодных солёных вод (+1 °C, PS 32) и формировали гидрологический фронт (рис. 4а, 5а). Придонные воды характеризовались равномерным понижением температуры и увеличением солёности с глубиной (от +8 °C и PS 26 до -1,5 °C и PS 33). В северной части исследуемого полигона происходил подъём холодных солёных вод (+1 °C, PS 32,5) на шельф, ограничивая область распространения тёплых распреснённых вод глубинами до 20 м (рис. 6б, г). Область тёплых распреснённых вод в поверхностном слое характеризовалась низким содержанием нитратов и фосфатов (рис. 7а, 8а) — не более 1 и 0,2 мкмоль·л⁻¹ соответственно. В ядре холодных солёных вод содержание биогенных веществ существенно возрастало: нитратов — до 11 мкмоль·л⁻¹; фосфатов — до 1,4 мкмоль·л⁻¹. С ростом глубины происходило увеличение содержания в воде нитратов (до 18 мкмоль·л⁻¹) и фосфатов (до 1,6 мкмоль·л⁻¹) (рис. 7б, 8б). Распреснённые воды характеризовались повышенной концентрацией Хл — до 12,9 мкг·л⁻¹ (рис. 9а). В придонном слое вод содержание Хл изменялось от 0,1 до 10,5 мкг·л⁻¹ (рис. 9б). Наибольшие концентрации в придонном слое отмечены на ближайшей станции, напротив залива Пильтун. В ядре холодных солёных вод содержание составляло порядка 2 мкг·л⁻¹; в придонном слое оно снижалось до 1 мкг·л⁻¹ в северной части исследуемой акватории и сохранялось на уровне 2 мкг·л⁻¹ в южной её части (рис. 9б).

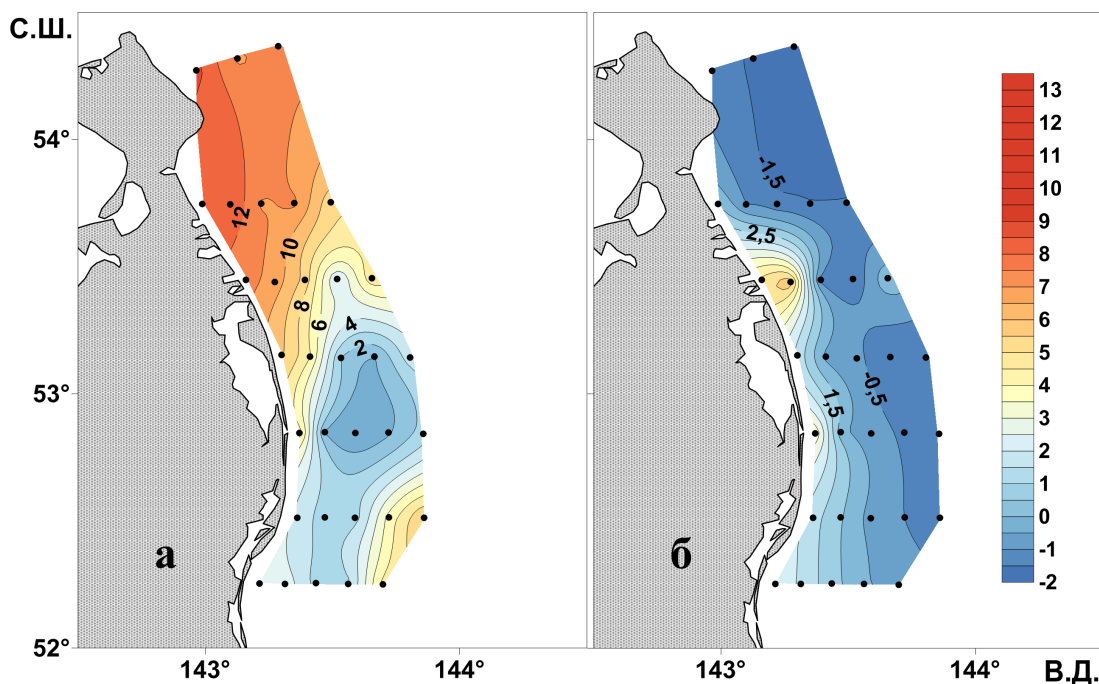


Рис. 4. Пространственное распределение температуры воды, °С, на северо-восточном шельфе острова Сахалин: а — поверхностный горизонт; б — придонный горизонт (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.)

Fig. 4. Spatial distribution of water temperature, °C, on the northeastern Sakhalin Island shelf: a, surface horizon; б, near-bottom horizon (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016)

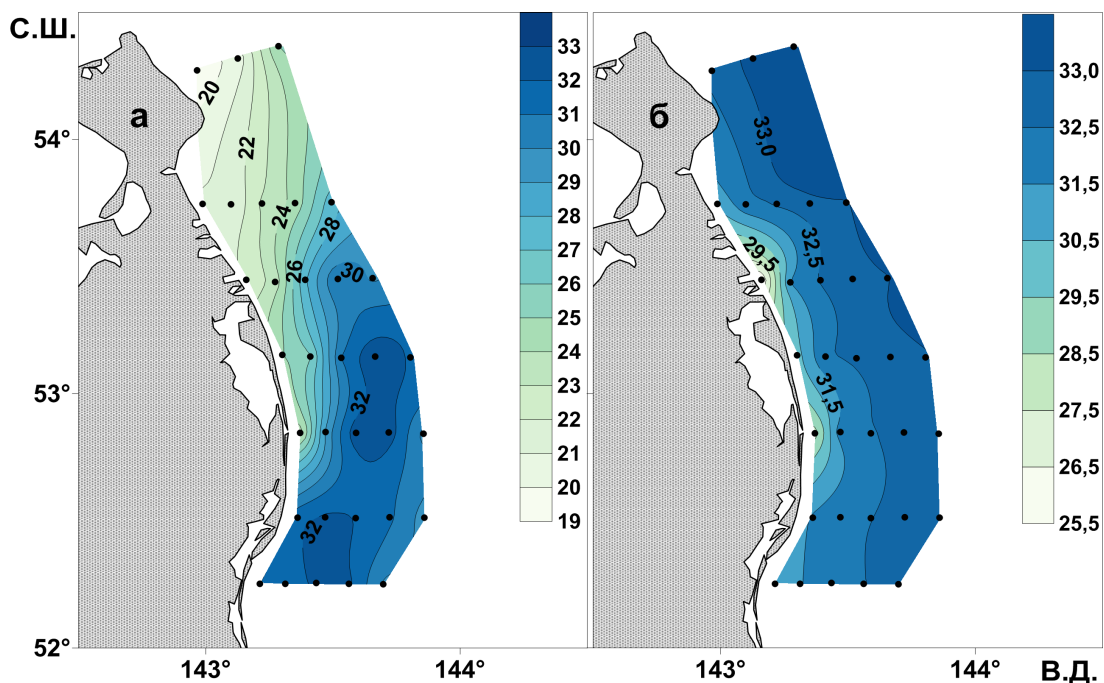


Рис. 5. Пространственное распределение практической солёности на северо-восточном шельфе острова Сахалин: а — поверхностный горизонт; б — придонный горизонт (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.)

Fig. 5. Spatial distribution of practical salinity on the northeastern Sakhalin Island shelf: a, surface horizon; б, near-bottom horizon (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016)

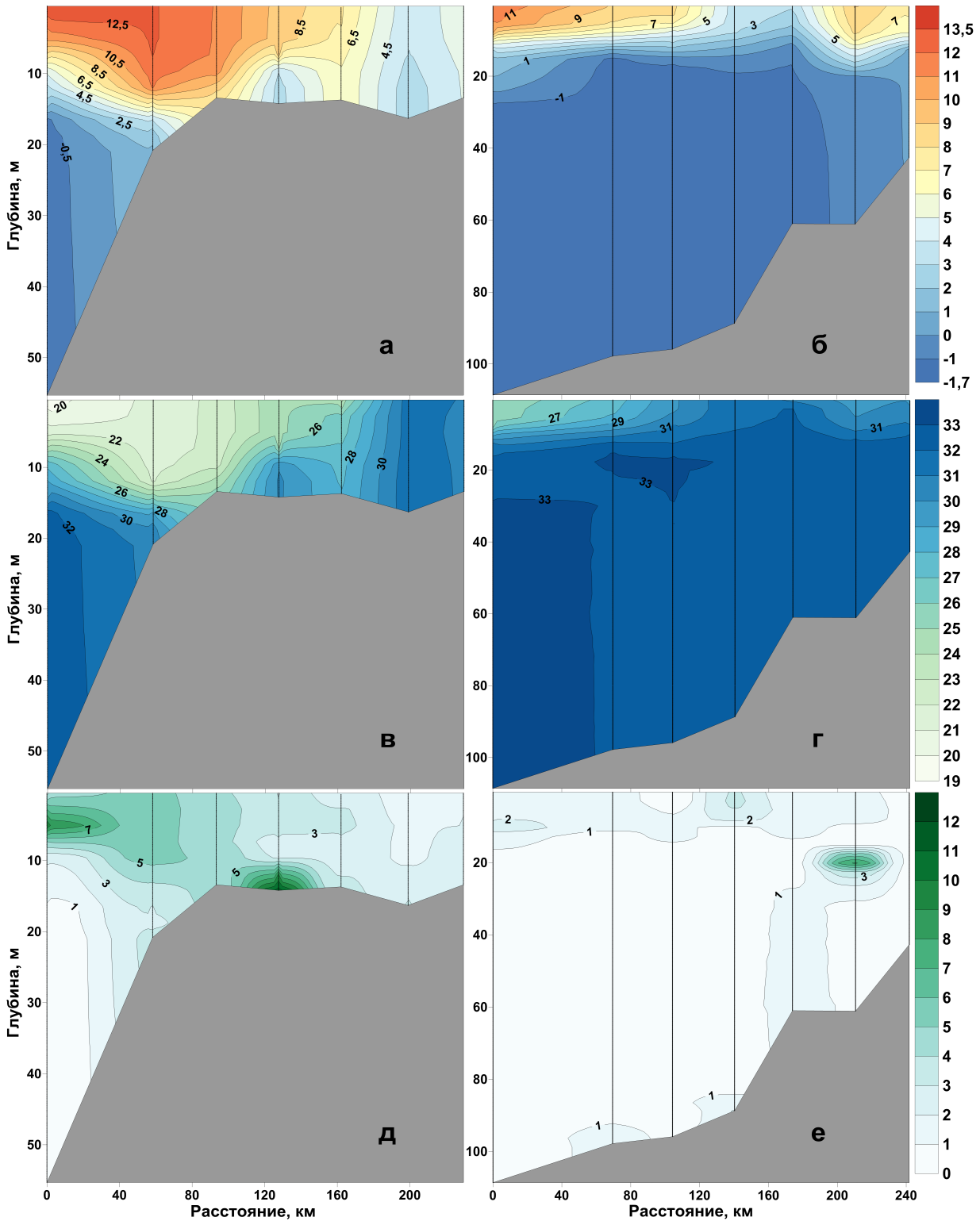


Рис. 6. Вертикальное распределение температуры, °С (а, б), практической солёности (в, г) и флуоресценции хлорофилла, $\mu\text{г}\cdot\text{л}^{-1}$ (д, е), на меридиональных разрезах вдоль северо-восточного шельфа острова Сахалин через ближайшие к берегу станции (а, в, д) и через самые мористые станции (б, г, е) (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.). Слева — север

Fig. 6. Depth distribution of temperature, °С (а, б), practical salinity (в, г), and chlorophyll fluorescence, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (д, е), on meridional sections along the northeastern Sakhalin Island shelf through the coastal stations (а, в, д) and the deep-sea stations (б, г, е) (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016). North is on the left

