



ISSN 2499-9768 print
ISSN 2499-9776 online

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

Том 3 № 4

2018

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

включён в перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК Российской Федерации.
Журнал реферируется Международной информационной системой по водным наукам и рыболовству
Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (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., ИМБИ РАН

Заместитель главного редактора

Солдатов А. А., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

Ответственный секретарь

Корнийчук Ю. М., к. б. н., ИМБИ РАН

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

Азовский А. И., д. б. н., проф., МГУ

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

Довгаль И. В., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

Зуев Г. В., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

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

Мильчакова Н. А., к. б. н., ИМБИ РАН

Миронов О. Г., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

Неврова Е. Л., д. б. н., ИМБИ РАН

Празукин А. В., д. б. н., ИМБИ РАН

Руднева И. И., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

Рябушко В. И., д. б. н., ИМБИ РАН

Самышев Э. З., д. б. н., проф., ИМБИ РАН

Совга Е. Е., д. г. н., проф., МГИ РАН

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

Финенко З. З., д. б. н., проф., ИМБИ 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., D. Sc., IAMC–CNR, Italy

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

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

Montenegro

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

Editorial Board

Editor-in-Chief

Egorov V. N., Acad. of RAS, D. Sc., Prof., IMBR RAS

Assistant Editor

Soldatov A. A., D. Sc., Prof., IMBR RAS

Executive Secretary

Kornychuk Yu. M., PhD, IMBR RAS

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

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

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

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

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

Dovgal I. V., D. Sc., Prof., IMBR RAS

Finenko Z. Z., D. Sc., Prof., IMBR RAS

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., D. Sc., IAMC–CNR, Italy

Milchakova N. A., PhD, IMBR RAS

Mironov O. G., D. Sc., Prof., IMBR RAS

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

Nevrova E. L., D. Sc., IMBR RAS

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

Prazukin A. V., D. Sc., IMBR RAS

Rudneva I. I., D. Sc., Prof., IMBR RAS

Ryabushko V. I., D. Sc., IMBR RAS

Samyshev E. Z., D. Sc., Prof., IMBR RAS

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

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

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

Zuyev G. V., D. Sc., Prof., IMBR RAS

Адрес редакции и издателя

Институт морских биологических исследований
имени А. О. Ковалевского РАН.

Пр. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Россия.

Телефон: +7 8692 54-41-10.

E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

Address of the Editorial Office

Kovalevsky Institute of Marine Biological Research
Russian Academy of Sciences.

2 Nakhimov ave., Sevastopol, 299011, Russian Federation.

Tel.: +7 8692 54-41-10.

E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2018 Том 3 № 4

Основан в феврале 2016 г.

НАУЧНЫЙ ЖУРНАЛ

Выходит 4 раза в год

СОДЕРЖАНИЕ

Научные сообщения

Александров В. В.

Макрофитобентос бухты Казачья (Чёрное море) в осенний период 2017 г. 3–13

Болтачев А. Р., Карпова Е. П., Статкевич С. В., Нгуен Ван Тхинь, Чинь Тхи Лан Чи

Особенности количественного распределения рыб и десятиногих ракообразных
в дельте реки Меконг в меженный период 2018 г. 14–28

Бондарев И. П.

Таксономический статус *Flexorecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) —
Flexorecten glaber (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae) из Чёрного моря (in Eng.) 29–35

Катохин А. В., Корнийчук Ю. М.

Первые данные генотипирования черноморских трематод родов
Cainocreadium и *Helicometra* (Trematoda: Opencolidae) 36–42

Кукла С. П., Слободскова В. В., Челомин В. П.

Генотоксичное воздействие наночастиц диоксида титана на двустворчатого моллюска
Mytilus trossulus (Gould, 1850) в морской среде 43–50

Малахова Л. В., Скуратовская Е. Н., Малахова Т. В., Болтачев А. Р., Лобко В. В.

Хлороорганические соединения в ерше *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758
в акватории Севастополя (Чёрное море): пространственное распределение
и биологический отклик на уровень накопления загрязнителей 51–63

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 64–75

Пуговкин Д. В., Воскобойников Г. М.

Эпифитные бактерии бурых водорослей *Fucus vesiculosus* Linnaeus, 1753 (Баренцево море) 76–83

Рябушко В. И., Гуреева Е. В., Гуреев М. А., Нехорошев М. В.