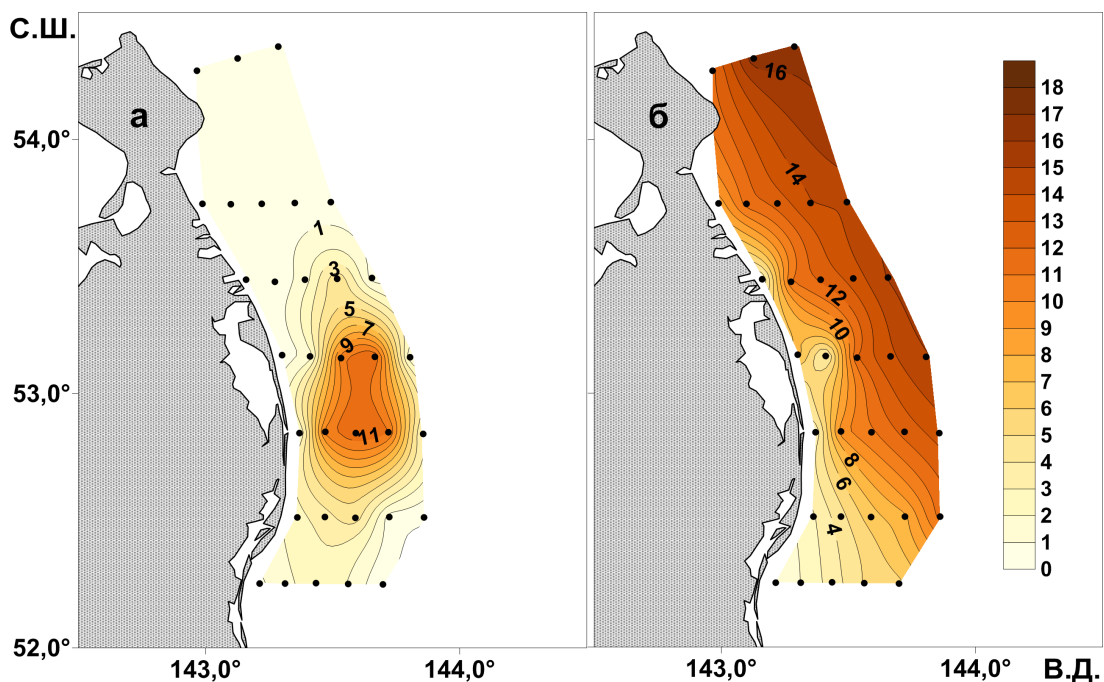


Рис. 7. Пространственное распределение нитратов, $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, на северо-восточном шельфе острова Сахалин: а — поверхностный горизонт; б — придонный горизонт (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.)

Fig. 7. Spatial distribution of nitrates, $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, on the northeastern Sakhalin Island shelf: a, surface horizon; б, near-bottom horizon (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016)

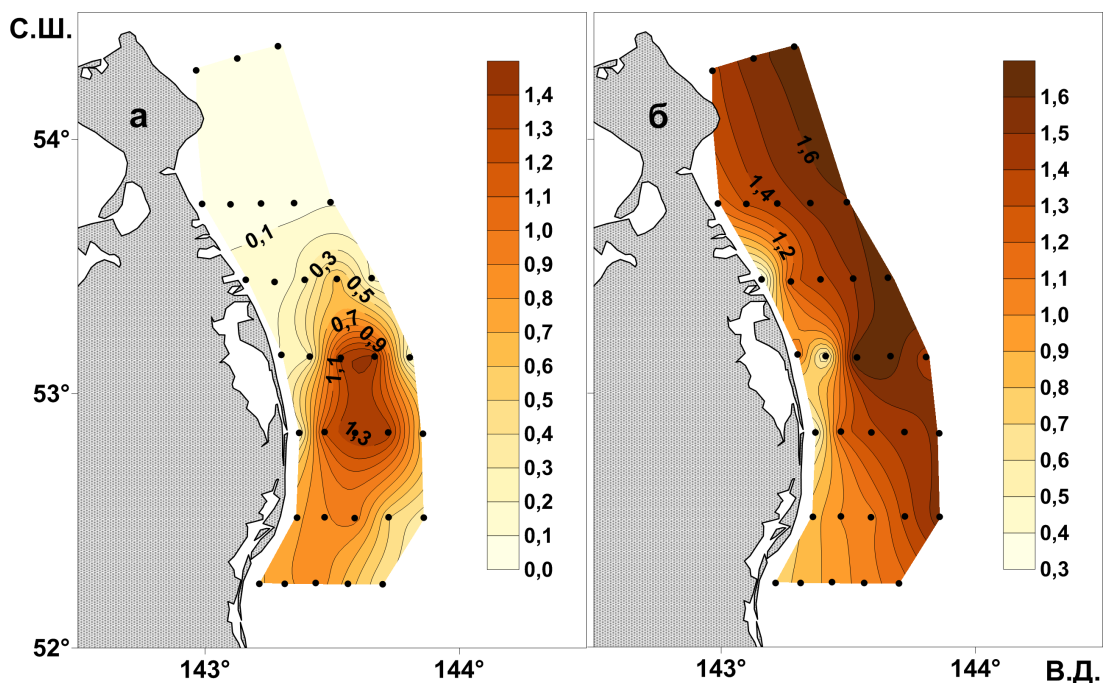


Рис. 8. Пространственное распределение фосфатов, $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, на северо-восточном шельфе острова Сахалин: а — поверхностный горизонт; б — придонный горизонт (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.)

Fig. 8. Spatial distribution of phosphates, $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, on the northeastern Sakhalin Island shelf: a, surface horizon; б, near-bottom horizon (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016)

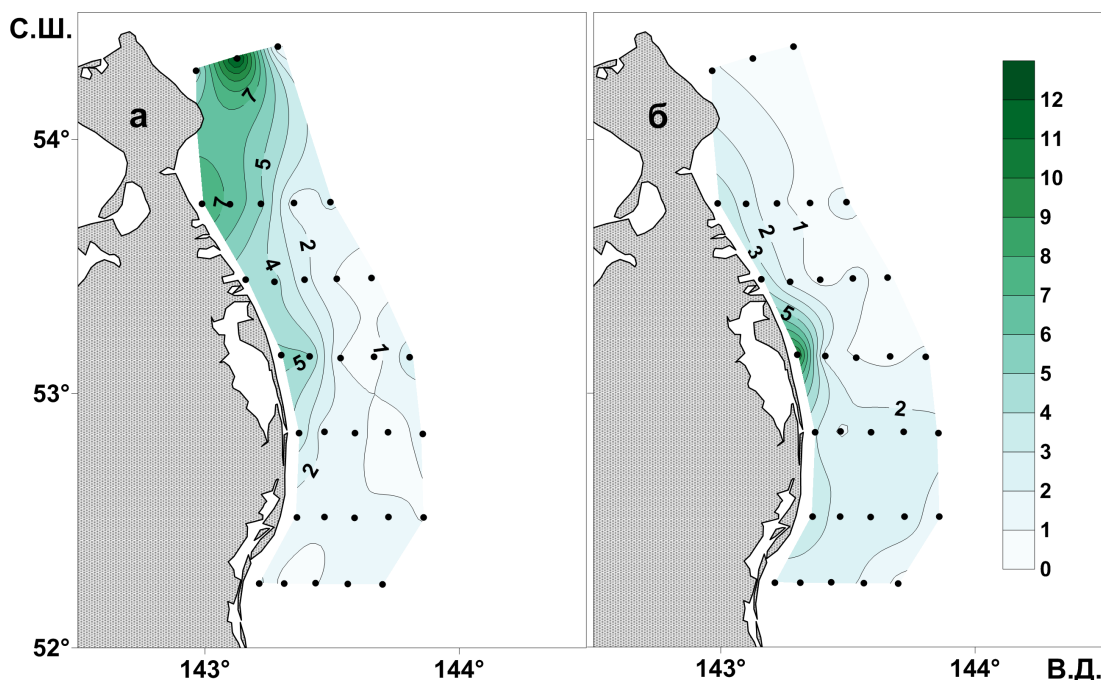


Рис. 9. Пространственное распределение хлорофилла *a*, $\mu\text{г}\cdot\text{л}^{-1}$, на северо-восточном шельфе острова Сахалин: а — поверхностный горизонт; б — придонный горизонт (71-й рейс НИС «Профессор Гагаринский», 7–9 июля 2016 г.)

Fig. 9. Spatial distribution of chlorophyll *a*, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, on the northeastern Sakhalin Island shelf: a, surface horizon; б, near-bottom horizon (71st cruise of the RV “Professor Gagarinsky”, 7–9 July, 2016)

Характер пространственных распределений температуры и солёности в поверхностном слое вод указывает на проникновение в него холодных солёных вод вследствие циркуляции антициклонического типа, что формирует гидрологический фронт вблизи залива Пильтун (рис. 4а, 5а). То, что проникновение этих вод не являлось прямым следствием апвеллинга, видно из пространственных распределений температуры и солёности в придонном слое вод (рис. 4б, 5б), а также заметно на гидрологических разрезах (рис. 6а–г): в пространственном распределении температуры и солёности в южной части исследуемого района не отмечено проникновение холодных солёных придонных вод в северном направлении. Пространственные изменения температуры и солёности были наиболее ярко выражены в поверхностном слое вод. Предположительно, масса холодных солёных вод, препятствующая проникновению распреснённых вод с севера, изначально поднималась на поверхность из нижних горизонтов в юго-восточной части шельфа острова Сахалин, а затем под воздействием антициклонического вихря перемещалась в северном направлении.

Подъём вод из глубинных горизонтов на поверхность вследствие прибрежного апвеллинга (Prants et al., 2017) или действия антициклонического вихря (Рутенко и Соснин, 2014) и последующее их перемещение на север привнесли в поверхностные слои большое количество азота и фосфора: их концентрации сопоставимы со значениями, соответствующими придонным слоям вод (рис. 7, 8). Область распреснённых вод характеризовалась относительно низкими величинами концентрации неорганических соединений азота и фосфора (рис. 7а, 8а). Возможной причиной этого может быть повышенная фотосинтетическая активность фитопланктона в области распреснённых вод. Пространственное распределение Хл в поверхностном слое косвенно подтверждает это предположение (рис. 9): в водах с пониженным содержанием биогенных веществ были зарегистрированы высокие концентрации Хл. В северной части залива, где влияние реки Амур является максимальным, содержание в воде Хл достигало $12,9 \mu\text{г}\cdot\text{л}^{-1}$. В районе гидрологического фронта значение снижалось до $2 \mu\text{г}\cdot\text{л}^{-1}$. Замечательно, что и в области холодных

солёных вод, где содержание биогенных элементов максимально, концентрации Хл составляли около $2 \text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (рис. 8а). На основании этого можно предположить низкую фотосинтетическую активность фитопланктона в ядре холодных солёных вод. Вероятно, интенсивное развитие фитопланктона в этих водах могло возникнуть после их прогрева.

Отдельно стоит отметить высокие значения флуоресценции хлорофилла в придонном слое вод, зарегистрированные на одной из прибрежных станций, напротив залива Пильтун. Возможно, здесь происходит осаждение органического вещества на дно, что также можно предположить, исходя из положения изолиний на вертикальном разрезе флуоресценции (рис. 6д).

Измерения ассимиляционного числа. На протяжении всего времени экспозиции отмечен рост содержания кислорода в светлой склянке (рис. 10а). Рост проходил нелинейно. Так, в первый час экспозиции скорость роста O_2 составляла $0,22 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$, а после она замедлилась до $0,05 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$. В тёмной склянке в первый час экспозиции также происходил рост содержания O_2 (со скоростью $0,15 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$), но затем концентрация кислорода стала уменьшаться (со скоростью $-0,11 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{ч}^{-1}$).

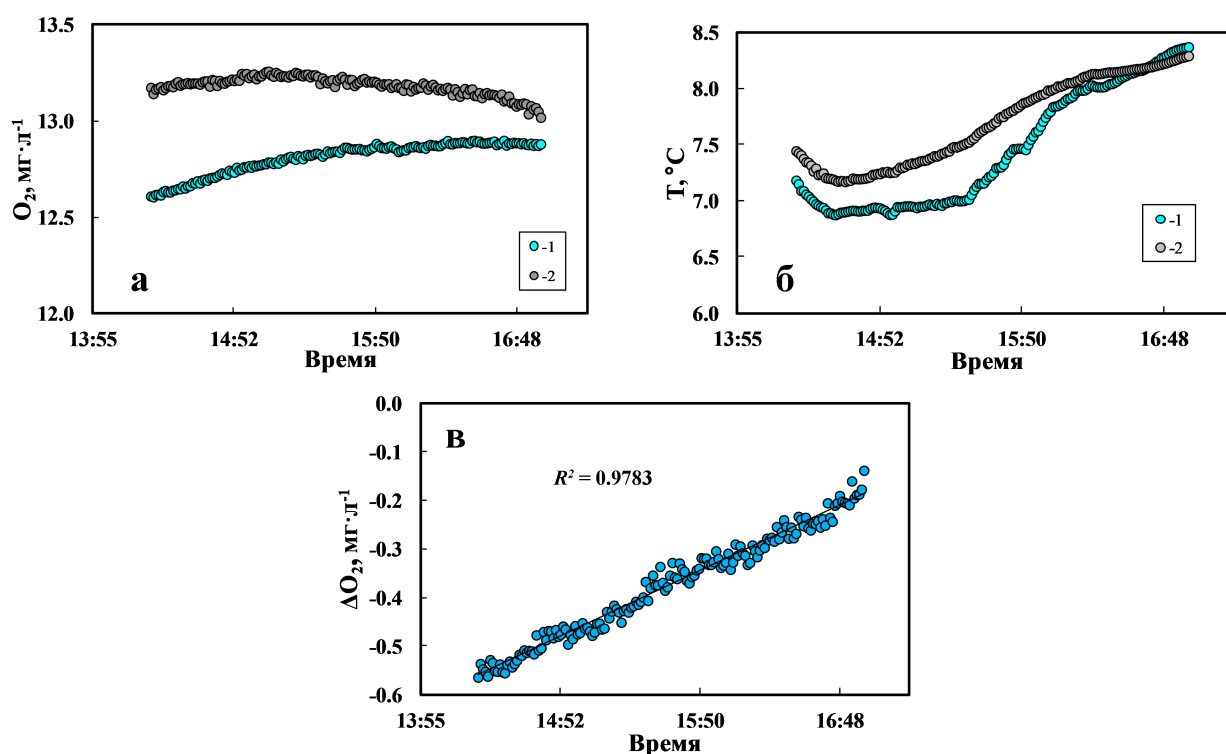


Рис. 10. Временная изменчивость концентрации кислорода (а), температуры воды (б) и разницы показаний в тёмной и светлой склянках (в) по результатам работы датчиков ARO1-USB на северо-восточном склоне острова Сахалин 8 июля 2016 г.: ● — светлая склянка; ● — тёмная склянка. На шкале абсцисс указано местное время

Fig. 10. Time variability of oxygen concentration (а), water temperature (б), and difference in readings for dark and light bottles (в) for ARO1-USB Rinko dissolved oxygen sensors on the northeastern Sakhalin Island shelf on 8 July, 2016: ● denotes a light bottle; ● denotes a dark bottle. The abscissa shows the local time

При этом разница показаний между светлой и тёмной склянками неуклонно росла со временем. Таким образом, изменения в скоростях уменьшения/увеличения уровня кислорода в пробах подчинялись одним законам и не являлись ошибкой эксперимента. Во время экспозиции температура воды в пробах повысилась на $1,5 \text{ }^\circ\text{C}$ (рис. 10б), причём рост её происходил нелинейно. Между тем изменение разницы показаний кислорода между светлой и тёмной склянками

происходило по линейному закону (рис. 10в). На линейном росте величины ΔO_2 также не отразилось небольшое различие между температурами в пробах (рис. 10б, в), что уже было отмечено ранее (Тищенко и др., 2017). Максимальная разница температур между светлой и тёмной склянками составила $0,508\text{ }^\circ\text{C}$, чему соответствовали наибольшие единичные отклонения ΔO_2 от линейной аппроксимации, достигающие $0,038\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ при $\Delta O_2 = 0,369\text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$. Общее время экспозиции составило 2 ч 40 мин. Хотя для расчёта Ач использовали только начальное и конечное значения временной зависимости ΔO_2 , с целью демонстрации качества полученных данных в статье представлен весь ряд измерений. Содержание хлорофилла в воде перед экспозицией — $3,85\text{ мкг}\cdot\text{л}^{-1}$. По результатам эксперимента, полученное значение ассимиляционного числа составило $9,66\text{ мг С}\cdot(\text{мг Хл}\cdot\text{ч})^{-1}$. Такая высокая скорость ассимиляции углерода может быть обусловлена повышенным содержанием железа, привнесённого водами реки Амур (Nishioka et al., 2014 ; Shulkin & Zhang, 2014). Теневой рост кислорода, отмеченный в ходе эксперимента, — явление, которое исследователи наблюдают периодически (Чербаджи и Пропп, 2008 ; Ettwig et al., 2012 ; Pamatmat, 1997 ; Pospíšil, 2007). Единого, общепринятого объяснения пока нет. Возможными причинами теневого роста O_2 могут служить разложение перекиси водорода (Чербаджи и Пропп, 2008) и продукция бактерий (Ettwig et al., 2012).

Первичная продукция фитопланктона. Значения ПП фитопланктона изменялись от $1,57$ до $11,17\text{ г С}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$. Характер пространственной изменчивости ПП совпадал с таковым пространственного распределения Хл в поверхностном слое вод: наибольшие значения ПП были приурочены к северной части полигона, где влияние реки Амур максимально (рис. 9, 11). По мере продвижения в южном направлении ПП уменьшалась, достигая минимальных значений в юго-восточной части полигона и в области холодных солёных вод. Очевидно, что подобный характер распределения ПП соответствует периоду максимального влияния стока реки Амур, поскольку в августе — сентябре величина продукции фитопланктона на северо-восточном шельфе острова Сахалин составляет порядка $0,7\text{--}0,8\text{ г С}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$. На траверзе южной границы залива Чайво, где влияние стока реки Амур мало, полученные значения ПП соответствуют величинам, характерным для августа — сентября (Isada et al., 2009). Таким образом, цветение фитопланктона на северо-восточном шельфе острова Сахалин находится в сильной зависимости от объёма стока реки Амур, под влиянием которого содержание Хл в зоне цветения может изменяться в четыре раза (Цхай и др., 2015).

Высокая продукция на северо-восточном склоне Сахалина обусловлена, вероятно, стоком реки Амур: он служит источником железа (Nishioka et al., 2014 ; Shulkin & Zhang, 2014), которое играет важную роль в питании фитопланктона на восточном шельфе острова (Kanna et al., 2018 ; Yoshimura et al., 2010). Для ПП железо является основным биогенным элементом: его отсутствие приводит к формированию в фотическом слое в открытом океане акваторий с высокой концентрацией азота и фосфора и с низкой продукцией (Martin & Fitzwater, 1988). Река Амур играет ключевую роль в формировании ПП не только на изучаемом в рамках данной работы северо-восточном склоне острова Сахалин, но и в существенной части акватории Охотского моря и даже в районе Курильских островов (Nishioka et al., 2014). Полученные здесь результаты подчёркивают важность стока реки Амур в формировании ПП.

Оценка кормовой базы серых китов. Площадь прибрежной зоны от залива Уркт до средней части залива Чайво с глубинами до 20 м, используемой серыми китами в качестве зоны нагула, составляет около 600 км^2 (Bröker et al., 2020). При среднем значении ПП $6,5\text{ г С}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{сут}^{-1}$ общая продукция фитопланктона в этом районе будет достигать $3900\text{ т С}\cdot\text{сут}^{-1}$. Приняв допущение, что содержание углерода составляет 10 % от биомассы фитопланктона, можно заключить, что это соответствует $39\,000\text{ т}\cdot\text{сут}^{-1}$ сырой массы фитопланктона (Menden-Deuer & Lessard, 2000). При условии, что биомасса вторичного звена пищевой цепи в среднем составляет 0,1 от такой первичного звена (Odum, 1971), величина продукции зоопланктона/зообентоса в области

нагула серых китов будет равняться $3900 \text{ т} \cdot \text{сут}^{-1}$ сырой массы. Среднее значение биомассы, необходимой для суточного питания серого кита, — $409 \text{ кг} \cdot \text{сут}^{-1}$ (Bröker et al., 2020). Исходя из общих соображений, можно заключить, что прибрежная зона от залива Уркт до залива Чайво может служить зоной нагула для 9500 китов. Такое значение согласуется с историческими данными: охотско-корейская популяция китов ранее была оценена в 1500–10000 голов (Берзин, 1974 ; Yablokov & Bogoslovskaya, 1984). В 2014–2015 гг. охотско-корейская популяция насчитывала 172–186 голов (Bröker et al., 2020 ; Cooke et al., 2015). При численности популяции ~ 180 особей для формирования кормовой базы требуется $736 \text{ т} \cdot \text{сут}^{-1}$ сырой массы фитопланктона, что составляет 1,9 % от общей продуктивности рассматриваемой акватории.

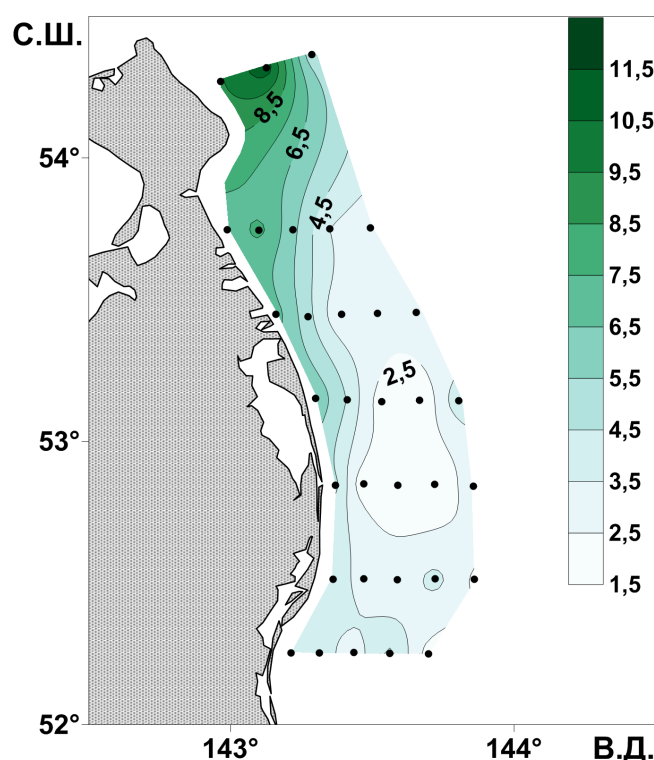


Рис. 11. Пространственное распределение первичной продукции фитопланктона, $\text{г C} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$, на северо-восточном шельфе острова Сахалин (7–9 июля 2016 г.)

Fig. 11. Spatial distribution of phytoplankton primary production, $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, on the northeastern Sakhalin Island shelf (7–9 July, 2016)

Заключение. В период исследований было установлено, что формирование первичной продукции фитопланктона наиболее интенсивно происходило в водах, подвергающихся максимальному влиянию стока реки Амур, а также берегового стока. Влияние этих вод распространялось до траверза южной границы залива Пильтун, где было ограничено холодными солёными водами, вышедшими на поверхность южнее исследуемого полигона и привнесёнными сюда вихревой структурой из глубинных горизонтов. Полученное высокое значение ассимиляционного числа фитопланктона характеризует высокую скорость фотосинтеза в данном районе. Первичная продукция в фотическом слое вод в области максимального влияния реки Амур достигала $11,17 \text{ г C} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$. Общая первичная продукция фитопланктона в диапазоне глубин до 20 м, необходимая для формирования кормовой базы серых китов, при численности популяции ~ 180 особей составляет $736 \text{ т} \cdot \text{сут}^{-1}$ сырой массы фитопланктона, или 1,9 % от общей продуктивности изучаемой акватории.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ (№ 21-55-53015) и программ фундаментальных научных исследований (темы № 121021500052-9 и 121021700346-7).