Влияние инсоляции на динамику содержания фукоксантина
в бурых водорослях рода *Cystoseira* C. Agardh (Чёрное море) 84–91

Солдатов А. А., Кухарева Т. А., Андреева А. Ю., Парфенова И. А.

Эритроциты циркулирующей крови морского ерша *Scorpaena porcus* L. 1758
в условиях острой экспериментальной гипоксии 92–100

Заметки

Баяндина Ю. С., Ханайченко А. Н.

Влияние турбулентности воды на выживаемость икры и развитие ранних личинок
черноморского калкана *Scophthalmus maeoticus* (Pallas, 1814) (in Eng.) 101–105

Хроника и информация

[Информация о выходе из печати монографии] 106

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES
ZOOLOGICAL INSTITUTE
KOVALEVSKY INSTITUTE
OF MARINE BIOLOGICAL RESEARCH

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

2018 Vol. 3 no. 4

Established in February 2016

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year

CONTENTS

Scientific communications

Alexandrov V. V.

Macrophytobenthos of Kazach'ya Bay (Black Sea) in autumn 2017 (in Russ.) 3–13

Boltachev A. R., Karpova E. P., Statkevich S. V., Nguyen Van Thinh, Trinh Thi Lan Chi

Characteristics of quantitative distribution of fish and decapod crustaceans
in the Mekong Delta during the low-water season of 2018 (in Russ.) 14–28

Bondarev I. P.

Taxonomic status of *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) –
the Black Sea *Flexopecten glaber* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae) 29–35

Katokhin A. V., Kornychuk Yu. M.

First data of ITS1-genotyping of the Black Sea trematodes
Cainocreadium and *Helicometra* (Trematoda: Opecoelidae) (in Russ.) 36–42

Kukla S. P., Slobodskova V. V., Chelomin V. P.

Genotoxic impact of titanium dioxide nanoparticles on mollusk *Mytilus trossulus* (Gould, 1850)
in marine environment (in Russ.) 43–50

Malakhova L. V., Skuratovskaya E. N., Malakhova T. V., Boltachev A. R., Lobko V. V.

Organochlorine compounds in scorpion fish *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758
in the Sevastopol marine area (Black Sea): spatial distribution and biological response (in Russ.) 51–63

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 (in Russ.) 64–75

Pugovkin D. V., Voskoboinikov G. M.

Epiphytic bacteria on the brown algae *Fucus vesiculosus* Linnaeus, 1753 (Barents Sea) (in Russ.) 76–83

Ryabushko V. I., Gureeva E. V., Gureev M. A., Nekhoroshev M. V.

Influence of insolation on the dynamics of fucoxanthin content
in brown algae of the genus *Cystoseira* C. Agardh (Black Sea) (in Russ.) 84–91

Soldatov A. A., Kukhareva T. A., Andreeva A. Yu., Parfenova I. A.

Erythrocytes of circulating blood of scorpionfish *Scorpaena porcus* L. 1758
under acute experimental hypoxia (in Russ.) 92–100

Notes

Baiandina Iu. S., Khanaychenko A. N.

Water turbulence effect on egg survival and characteristics of hatched larvae
of the Black Sea turbot *Scophthalmus maeoticus* (Pallas, 1814) 101–105

Chronicle and information

[Information on the publication of the monograph] 106



НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

УДК 581.526.323(262.5)

МАКРОФИТОБЕНТОС БУХТЫ КАЗАЧЬЯ (ЧЁРНОЕ МОРЕ) В ОСЕННИЙ ПЕРИОД 2017 Г.

© 2018 г. В. В. Александров

Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия
E-mail: valexandrov@list.ru

Поступила в редакцию 26.03.2018; после доработки 28.04.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