Благодарность. Автор благодарит капитана НИС «Профессор Гагаринский» Эдуарда Александровича Гавайлера, членов экипажа и научный состав за всестороннюю помощь в экспедиционных исследованиях, а также Юлию Владимировну Федорец — за предоставление информации о видовом составе фитопланктона в районе исследований во время проведения экспедиционных работ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Берзин А. А. Актуальные проблемы изучения китообразных (на примере китообразных Тихого океана) // *Зоология позвоночных*. Москва : ВИНТИ, 1974. С. 159–189. (Итоги науки и техники ; т. 6). [Berzin A. A. Aktual'nye problemy izucheniya kitoobraznykh (na primere kitoobraznykh Tikhogo okeana). In: *Zoologiya bespozvonochnykh*. Moscow : VINITI, 1974, pp. 159–189. (Itogi nauki i tekhniki ; vol. 6). (in Russ.)]
2. Звалинский В. И. Количественное описание морских экосистем. I. Общие подходы // *Известия ТИНРО*. 2008. Т. 152. С. 132–153. [Zvalinsky V. I. Quantitative description of marine ecosystems. I. General approach. *Izvestiya TINRO*, 2008, vol. 152, pp. 132–153. (in Russ.)]
3. Звалинский В. И., Лобанов В. Б., Захарков С. П., Тищенко П. Я. Хлорофилл, замедленная флуоресценция и первичная продукция северо-западной части Японского моря осенью 2000 г. // *Океанология*. 2006. Т. 46, вып. 1. С. 27–37. [Zvalinskii V. I., Lobanov V. B., Zakharkov S. P., Tishchenko P. Ya. Chlorophyll, delayed fluorescence, and primary production in the northwestern part of the Sea of Japan. *Oceanology*, 2006, vol. 46, iss. 1, pp. 27–37. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S0001437006010048>
4. Корсакова С. П., Ильницкий О. А., Плугатарь Ю. В. Сравнение моделей световых кривых фотосинтеза на примере вечнозелёных видов растений // *Наука Юга России*. 2018. Т. 14, № 3. С. 88–100. [Korsakova S. P., Ilnitsky O. A., Plugatar Yu. V. Comparison of photosynthetic light-response curves models by the example of evergreen plant species. *Nauka Yuga Rossii [Science in the South Russia]*, 2018, vol. 14, no. 3, pp. 88–100. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S25000640180310>
5. *Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов*. Москва : ВНИРО, 1988. 120 с. [*Metody gidrokhimicheskikh issledovaniy osnovnykh biogennykh elementov*. Moscow : VNIRO, 1988, 120 p. (in Russ.)]
6. Орлова Т. Ю., Селина М. С., Стоник И. В. Видовой состав микроводорослей планктона охотоморского побережья о. Сахалин // *Биология моря*. 2004. Т. 30, № 2. С. 96–104. [Orlova T. Yu., Selina M. S., Stonik I. V. Species composition of planktonic microalgae of coastal waters of Sakhalin Island, Sea of Okhotsk. *Biologiya morya*, 2004, vol. 30, no. 2, pp. 96–104. (in Russ.)]
7. Рутенко А. Н., Соснин В. А. Гидродинамические процессы на шельфе о. Сахалин в прибрежном Пильтунском районе кормления серых китов и их связь с атмосферной циркуляцией // *Метеорология и гидрология*. 2014. № 5. С. 74–93. [Rutenko A. N., Sosnin V. A. Hydrodynamic processes on the Sakhalin shelf in the coastal Piltun area of the grey whale feeding and their correlation with atmospheric circulation. *Meteorologiya i gidrologiya*, 2014, no. 5, pp. 74–93. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.3103/S1068373914050070>
8. Тищенко П. П., Тищенко П. Я., Звалинский В. И., Семкин П. Ю. Первичная продукция Амурского залива (Японское море) в летний сезон 2008 года // *Биология моря*. 2017. Т. 43, № 3. С. 195–202. [Tishchenko P. P., Tishchenko P. Ya., Zvalinsky V. I., Semkin P. Yu. The primary production of Amursky Bay (Sea of Japan) in the summer of 2008. *Biologiya morya*, 2017, vol. 43, no. 3, pp. 195–202. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S1063074017030117>
9. Тищенко П. Я., Лобанов В. Б., Шулькин В. М., Мельников В. В., Цой И. Б., Семкин П. Ю., Тищенко П. П., Баннов В. А., Белоус О. В., Васильева Л. Е., Еловская О. А., Сагалаев С. Г., Федорец Ю. В. Комплексные исследования прибрежных акваторий Японского и Охотского морей, находящихся

- под влиянием речного стока (71-й рейс научно-исследовательского судна «Профессор Гагаринский») // *Океанология*. 2018. Т. 58, вып. 2. С. 340–342. [Tishchenko P. Ya., Lobanov V. B., Shulkin V. M., Melnikov V. V., Tsoi I. B., Semkin P. Yu., Tishchenko P. P., Bannov V. A., Belous O. V., Vasileva L. E., Elovskaya O. A., Sagalaev S. G., Fedorets Yu. V. Comprehensive research of the coastal water area of the Sea of Japan and Sea of Okhotsk under the influence of river runoff (Cruise 71 of the RV “Professor Gagarinskii”). *Oceanology*, 2018, vol. 58, iss. 2, pp. 340–342. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S0001437018010150>
10. Тищенко П. П., Тищенко П. Я., Еловская О. А., Звалинский В. И., Федорец Ю. В. Условия формирования первичной продукции фитопланктона в заливе Восток (Японское море) весной 2016 г. // *Известия ТИНРО*. 2019. Т. 198. С. 164–185. [Tishchenko P. P., Tishchenko P. Ya., Elovskaya O. A., Zvalinsky V. I., Fedorets Yu. V. Conditions for primary production of phytoplankton in the Vostok Bay (Japan Sea) in spring 2016. *Izvestiya TINRO*, 2019, vol. 198, pp. 164–185. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2019-198-164-185>
 11. Цхай Ж. Р., Шевченко Г. В., Частиков В. Н. Аномальное влияние стока реки Амур на гидрологические условия шельфа о. Сахалин в период паводка 2013 года // *Геодинамические процессы и природные катастрофы. Опыт Невтегорска* : всероссийская научная конференция с международным участием, 26–30 мая 2015 г., Южно-Сахалинск, Россия : сборник материалов : [в 2 т.]. Владивосток : Дальнаука, 2015. Т. 1. С. 386–389. [Tskhay Zh. R., Shevchenko G. V., Chastikov V. N. Anomal'noe vliyanie stoka reki Amur na gidrologicheskie usloviya shel'fa o. Sakhalin v period pavodka 2013 goda. In: *Geodynamic Processes and Natural Hazards. Lessons of Neftegorsk* : vserossiiskaya nauchnaya konferentsiya s mezhdunarodnym uchastiem, 26–30 May, 2015, Yuzhno-Sakhalinsk, Russia : sbornik materialov : [in 2 vols]. Vladivostok : Dal'nauka, 2015, vol. 1, pp. 386–389. (in Russ.)]
 12. Чербаджи И. И., Пропп Л. Н. Фотосинтез и дыхание сообщества глубоководного перифитона (банка Маклсфилд, Южно-Китайское море) // *Биология моря*. 2008. Т. 34, № 5. С. 351–358. [Cherbadgy I. I., Propp L. N. Photosynthesis and respiration of a deep-water periphyton community (Macclisfield Bank, South China Sea). *Biologiya morya*, 2008, vol. 34, no. 5, pp. 351–358. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S1063074008050064>
 13. Шевченко О. Г., Пономарева А. А. Фитопланктон северо-восточного побережья о-ва Сахалин в августе – сентябре 2010 г. // *Научные труды Дальрыбвтуза*. 2013. Т. 29. С. 31–40. [Shevchenko O. G., Ponomareva A. A. Phytoplankton on the north-eastern coast of Sakhalin Island in August–September 2010. *Nauchnye trudy Dal'rybvтуza*, 2013, vol. 29, pp. 31–40. (in Russ.)]
 14. Behrenfeld M. J., Falkowski P. G. A consumer's guide to phytoplankton primary production models. *Limnology and Oceanography*, 1997, vol. 42, iss. 7, pp. 1479–1491. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.7.1479>
 15. Bröker K. C. A., Gailey G., Tyurneva O. Yu., Yakovlev Yu. M., Sychenko O., Dupont J. M., Vertyankin V. V., Shevtsov E., Drozdov K. A. Site-fidelity and spatial movements of western North Pacific gray whales on their summer range off Sakhalin, Russia. *PLoS ONE*, 2020, vol. 15, iss. 8, art. no. e0236649 (27 p.). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236649>
 16. Cooke J., Weller D., Bradford A., Sychenko O., Burdin A., Lang A. Updated population assessment of the Sakhalin gray whale aggregation based on the Russia–US photoidentification study at Piltun, Sakhalin, 1994–2014. *Western Gray Whale Advisory Panel Doc. GWAP/16/17* : 16th meeting, Moscow, 22–24 Nov., 2015. [Moscow, 2015], 11 p.
 17. Ettwig K. F., Speth D. R., Reimann J., Wu M. L., Jetten M. S., Keltjens J. T. Bacterial oxygen production in the dark. *Frontiers in Microbiology*, 2012, vol. 3, art. no. 273 (8 p.). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00273>
 18. Gordon H. R., McCluney W. R. Estimation of the depth of sunlight penetration in the sea for remote sensing. *Applied Optics*, 1975, vol. 14, iss. 2, pp. 413–416. <https://doi.org/10.1364/AO.14.000413>
 19. Isada T., Suzuki K., Liu H., Nishioka J., Nakatsuka T. Primary productivity and photosynthetic features of phytoplankton in the Sea of Okhotsk during late summer. In: *Proceedings of the Fourth Workshop on the Okhotsk Sea and Adjacent*

- Areas* / M. Kashiwai, G. A. Kantakov (Eds). Sidney, B. C., Canada : PICES, 2009, pp. 72–75. (PICES Scientific Report ; no. 36).
20. Jeffrey S. W., Humphrey G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 1975, vol. 167, iss. 2, pp. 191–194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
 21. Kanna N., Sibano Yu., Toyota T., Nishioka J. Winter iron supply processes fueling spring phytoplankton growth in a subpolar marginal sea, the Sea of Okhotsk: Importance of sea ice and the East Sakhalin Current. *Marine Chemistry*, 2018, vol. 206, pp. 109–120. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2018.08.006>
 22. Kasai H., Hirakawa K. Seasonal changes of primary production in the southwestern Okhotsk Sea off Hokkaido, Japan during the ice-free period. *Plankton and Benthos Research*, 2015, vol. 10, iss. 4, pp. 178–186. <https://doi.org/10.3800/pbr.10.178>
 23. Laws E. A. Photosynthetic quotients, new production and net community production in the open ocean. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 1991, vol. 38, iss. 1, pp. 143–167. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(91\)90059-O](https://doi.org/10.1016/0198-0149(91)90059-O)
 24. Menden-Deuer S., Lessard E. J. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, 2000, vol. 45, iss. 3, pp. 569–579. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.3.0569>
 25. Lorenzen C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 1967, vol. 12, iss. 2, pp. 343–346. <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
 26. Martin J. H., Fitzwater S. E. Iron deficiency limits phytoplankton growth in the north-east Pacific subarctic. *Nature*, 1988, vol. 331, pp. 341–343. <https://doi.org/10.1038/331341a0>
 27. Nishioka J., Nakatsuka T., Ono K., Volkov Yu. N., Scherbinin A., Shiraiwa T. Quantitative evaluation of iron transport processes in the Sea of Okhotsk. *Progress in Oceanography*, 2014, vol. 126, pp. 180–193. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.04.011>
 28. Odum E. P. *Fundamentals of Ecology*. 3rd edition. Philadelphia, PA : W. B. Saunders Company, 1971, 574 p.
 29. Pamatmat M. M. Non-photosynthetic oxygen production and non-respiratory oxygen uptake in the dark: A theory of oxygen dynamics in plankton communities. *Marine Biology*, 1997, vol. 129, pp. 735–746. <https://doi.org/10.1007/s002270050216>
 30. Pospíšil P., Šnyrychová I., Nauš J. Dark production of reactive oxygen species in photosystem II membrane particles at elevated temperature: EPR spin-trapping study. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Bioenergetics*, 2007, vol. 1767, iss. 6, pp. 854–859. <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2007.02.011>
 31. Prants S. V., Andreev A. G., Uleysky M. Yu., Budyansky M. V. Mesoscale circulation along the Sakhalin Island eastern coast. *Ocean Dynamics*, 2017, vol. 67, pp. 345–356. <https://doi.org/10.1007/s10236-017-1031-x>
 32. Ryther J. H. The measurement of primary production. *Limnology and Oceanography*, 1956, vol. 1, iss. 2, pp. 72–84. <https://doi.org/10.4319/lo.1956.1.2.0072>
 33. Smith L. M., Silver C. M., Oviatt C. A. Quantifying variation in water column photosynthetic quotient with changing field conditions in Narragansett Bay, RI, USA. *Journal of Plankton Research*, 2012, vol. 34, iss. 5, pp. 437–442. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs011>
 34. Sorokin Yu. I., Sorokin P. Yu. Production in the Sea of Okhotsk. *Journal of Plankton Research*, 1999, vol. 21, iss. 2, pp. 201–230. <https://doi.org/10.1093/plankt/21.2.201>
 35. Sorokin Yu. I., Sorokin P. Yu. Microplankton and primary production in the Sea of Okhotsk in summer 1994. *Journal of Plankton Research*, 2002, vol. 24, iss. 5, pp. 453–470. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.453>
 36. Shulkin V., Zhang J. Trace metals in estuaries in the Russian Far East and China: Case studies from the Amur River and the Changjiang. *Science of the Total Environment*, 2014, vol. 499, pp. 196–211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.015>
 37. Shuntov V. P., Ivanov O. A., Dulepova E. P. Biological resources in the Sea of Okhotsk Large Marine Ecosystem: Their status and commercial use. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies*

- in *Oceanography*, 2019, vol. 163, pp. 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.01.006>
38. Talling J. F. Photosynthetic characteristics of some freshwater plankton diatoms in relation to underwater radiation. *New Phytologist*, 1957, vol. 56, iss. 1, pp. 29–50. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1957.tb07447.x>
39. Yablokov A. V., Bogoslovskaya L. S. 20 – A review of Russian research on the biology and commercial whaling of the gray whale. In: *The Gray Whale: Eschrichtius robustus* / M. L. Jones, S. I. Swartz, S. Leatherwood (Eds). Orlando, FL : Academic Press, 1984, pp. 465–485. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-092372-7.50026-1>
40. Yoshimura T., Nishiona J., Nakatsuka T. Iron nutritional status of the phytoplankton assemblage in the Okhotsk Sea during summer. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2010, vol. 57, iss. 11, pp. 1454–1464. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2010.08.003>

PHYTOPLANKTON PRIMARY PRODUCTION ON THE NORTHEASTERN SAKHALIN ISLAND SHELF IN SUMMER

P. P. Tishchenko

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

E-mail: eq15@poi.dvo.ru

The eastern Sakhalin Island shelf is the area of high biological production. Its key peculiarity is the presence of a feeding area for the Okhotsk–Korean population of gray whales. We aimed at determining the features of the formation of primary production in this area; thereby, on 7–9 July, 2016, hydrochemical studies on the northeastern Sakhalin Island shelf were carried out. At each station, water was sampled from surface and near-bottom layers; then, concentrations of chlorophyll *a*, nitrates, and phosphates were measured. Moreover, at each station, depth profiling was conducted by a Sea-Bird SBE 19plus and a Rinko-Profilier. Those profilers were equipped with sensors for pressure, temperature, electrical conductivity, chlorophyll fluorescence, dissolved oxygen, turbidity, and photosynthetically active radiation. Assimilation number for phytoplankton was measured *in situ* by ARO1-USB Rinko dissolved oxygen sensors (JFE Advantech Co., Ltd.). Phytoplankton primary production in the photic layer was determined by the light model based on the representation of the photosynthetic light-response curve in the modified model of the non-rectangular hyperbola. Most intensively, the primary production occurred in the area affected by the Amur River. In the photic layer, the values of integral primary production varied within 1.57–11.17 g C·m⁻²·day⁻¹. The distribution area of the modified highly productive water of the Amur River reached the traverse of the southern boundary of the Piltun Bay; there, it was limited by cold salty water which had risen due to the eddy structure from deeper horizons. The ratio of the production spent on the food supply formation for the Okhotsk–Korean population of gray whales was 1.9 % of the total production of the studied water area.

Keywords: phytoplankton primary production, Amur River, Sakhalin Island, gray whale



ЗАМЕТКИ

УДК 582.272(261.24)

DOI: 10.21072/mbj.2022.07.4.08

НАХОДКИ *HALOSIPHON TOMENTOSUS* (LYNGBYE) JAASUND (PHAEOPHYCEAE) В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ БАЛТИКЕ

© 2022 г. А. А. Володина

Институт океанологии имени П. П. Ширшова РАН, Москва, Российская Федерация
E-mail: volodina.alexandra@gmail.com

Поступила в редакцию 17.11.2021; после доработки 23.02.2022;
принята к публикации 26.09.2022; опубликована онлайн 29.11.2022.

Первая находка *Halosiphon tomentosus* (Lyngb.) Jaasund (*Chorda tomentosa* Lyngb.) была сделана в юго-восточной части Балтийского моря в мае — июне 2016 г. на северном побережье Самбийского полуострова на нескольких участках. Вид был встречен в верхнем горизонте сублиторали на валунах в ассоциациях преимущественно с зелёными и бурыми водорослями (*Ulva intestinalis*, *Ulva prolifera*, *Cladophora glomerata*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, изредка *Pseudolithoderma subextensum*, *Hildenbrandia rubra*). Также вид был обнаружен в 2017–2018 гг. Длина нитевидного слоевища варьировала от 3 до 30 см, в среднем равняясь $(9,2 \pm 2,3)$ см. Средняя биомасса составила $(73,3 \pm 41,9)$ г·м⁻² в 2016 г. и $(11 \pm 8,8)$ г·м⁻² в 2018 г. Причины появления *H. tomentosus* в Юго-Восточной Балтике и его отсутствия в прилегающих районах Балтийского моря требуют дальнейшего изучения.

Ключевые слова: *Halosiphon tomentosus*, Юго-Восточная Балтика, новые местонахождения вида

Исследование видового состава макроводорослей прибрежных обрастаний в российском секторе юго-восточной части Балтийского моря идёт с 2009 г. и осуществляется круглогодично. *Halosiphon tomentosus* (Lyngbye) Jaasund (*Chorda tomentosa* Lyngb.) (AlgaeBase, 2021) обнаружен в мае — июне 2016 г. на северном побережье Самбийского полуострова от города Зеленоградска на востоке до посёлка Лесной на западе (рис. 1, 2). *H. tomentosus* не был упомянут для Юго-Восточной и Южной Балтики ни в начале XX в. (Lakowitz, 1907), ни в современный период до 2016 г. (Володина и Герб, 2013, 2018; Kostkevičienė & Sinkevičienė, 2008; Labanauskas, 2000; Pliński & Surosz, 2013).

Сбор количественных проб макроводорослей и описание сообществ выполняли в местах обнаружения *H. tomentosus* с глубин 0–0,50 м на площадках 0,01 м². Собранные образцы макроводорослей взвешивали. Длина шнуровидных талломов составляла от 3 до 30 см, среднее значение — $(9,2 \pm 2,3)$ см. Цвет варьировал от золотистого до коричневого. Во всех местообитаниях вид был встречен в верхнем горизонте сублиторали на валунах или бетонных конструкциях на глубинах от 0 до 0,20 м. Доля вида в пробах в среднем — 18 %. Воздушно-сухая фитомасса колебалась от менее чем 0,01 до 407 г·м⁻² и в среднем составляла $(73,3 \pm 41,9)$ г·м⁻² в 2016 г. и $(11 \pm 8,8)$ г·м⁻² в 2018 г. Проективное покрытие вида было невелико — 0,5–5 % (табл. 1).

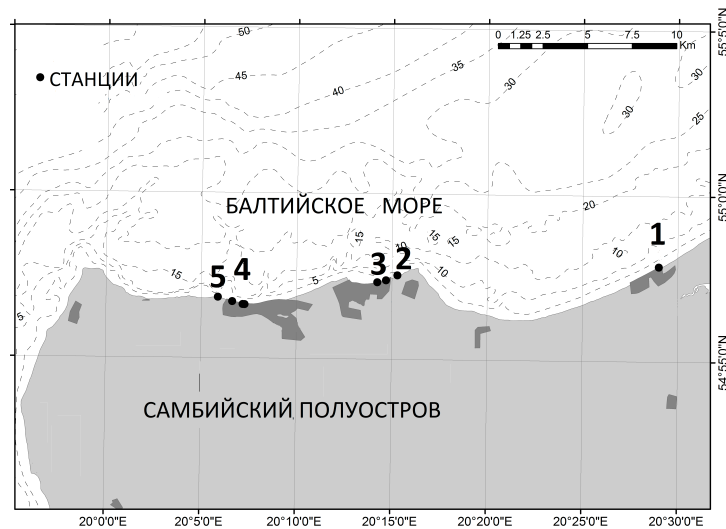


Рис. 1. Расположение станций отбора проб *Halosiphon tomentosus* в Юго-Восточной Балтике в 2016 г.: 1 — г. Зеленоградск; 2 — пос. Заостровье; 3 — г. Пионерский; 4 — пос. Отрадное; 5 — пос. Лесной

Fig. 1. Location of *Halosiphon tomentosus* sampling stations in the South-Eastern Baltic in 2016: 1, Zelenogradsk town; 2, Zaostrovie village; 3, Pionersky town; 4, Otradnoe village; 5, Lesnoy village

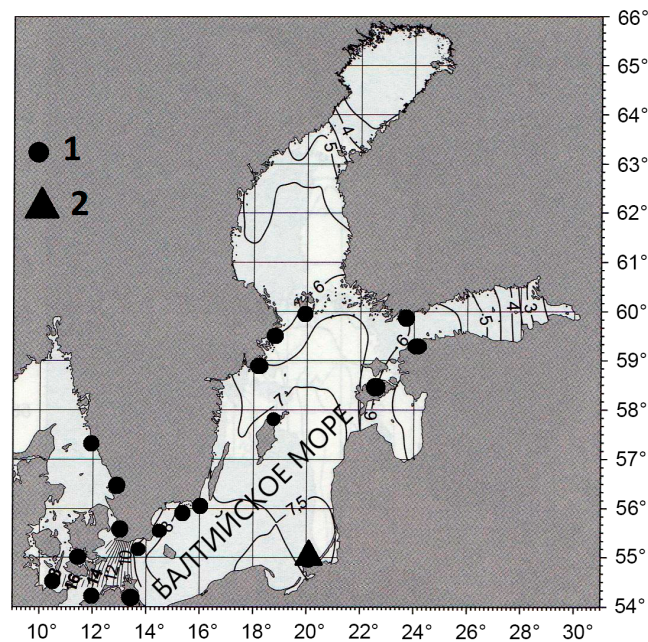


Рис. 2. Распространение *Halosiphon tomentosus* в Балтийском море и солёность воды (practical salinity units, PSU) на поверхности моря, декабрь (1954–2000 гг.) (Дубравин, 2014); 1 — распространение *H. tomentosus* в Балтийском море по (Kontula & Fürhapter, 2012); 2 — находка вида в Юго-Восточной Балтике (2016–2018 гг.)

Fig. 2. *Halosiphon tomentosus* distribution in the Baltic Sea and salinity on the sea surface (practical salinity units, PSU) in December (1954–2000) (Dubravina, 2014); 1, *H. tomentosus* distribution in the Baltic Sea according to (Kontula & Fürhapter, 2012); 2, species record in the South-Eastern Baltic (2016–2018)

Наибольшая фитомасса *H. tomentosus* обнаружена 05.06.2016 на участке посёлок Отрадное — посёлок Лесной. На исследованных локациях вид встречен в сообществе однолетних зелёных (*Ulva intestinalis* Linnaeus, 1753, *Cladophora glomerata* (Linnaeus) Kützing, 1843 и *Ulva prolifera* O. F. Müller, 1778) и бурых макроводорослей (*Pyraliella littoralis* (Linnaeus) Kjellman, 1872

и *Ectocarpus siliculosus* (Dillwyn) Lyngbye, 1819), а также в сообществе с участием корковых многолетних красных и бурых макроводорослей (*Hildenbrandia rubra* (Sommerfelt) Meneghini, 1841 и *Pseudolithoderma subextensum* (Waern) S. Lund, 1959).

Таблица 1. Встречаемость водорослей, проективное покрытие видов в сообществах и доля биомассы видов (%) в местах обитания *Halosiphon tomentosus*

Table 1. Algae occurrence, species projective cover in assemblages, and species ratio in biomass (%) in *Halosiphon tomentosus* habitats

№	Вид	Встречаемость, %	Проективное покрытие, %	Доля вида в общей биомассе, %
1	<i>Cladophora glomerata</i>	93,3	20–95	46
2	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	40	0–0,5	2
3	<i>Pylaiella littoralis</i>	46,6	0,5	6
4	<i>Ulva intestinalis</i>	69	50–100	16
5	<i>Ulva prolifera</i>	13,3	1–5	12
6	<i>Pseudolithoderma subextensum</i>	29	0–0,5	–
7	<i>Hildenbrandia rubra</i>	20	0–1	–
8	<i>Halosiphon tomentosus</i>	68,4	0,5–5	18

Диагностическим признаком *H. tomentosus* является шнуровидный таллом, густо покрытый по всей длине многоклеточными волосками золотисто-бурого цвета. В Балтийском море слоевище длиной до 1 м и шириной 4 мм растёт в сублиторали на камнях и ракушечниках на глубине от 1 до 15 м (Pankow, 1990).

H. tomentosus — типичный представитель арктической холодно-бореальной североатлантической флоры. В 2015 г. вид обнаружен в северо-западной части Чёрного моря (Одесский залив). Это местообитание является самой южной точкой ареала *H. tomentosus* (Миничева, 2015).

Вид встречается в морях с разной солёностью — от 35 PSU (Северное море) до 6 PSU (Балтийское) (Hällfors & Heikkonen, 1992). Зимние (+7 °C) и весенние температуры (+5...+13 °C) в Балтийском море (Дубравин, 2014) пригодны для его повсеместного обитания до Ботнического залива. Л. А. Зенкевич (1963) относил *H. tomentosus* к видам, характерным для Балтийского моря. Согласно современным флористическим спискам, распространение *H. tomentosus* в Балтике сосредоточено в её западной и юго-западной части. Вид встречается также в Борнхольмском бассейне, в Западно-Готландском бассейне и в Северо-Восточной Балтике (Финский и Рижский заливы) (Kontula & Fürhapter, 2012 ; Möller et al., 2010) (см. рис. 2). Причины появления *H. tomentosus* в Юго-Восточной Балтике и его отсутствия в сопредельных районах Балтийского моря требуют продолжения исследований. Возможно, вид не обнаруживают здесь вследствие того, что мониторинг проводят преимущественно во второй половине лета, в период максимума развития макроводорослей, когда спорофиты *H. tomentosus* отсутствуют.

Исследования выполняются в рамках темы государственного задания «Морские природные системы Балтийского моря и Атлантического океана: формирование природных комплексов Балтийского моря и их изменение под влиянием Атлантического океана и антропогенного воздействия» (№ 0128-2021-0012).

Благодарность. Выражаю признательность Е. Е. Ежовой (лаборатория морской экологии ИО РАН) за ценные комментарии при подготовке рукописи статьи и А. В. Креку (лаборатория геоэкологии ИО РАН) — за помощь в подготовке карты.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Володина А. А., Герб М. А. Макрофиты прибрежной зоны российского сектора юго-восточной части Балтийского моря (Калининградская область) // *Известия Калининградского государственного технического университета*. 2013. № 28. С. 129–135. [Volodina A. A., Gerb M. A. Macrophytes of the sea-coast of the South-Eastern part of the Baltic Sea (Kaliningrad Region). *Izvestiya Kaliningradskogo gosudarstvennogo universiteta*, 2013, no. 28, pp. 129–135. (in Russ.)]
2. Володина А. А., Герб М. А. Водоросли, рекомендуемые для включения в новое издание Красной книги Калининградской области // *Вестник Балтийского Федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки*. 2018. № 3. С. 74–85. [Volodina A. A., Gerb M. A. Macroalgae suggested for inclusion in the new edition of the Red Book of the Kaliningrad region. *Vestnik Baltiiskogo Federal'nogo universiteta im. I. Kanta. Seriya: Estestvennye i meditsinskie nauki*, 2018, no. 3, pp. 74–85. (in Russ.)]
3. Зенкевич Л. А. *Биология морей СССР*. Москва : Изд-во Академии наук СССР, 1963. 739 с. [Zenkevich L. A. *Biologiya morei SSSR*. Moscow : AN SSSR, 1963, 739 p. (in Russ.)]
4. Дубравин В. Ф. *Эволюция гидрометеорологических полей в Балтийском море*. Калининград : Капрос, 2014. 438 с. [Dubravin V. F. *Evolutions of Hydro-meteorological Fields in the Baltic Sea*. Kaliningrad : Kapros, 2014, 438 p. (in Russ.)]
5. Миничева Г. Г. Новый вселенец в Чёрное море: бурая водоросль *Chorda tomentosa* Lyngb. // *Альгология*. 2015. Т. 25, вып. 3. С. 323–329. [Minicheva G. G. New invader in the Black Sea: Brown algae *Chorda tomentosa* Lyngb. *Algologiya*, 2015, vol. 25, iss. 3, pp. 323–329. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.15407/alg25.03.323>
6. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway / M. D. Guiry, G. M. Guiry (Eds) : [site], 2021. URL: <http://www.algaebase.org> [accessed: 26.10.2021].
7. Hällfors G., Heikkonen K. *Chorda tomentosa* Lyngbye in Finnish coastal waters. In: *Phycological Studies of Nordic Coastal Waters: A Festschrift Dedicated to Prof. Mats Wærn on His 80th Birthday* / I. Wallentinus, P. Snoeijs (Eds). Uppsala : Opulus Press AB, 1992, pp. 79–84. (*Acta Phytogeographica Suecica* ; [no.] 78).
8. Kontula T., Fürhapter K. Checklist documentation and distribution data for Baltic Sea macrophyte species [including] Table 7.1: Checklist of Baltic Sea Macrophyte Species. In: *Checklist of Baltic Sea Macro-species* / T. Kontula, J. Haldin (Eds). Helsinki : Helsinki Commission, 2012, pp. 9–12 ; 24–98. (*Baltic Sea Environment Proceedings* ; no. 130).
9. Kostkevičienė J., Sinkevičienė Z. A preliminary checklist of Lithuanian macroalgae. *Botanica Lithuanica*, 2008, vol. 14, no. 1, pp. 11–27.
10. Labanauskas V. Communities of marine macrophytobenthos along the Lithuanian coastline of the Baltic Sea. *Botanica Lithuanica*, 2000, vol. 6, no. 4, pp. 401–413. (in Lithuanian).
11. Lakowitz K. *Die Algenflora der Danziger Bucht. Ein Beitrag zur Kenntnis der Ostseeflora*. Leipzig : W. Engelmann, 1907, 141 p.
12. Möller T., Kotta J., Martin G. Mapping of structural and functional characteristics of reef habitats. In: *The First International Conference on Biodiversity. BioSciencesWorld 2010* : proceedings, March 7–13, 2010, Cancun, Mexico / P. Dini, M. Popescu (Eds). Los Alamitos ; Washington ; Tokyo : IEEE Computer Science : CPS, 2010, pp. 150–154. <https://doi.org/10.1109/BioSciencesWorld.2010.27>
13. Pankow H. *Ostsee-Algenflora*. Jena, Germany : G. Fischer Verlag, 1990, 648 p.
14. Pliński M., Surosz W. *Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy)*. 6. Zielonice – Chlorophyta (Red Algae & Brown Algae). With the English key for the identification to the genus. Gdansk : Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, 2013, 146 p. (in Polish and English).

**RECORDS OF THE BROWN ALGA
HALOSIPHON TOMENTOSUS (LYNGBYE) JAASUND (PHAEOPHYCEAE)
IN THE SOUTH-EASTERN BALTIC SEA**

A. A. Volodina

Shirshov Institute of Oceanology of RAS, Moscow, Russian Federation

E-mail: volodina.alexandra@gmail.com

For the first time, *Halosiphon tomentosus* (Lyngb.) Jaasund (*Chorda tomentosa* Lyngb.) was recorded in the South-Eastern Baltic Sea in May–June 2016, in several locations of the Sambia Peninsula northern coast. The species was found in the upper horizon of sublittoral on boulders in assemblages with green and brown algae (*Ulva intestinalis*, *Ulva prolifera*, *Cladophora glomerata*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, and sometimes *Pseudolithoderma subextensum* and *Hildenbrandia rubra*). The species was recorded in 2017–2018 as well. The length of thread-like thalli ranged 3–30 cm, with the mean value of (9.2 ± 2.3) cm. The mean biomass was of (73.3 ± 41.9) g·m⁻² in 2016 and (11 ± 8.8) g·m⁻² in 2018. The reasons for *H. tomentosus* occurrence in the South-Eastern Baltic and its absence in the adjacent sea areas require further research.

Keywords: *Halosiphon tomentosus*, South-Eastern Baltic, new species records

ХРОНИКА И ИНФОРМАЦИЯ

**К ЮБИЛЕЮ ДОКТОРА БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК
ВИТАЛИЯ ИВАНОВИЧА РЯБУШКО**



15 февраля 2022 г. исполнилось 75 лет Виталию Ивановичу Рябушко — доктору биологических наук, главному научному сотруднику отдела аквакультуры и морской фармакологии ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН».

Виталий Иванович начал свою научную деятельность в 1971 г. в становище Дальние Зеленцы Мурманской области в группе подводных исследований, возглавляемой М. В. Проппом. В 1974 г. он стал научным сотрудником Института биологии моря (Владивосток). Ему посчастливилось принимать участие в многочисленных морских и сухопутных экспедициях, погружаться с аквалангом в пучину Северного Ледовитого, Атлантического, Индийского и Тихого океанов и на практике изучать мир Баренцева, Японского, Охотского, Южно-Китайского и Чёрного морей. Во время научного рейса на Курильские острова на острове Итуруп Виталий Иванович погрузился в кратер морского вулкана, а в экспедиции в Индийский океан он увлёкся поиском биологически активных веществ в морских организмах.

В 1984 г. В. И. Рябушко по приглашению директора ИнБЮМ АН УССР переехал из Владивостока в Севастополь и начал свою деятельность как учёный секретарь института. В настоящее время он возглавляет отдел аквакультуры и морской фармакологии. Под его руководством получили развитие исследования биологически активных соединений в гидробионтах.

Уникальные экспериментальные данные, полученные в подводных исследованиях Мирового океана, легли в основу его диссертаций и монографии «Энергетический обмен иглокожих» (2000 г.). Этот труд Виталия Ивановича, представляющий собой крупное обобщение малоизвестных оригинальных сведений по экспериментальному изучению метаболизма у представителей всех классов иглокожих в природных и лабораторных условиях, — важный вклад в мировую науку.

В. И. Рябушко — успешный организатор и руководитель фундаментальных и прикладных исследований. Его научные интересы связаны с разработкой новых технологий получения лечебных препаратов, обладающих иммуномодулирующими, противоопухолевыми, антиоксидантными и другими полезными свойствами, питательных сред, продуктов диетического питания, а также высокоэффективных экологически чистых удобрений для сельского хозяйства на основе биологически активных веществ из морского сырья.

Имя Виталия Ивановича Рябушко хорошо известно не только в научных кругах, но и в предпринимательской среде. Сотрудники возглавляемого им отдела применяют новейшие разработки в сфере морской аквакультуры — в технологии выращивания двустворчатых моллюсков — и профессионально консультируют предпринимателей по широкому кругу вопросов.

Его успехи в научной, методической, педагогической и общественной деятельности определяются высоким профессионализмом и постоянным творческим поиском. В. И. Рябушко — автор более чем 300 научных работ, в том числе одной личной и двух коллективных монографий, а также более чем 80 охраняемых документов на объекты промышленной собственности (патентов) в СССР, Украине и России.

С 2014 г. Виталий Иванович — председатель диссертационного совета по специальности «гидробиология» при ФИЦ ИнБЮМ, в котором к настоящему времени защищено около 30 кандидатских и докторских диссертаций. Также он является членом диссертационного совета по специальности «океанология» при Мурманском морском биологическом институте.

В. И. Рябушко уделяет значительное внимание подготовке научных кадров высшей квалификации: под его научным руководством пять специалистов защитили кандидатские диссертации. В настоящее время он руководит подготовкой к защите одной докторской и трёх кандидатских диссертаций, а также консультирует молодых учёных.

Виталий Иванович — член редколлегий и редакционного совета четырёх российских научных журналов, руководитель Севастопольского отделения Общества биотехнологов России имени Ю. А. Овчинникова, член Гидробиологического общества при РАН и Российского профессорского собрания. Избран академиком Российской экологической академии, Петровской академии наук и искусств, Крымской академии наук. За фундаментальные и прикладные результаты своей научной деятельности В. И. Рябушко удостоен множества наград, среди которых грамота председателя Ленинской районной администрации за достижения и в связи с занесением на Доску почёта Ленинского района города Севастополя, медаль Российской экологической академии «150 лет со дня рождения В. И. Вернадского», две почётные грамоты президента РАН, четыре золотые медали Международного салона изобретений и новых технологий «Новое время», грамота Федерального агентства по рыболовству.

Виталия Ивановича отличают высокая требовательность к себе, научная принципиальность, оригинальность подходов к исследованиям, способность к генерации новых идей, а также доброжелательность, скромность и порядочность.

Благодарные ученики и коллеги поздравляют с юбилеем своего лидера и наставника, ставшего примером профессионализма, созидательности и служения любимому делу! Желаем творческих успехов, новых побед и выдающихся достижений!

ON THE ANNIVERSARY OF D. SC. VITALY RYABUSHKO

On 15 February, 2022, D. Sc. Vitaly Ryabushko celebrated his 75th birthday. V. Ryabushko, the chief researcher of IBSS aquaculture and marine pharmacology department, is the author of more than 300 scientific publications, chairman of the specialized dissertation council in hydrobiology at IBSS, and academician of the Russian Ecological Academy, Petrovsky Academy of Sciences and Arts, and Crimean Academy of Sciences.

К ЮБИЛЕЮ ДОКТОРА БИОЛОГИЧЕСКИХ НАУК ЛАРИСЫ ИВАНОВНЫ РЯБУШКО



14 июля 2022 г. исполнилось 75 лет Ларисе Ивановне Рябушко — доктору биологических наук, главному научному сотруднику отдела аквакультуры и морской фармакологии ФИЦ «Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН».

Лариса Ивановна родилась 14 июля 1947 г. в Геленджике (Краснодарский край). В 1975 г. окончила университет в Ростове-на-Дону. Свою научно-организационную деятельность Л. И. Рябушко начала в 1974 г. в Институте биологии моря ДВНЦ АН СССР (Владивосток). Будучи в то время профессиональным музейным работником, она приняла активное участие в организации первого в СССР морского заповедника (ныне Морской дальневосточный биосферный заповедник) и создании Музея охраны природы моря на острове Попова залива Петра

Великого Японского моря. Свою настоящую научную деятельность Лариса Ивановна начала в 1977 г., приступив к изучению бентосных диатомовых водорослей морей Дальнего Востока.

С 1985 г. Л. И. Рябушко работает в ИнБЮМ, где прошла путь от старшего инженера до главного научного сотрудника. По материалам изучения донных диатомовых водорослей в 1986 г. она успешно защитила кандидатскую диссертацию «Диатомовые водоросли верхней сублиторали северо-западной части Японского моря». Широкий круг научных интересов Ларисы Ивановны охватывает изучение систематики, флористики и экологии морских микроводорослей Японского, Чёрного, Эгейского, Средиземного и дальневосточных морей, а также Антарктики. Собранные ею пробы вошли в состав музейной коллекции ИнБЮМ (более 1000 единиц хранения). По материалам трёх экспедиций на НИС «Академик А. Ковалевский» (1989, 1990 и 1993 гг.) по изучению микрофитобентоса филлофорного поля Зернова, банок Эгейского моря и египетского берега Средиземного моря она получила новые научные результаты, которые вошли в докторскую диссертацию. Ею собран и обработан обширный материал по видовому разнообразию микрофитобентоса прибрежных зон Чёрного моря, динамике его структурных и функциональных характеристик, по которому она в 2009 г. успешно защитила докторскую диссертацию «Микрофитобентос Чёрного моря» по специальности «гидробиология». Одноимённая монография вышла в 2013 г. Лариса Ивановна провела огромную, кропотливую работу по инвентаризации микроводорослей бентоса Чёрного моря, в том числе потенциально опасных, а также фитопланктона и микрофитобентоса Азовского моря и бентоса Чёрного моря.

В 2015–2016 гг. у Л. И. Рябушко в соавторстве с её учеником А. А. Бегуном из ИБМ ДВНЦ вышел двухтомный синопсис и атлас «Диатомовые водоросли микрофитобентоса Японского моря» с подробным описанием размерных характеристик, экологии, географии таксонов и с их микрофотографиями.

Лариса Ивановна является автором более чем 220 научных работ, в том числе 10 монографий, включая 3 коллективных, а также соавтором 1 патента и 3 свидетельств о регистрации баз данных. Она неоднократно выступала с научными докладами на национальных и международных съездах, симпозиумах и конференциях в России, Украине, Беларуси, Греции, Нидерландах, Германии, Черногории и Турции.

С 2011 г. Л. И. Рябушко успешно руководит неструктурной группой из 9 сотрудников отдела аквакультуры и морской фармакологии по изучению флористики и экологии микроводорослей планктона и бентоса, а также цианобактерий и микроскопических морских грибов. Под её руководством коллектив успешно занимается решением передовых задач альгологии.

Лариса Ивановна обладает хорошими научно-организаторскими способностями. В разные годы она руководила грантом Международного научного фонда и Украинско-турецким проектом, а также грантом РФФИ по изучению диатомовых и цианобактерий перифитона экспериментальных синтетических полимерных материалов в Чёрном море. Она вносит существенный вклад в научную деятельность отдела и ФИЦ ИнБЮМ.

Л. И. Рябушко является членом двух диссертационных советов — по специальности «гидробиология» при ФИЦ ИнБЮМ и по специальности «океанология» при ММБИ (Мурманск). Она уделяет значительное внимание подготовке научных кадров. В течение 2008–2011 гг. являлась главным консультантом по подготовке кандидатской диссертации специалиста из ИБМ ДВНЦ. Под её научным руководством успешно защитили кандидатские диссертации четыре сотрудника. В настоящее время идёт подготовка ещё одной работы.

Лариса Ивановна является членом Общества биотехнологов России имени Ю. А. Овчинникова и Российского профессорского собрания, академиком Российской экологической академии и Петровской академии наук и искусств. Входит в состав редколлегии журнала «Современные вопросы альгологии» (Москва).

За заслуги в научной деятельности, подготовку специалистов и достижения в области гидробиологии Л. И. Рябушко награждена почётной грамотой президента РАН, а также несколькими грамотами и благодарностями Севастопольского городского совета, Законодательного собрания города Севастополя и Министерства науки и высшего образования РФ.

Ученики, коллеги и друзья искренне восхищаются целеустремлённостью Ларисы Ивановны, инициативностью, высоким профессионализмом и преданностью науке, очень ценят её помощь и поддержку в работе! Коллектив института желает Ларисе Ивановне крепкого здоровья, неиссякаемой энергии, новых научных достижений, семейного благополучия и исполнения желаний!

ON THE ANNIVERSARY OF D. SC. LARISA RYABUSHKO

On 14 July, 2022, D. Sc. Larisa Ryabushko celebrated her 75th birthday. L. Ryabushko, the chief researcher of IBSS aquaculture and marine pharmacology department, is the author of about 220 scientific papers and academician of the Russian Ecological Academy and Petrovsky Academy of Sciences and Arts.

**О НАУЧНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ
Д. Б. Н., ПРОФ. ЭРНЕСТА ЗАЙНУЛЛИНОВИЧА САМЫШЕВА
(К 85-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ)**



28 октября 2022 г. свой юбилей отметил Эрнест Зайнуллович Самышев — доктор биологических наук, профессор, руководитель отдела функционирования морских экосистем ФИЦ ИнБИОМ.

Свою научную деятельность Э. З. Самышев начал сразу после окончания учёбы на ихтиологическом факультете Калининградского технического института рыбной промышленности и хозяйства (1963). Он работал ассистентом и одновременно обучался в аспирантуре этого института на кафедре гидробиологии под руководством проф. Н. С. Гаевской и её заместителя доц. Н. А. Березиной. В 1965–1969 гг. принял участие в Международной программе изучения Тропической Атлантики (ISITA), в рамках которой выполнил широкий комплекс трофоэкологических и биохимических исследований зоопланктона и содержания взвешенного органического вещества в разные сезоны года. Полученные результаты легли в основу кандидатской диссертации «Трофологические и биохимические аспекты изучения компонентов сесто-

на тропической зоны Восточной Атлантики», защищённой в 1970 г. на заседании специализированного совета ИнБИОМ АН УССР. Перейдя в 1968 г. в АтлантНИРО, он возобновил работу сектора гидробиологии, переставшего функционировать к тому времени по ряду причин.

С 1974 г. Эрнест Зайнуллович работал в АзЧерНИРО, куда прошёл по конкурсу на должность заведующего лабораторией кормовой базы рыб. Впоследствии она была переименована по его инициативе в лабораторию гидробиологии.

В 1979–1988 гг. группой бентологов лаборатории под его руководством были выполнены фундаментальные исследования, позволившие оценить негативный вклад трёх составляющих — донного промысла, приводящего к разрушению донных биоценозов и переосаждению донных отложений, эвтрофикации и дампинга (сброса грунтов при дноуглубительных работах) — в трансформацию разных биоценозов. Э. З. Самышев, несмотря на попытки противодействия, проявил гражданское мужество, озвучив эти результаты на научных форумах, и добился запрета варварского способа промысла шпрота в Чёрном море и промышленного лова мидий в Чёрном море драгами.

Особое место в научной деятельности Эрнеста Зайнулловича занимают исследования в Антарктике. Именно он организовал первый в мировой практике комплексный мониторинг в районе моря Содружества (1976–1987). Это позволило изучить главные структурно-функциональные характеристики антарктического криля и других важных компонентов сообщества в его ареале,

оценить функциональную роль этих компонентов, а также масштабы воспроизводства и ассимиляции вещества и энергии в пелагиали. Ключевое значение имеет вывод Э. З. Самышева о существенной трофической несбалансированности антарктического пелагического сообщества.

Результаты исследований АзЧерНИРО в Антарктике, выполненных под его руководством, послужили основой его докторской диссертации «Антарктический криль и структура планктонного сообщества в его ареале», защищённой в 1987 г. в Институте океанологии АН СССР. По решению специализированного совета института диссертация была в 1991 г. опубликована в издательстве «Наука».

В 1988–1990 гг. под руководством Эрнеста Зайнуллиновича, заместителя директора АзЧерНИРО по научной работе и заведующего отделом марикультуры, была разработана и внедрена технология разведения пиленгаса в Чёрном море.

Впечатляет и его научно-организационная деятельность в период работы в АзЧерНИРО: эксперт (1974–1983) и член бюро (1984–1989) ихтиологической комиссии Министерства рыбного хозяйства СССР; научный консультант совета по марикультуре при Государственном комитете СССР по науке и технике (1988–1990); член рабочей группы по антарктическому крилю Научного комитета по изучению Антарктики (Scientific Committee on Antarctic Research, SCAR) (1990–1991); бессменный глава Керченского отделения Всесоюзного гидробиологического общества (1975–1989).

В 1990 г. Э. З. Самышев прошёл по конкурсу на должность главного научного сотрудника отдела функционирования морских экосистем ИнБЮМ АН УССР, а в 1991 г. — на должность заведующего этим отделом. В том же 1990 г. под его руководством и с его участием был проведён комплексный мониторинг озера Донузлав, результаты которого были использованы при разработке рыбоводно-биологического обоснования к освоению этого водоёма под рыборазведение и товарное выращивание кефали пиленгаса и камбалы глоссы.

При его участии была разработана программа уникального эксперимента по изучению годового цикла основных элементов пелагической экосистемы Чёрного моря. Этот эксперимент был выполнен в 1992–1993 гг. сотрудниками Украинского научного центра экологии моря (Одесса) Министерства охраны окружающей природной среды при участии специалистов ИнБЮМ.

Он продолжил антарктические исследования, работая в ИнБЮМ. Профессор Самышев стал автором проектов по направлению «биоресурсы» в Национальной программе исследований Украины в Антарктике (1996–2000, 2001–2010), научным руководителем биологических исследований в Украинских антарктических экспедициях (1997, 1998, 2002), автором и научным руководителем проектов по мониторингу современного состояния прибрежных экосистем в районе украинской антарктической станции «Академик Вернадский». На основе этого экологического мониторинга получено целостное представление о структурной организации водной экосистемы в малоизученной прибрежной акватории архипелага Аргентинские острова, прилегающей к станции.



Э. З. Самышев на высшей точке острова Галиндез (архипелаг Аргентинские острова, Атлантический сектор Антарктики)

Эрнестом Зайнуллиновичем выполнены расчёты пищевых потребностей основных гетеротрофов — бактериопланктона, инфузорий, мезозoopланктона, криля и сальп — в антарктическом планктоне при разных сценариях развития событий в Атлантическом секторе Антарктики. Результаты многолетних исследований антарктической экосистемы под его руководством

в рамках советских и украинских экспедиций изложены в подготовленной к печати монографии «Структурно-функциональная организация антарктического планктона». В целом данные его антарктических исследований создали теоретическую основу для дальнейшего изучения и понимания функционирования антарктической экосистемы.

Профессор Самышев является продуктивным научным руководителем многих молодых учёных. Под его научным руководством защищены 10 кандидатских диссертаций. Здесь хочется процитировать слова из отзыва в поддержку выдвижения Эрнеста Зайнуллиновича на должность члена-корреспондента НАН Украины в 2012 г., написанного его учеником, а ныне профессором Университета Британской Колумбии (Ванкувер, Канада), директором Института океанов и рыболовства Евгением Пахомовым: «Чтобы суммировать достижения профессора Самышева за прошедшие три десятилетия, я хотел бы отметить, что большинство его работ были либо ломающими основы и привычные представления, либо потрясающими их. Он, несомненно, новатор во многих аспектах, и в то же время его выводы основаны на самых твёрдых, воспроизводимых данных. Новизна и достоинства его исследований испытаны и являются несомненными, и это хорошо известно среди исследователей в пределах стран бывшего Советского Союза и за границей. В общем, и это отнюдь не преувеличение, я считаю профессора Самышева одним из лучших (возможно, в первой десятке) биологических океанографов и морских экологов в мире».

Желаем Вам, дорогой Эрнест Зайнуллинович, крепкого здоровья, бодрости, счастья, новых достижений и творческих успехов!

*В. н. с. отдела функционирования морских экосистем ФИЦ ИнБЮМ,
к. б. н. Н. И. Минкина*

SCIENTIFIC ACTIVITY OF D. SC., PROF. ERNEST SAMYSHEV (TO HIS 85th BIRTHDAY)

On 28 October, 2022, D. Sc., Prof. Ernest Samyshev celebrates his anniversary. He is the head of IBSS marine ecosystems functioning department, author of more than 270 scientific papers, and winner of the State Prize of Ukraine in Science and Technology (2007). His research interests cover hydrobiology, ecology, biocenology, anthropogenic transformation of marine ecosystems, and mariculture of fish and invertebrates.

СТОЛЕТНИЙ ЮБИЛЕЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО СУДНА «ПЕРСЕЙ»



Сто лет назад было построено научно-исследовательское судно «Персей». У него интересная судьба и трагический конец. Прежде всего, это первое советское судно, построенное специально для морских научных исследований. Но есть у него и ещё одна очень важная историческая история: это первое судно Полярного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии имени Н. М. Книповича (ПИНРО).

У ПИНРО было два института-предшественника — Плавморнин и ГОИН. Плавморнин (Плавучий морской научный институт) был создан правительственным декретом, подписанным 10 марта 1921 г. главой государства В. И. Лениным. Основная задача института состояла в проведении постоянных, систематических и планомерных рыбопромысловых исследований северных морей. После ряда общественных катаклизмов (Первая мировая война, Октябрьская революция, Гражданская война), в феврале 1920 г., когда на Севере установилась советская власть, промышленность Кольского полуострова оказалась разрушена, и особенно пострадало рыболовство. После революции Россия находилась в условиях политической изоляции; стране необходимо было показать своё присутствие в Арктике и приступить к хозяйственному освоению биологических ресурсов Баренцева моря.

Научная база Плавморнина находилась в Москве, а экспедиционная — в Архангельске, и именно здесь был построен «Персей». Строительство судна — это целый пласт истории. Создавали его в корпусе незавершённой деревянной зверобойной шхуны, которую в 1917 г. начал строить архангельский рыбопромышленник Е. В. Могучий. За короткий срок удалось создать уникальное научно-исследовательское судно. Оно имело семь научных лабораторий, лебёдки различного назначения, траловое оборудование, навигационные приборы. Государственный флаг подняли 7 ноября 1922 г. Князь В. М. Голицын, один из первых сотрудников института, создал экспедиционный флаг корабля, в основу которого положил созвездие Персей. Впоследствии синий семизвёздный флаг стал официальной эмблемой ПИНРО.

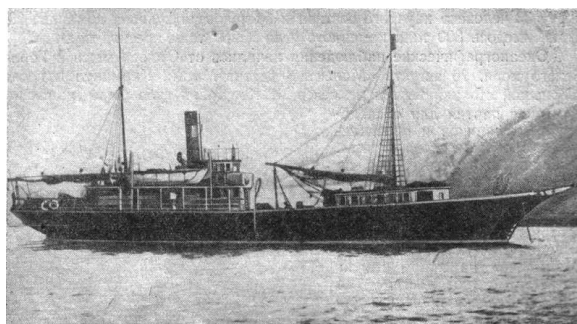
Экспедиционная деятельность НИС «Персей» началась в 1923 г. Долгое время это было единственное судно ПИНРО, и его дислокация на замерзающем Белом море создавала большие трудности для института, мешая продуктивной работе. Так, выход в Баренцево море мог состояться только после освобождения Белого моря ото льда.

В 1929 г. путём объединения Плавморнина и Мурманской биологической станции в Александровске появился ГОИН (Государственный океанографический институт), который располагался на берегу незамерзающей Екатерининской гавани Кольского залива Баренцева моря. А в 1934 г., после нескольких реорганизаций в отрасли, в Мурманске начал свою деятельность новый институт, с широко известной в рыбохозяйственной науке аббревиатурой — ПИНРО.

НИС «Персей» проработало с 1923 по 1941 г. Судно погибло 10 июля 1941 г. в губе Эйна Мотовского залива во время налёта немецкой авиации, когда везло военный груз для защитников полуострова Рыбачий. За 18 лет своей научной работы НИС «Персей» совершило 90 рейсов в Белое, Баренцево, Карское и Гренландское моря и определило судьбы многих людей. Участники рейсов впоследствии становились академиками и членами-корреспондентами АН СССР, докторами наук, руководителями крупных учреждений и основоположниками целых научных направлений. На борту корабля работали И. И. Месяцев, Н. А. Маслов, Ю. Ю. Марти, М. М. Адоров, И. Г. Юданов, Н. Н. Зубов, Л. А. Зенкевич, С. А. Зернов, М. В. Кленова, А. И. Россоломо, А. А. Шорыгин, В. К. Солдатов, В. В. Шулейкин и другие.

В историю рыбохозяйственной науки судно «Персей» вошло как легендарное. О нём писали статьи и книги, слагали стихи и песни. Отмечали его юбилейные даты. Экспедиции на НИС «Персей» заложили прочный фундамент преемственности для будущих поколений учёных.

Узнать больше об истории научно-промысловых экспедиций и о НИС «Персей» можно из видеофильма (см. вкладку «Приложения»: <https://marine-biology.ru/mbj/article/view/378>). Текст читает Татьяна Ефимовна Пашкова — ведущий специалист научно-организационного отдела Полярного филиала ФГБНУ «ВНИРО», почётный работник рыбного хозяйства России.



*К. М. Соколов, Т. Е. Пашкова, А. Н. Бензик, Полярный филиал ФГБНУ «ВНИРО»
(«ПИНРО» имени Н. М. Книповича)*

CENTENARY OF THE RESEARCH VESSEL “PERSEY”

The research vessel “Persey” was constructed a hundred years ago, in 1922. It is the first Soviet ship designed for marine scientific research and the first vessel of the Knipovich Polar Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography.

ПАМЯТИ ЮРИЯ ЕГОРОВИЧА МОРДВИНОВА (17.06.1937 – 18.09.2022)



18 сентября 2022 г. на 86-м году жизни скончался Юрий Егорович Мордвинов — доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, много лет проработавший в Институте биологии южных морей имени А. О. Ковалевского.

Ю. Е. Мордвинов родился в Баку в 1937 г. Вся его жизнь и научно-трудовая деятельность были связаны с морем. По окончании школы в 1952 г. он поступил в Азербайджанский рыбопромышленный техникум. Получив диплом по специальности «ихтиология и рыбоводство», он по распределению был направлен на работу в Управление экспедиционного лова рыбы Балтгосрыбтреста (Калининград). С 1959 по 1964 г. учился в Калининградском техническом институте рыбной промышленности и хозяйства. В 1965 г. он поступил в аспирантуру ИнБЮМ (Севастополь) по специальности «ихтиология» («функциональная морфология рыб»), а по её окончании начал свою научную деятельность в отделе некто-

на. В 1969 г. Юрий Егорович защитил диссертацию на соискание учёной степени кандидата биологических наук по теме «Функциональные основы внешнего строения ластоногих». С 1977 г. работал в должности старшего научного сотрудника отдела нектона. По инициативе заведующего, д. б. н. Юрия Глебовича Алеева, отдел нектона в 1980 г. был преобразован в отдел теории жизненных форм. После ухода из жизни Ю. Г. Алеева этот отдел возглавил Ю. Е. Мордвинов. С 1993 г. он заведовал структурной лабораторией экоморфологии, а в 1996 г. вместе со своими сотрудниками перешёл в отдел экосистем шельфа, в котором проработал около семи лет. В 1994 г. Юрий Егорович защитил диссертацию на соискание учёной степени доктора биологических наук по теме «Функциональная морфология водных птиц и полуводных млекопитающих».

В его научной деятельности можно выделить три основных направления — функциональную морфологию, биогидродинамику и экоморфологию. Они объединены исследованиями, связанными с анализом системы морфологических адаптаций животных из различных таксономических категорий. Ю. Е. Мордвинов занимался изучением основных закономерностей становления и развития нектонных адаптаций у вторичноводных позвоночных из классов рептилий, птиц и млекопитающих. Разноплановые экспериментальные исследования по определению параметров общего гидродинамического сопротивления он и его коллеги проводили в большом биогидродинамическом канале ИнБЮМ как с живыми объектами, так и с моделями. Сфера научных интересов Юрия Егоровича охватывала также изучение эколого-морфологических особенностей птиц разной степени специализации к обитанию в водной среде в связи с их плаванием, полётом и наземной локомоцией. Полученные им результаты внесли существенный вклад в решение ряда фундаментальных проблем экологии и эволюции.

За долгие годы своей научной деятельности Ю. Е. Мордвинов не только выполнял экспериментальные работы, но и проводил полевые исследования. Он принял участие в экспедициях на Дальний Восток, в Дальние Зеленцы, на Командорские и Бермудские острова, в Антарктику, а также в Воронежский и Гасан-Кулийский (ныне Хазарский) заповедники.

Результаты его исследований отражены в 70 научных публикациях и обобщены в монографии «Функциональная морфология плавания птиц и полуводных млекопитающих» (1984 г.). Юрий Егорович выступал с докладами на многочисленных конференциях и симпозиумах, являлся участником комплексной межведомственной программы научных исследований Министерства рыбного хозяйства СССР по морским млекопитающим, много лет был членом специализированного учёного совета ИнБЮМ. В рамках своей научно-педагогической деятельности он руководил дипломными работами студентов-биологов из различных вузов, передавая им свои знания и опыт, а также выполнял обязанности председателя ГЭК на факультете естественных наук Симферопольского государственного университета и консультировал молодых коллег в ИнБЮМ.

В науке и жизни Юрий Егорович был человеком энергичным, принципиальным, прямым и в то же время доброжелательным. Светлая память о талантливом учёном и надёжном товарище навсегда сохранится в наших сердцах.



Коллеги

IN MEMORIAM: YURI MORDVINOV (17.06.1937 – 18.09.2022)

On 18 September, 2022, D. Sc. Yuri Mordvinov passed away. He studied the main patterns of formation and development of nekton adaptations in secondary aquatic vertebrates – reptiles, birds, and mammals – and published 70 scientific works.

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 № 12 от 26.09.2022).

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

Выпускающий редактор номера:

д. б. н. Стельмах Л. В.

Корректор:

Копытова О. Ю.

Перевод:

Тренкеншу Т. А., Надточенко И. А.

Компьютерная вёрстка:

Баяндин А. С.

Оригинал-макет подготовлен в пакете \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 26.09.2022	Дата выхода в свет 29.11.2022	Заказ № 63105	Тираж 100 экз.
Формат 60 × 84/8	Уч.-изд. листов 9,3	Усл. печ. листов 13,25	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*

*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*

- 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.

- 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.