В последние два десятилетия отмечено ухудшение качества среды бухты Казачья, обусловленное интенсивным хозяйственным освоением её побережья. Поскольку антропогенное влияние уже привело к деградации ключевых сообществ макрофитобентоса на многих участках прибрежной зоны г. Севастополя, оценка современного состояния донных фитоценозов б. Казачья является актуальной задачей. Цель работы — изучить видовой состав и количественные показатели макрофитобентоса б. Казачья, проанализировать многолетние изменения её донных фитоценозов. Исследования выполнены в западной части б. Казачья в сентябре 2017 г. на глубине 3, 5, 6, 8 и 17 м. Обнаружен 41 вид макрофитов: 13 — зелёных водорослей, 1 — харовых, 10 — бурых, 13 — красных, а также 4 вида цветковых растений. Впервые для данной акватории отмечены *Chaetomorpha gracilis*, *Cladophora vagabunda*, *Lamprothamnium papulosum*, *Myrionema strangulans*. На мягких грунтах на глубине 3 м обнаружен фитоценоз *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata* с биомассой 905 г·м⁻²; на 6 и 8 м он сменяется монодоминантными сообществами *Zostera noltii* с биомассой 691 и 390 г·м⁻² соответственно. Мозаичное распределение микрогруппировок *Zostera noltii* и *Cystoseira crinita* со средней биомассой 1017 г·м⁻² отмечено на глубине 5 м, где наряду с песчаными встречаются твёрдые грунты. Фитоценозы *Phyllophora crispa* с биомассой 290 г·м⁻² расположены у входа в б. Казачья на глубине 17 м. За период с 1999 по 2017 г. биомасса фитоценозов морских трав снизилась в 2–3 раза, при этом исчезли фитоценозы *Zostera marina*, а их место заняли сообщества с доминированием *Zostera noltii*. Биомасса фитоценозов филлофоры за этот период возросла почти вдвое.

Ключевые слова: макрофитобентос, видовой состав, биомасса, ценопопуляции, *Cystoseira*, *Phyllophora*, *Zostera*, бухта Казачья, Чёрное море

Бухта Казачья, на западном побережье которой расположен одноимённый государственный природный заказник, долгое время относилась к наименее загрязнённым бухтам г. Севастополя [12]. Её альгофлора ещё в 2010 г. сохраняла особенности, характерные для чистых акваторий [3]. Между тем в последнее десятилетие на берегах бухты возводятся причалы, коттеджи и многоэтажные дома; исследователи отмечают поступление хозяйственно-бытовых стоков в акваторию и возрастание уровня загрязнения донных осадков [8]. Поскольку антропогенное влияние уже привело к деградации ключевых сообществ макрофитобентоса на многих участках прибрежной зоны Севастополя [10], актуальной задачей является оценка современного состояния донной растительности б. Казачья в условиях интенсивного хозяйственного освоения её берегов. Цель настоящей работы — изучить видовой состав и количественные показатели макрофитобентоса б. Казачья, проанализировать многолетние изменения её донных фитоценозов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал собран аквалангистами 6 сентября 2017 г. в западном рукаве б. Казачья и у её входа на пяти станциях, расположенных на глубине 3, 5, 6, 8 и 17 м (рис. 1). Отбор количественных проб произведён методом учётных площадок (25×25 см) в четырёхкратной повторности. Идентификация макрофитов выполнена согласно определителю А. Д. Зиновой [4] с учётом последних номенклатурных изменений [24]. Определены длина и масса особей доминирующих видов, численность и биомасса их ценопопуляций, а также общая биомасса фитоценоза с учётом проективного покрытия. Рассчитано стандартное отклонение этих величин. Всего проанализировано 20 количественных проб, в том числе 142 побега *Zostera noltii*, 50 побегов *Stuckenia pectinata*, 95 талломов *Cystoseira crinita* и 32 таллома *Phyllophora crispa*. Перерасчёт сырой биомассы zostеры в воздушно-сухую для последующего сравнения с опубликованными данными выполнен с коэффициентом 11:1 [26]. Для анализа неравноценности особей в популяции использованы коэффициенты вариации и Джини [29]. Оценка уровня флористического сходства проведена при помощи коэффициента Жаккара, а достоверность различия средних величин — с использованием непараметрического теста Краскела — Уоллиса H и критерия Уилкоксона W [20]. Статистические расчёты выполнены в пакете программ R-3.3.3 [28].

Характеристика района исследования. Бухта Казачья разделена на два рукава — западный (б. Солёная) и восточный. Её общая протяжённость составляет около 3 км. Донные осадки представлены ракушкой и песками; вершина бухты заилена [19]. За 2003–2015 гг. отмечено накопление илистых фракций и органического углерода в донных осадках; за этот период изменились их физико-химические параметры, возросло содержание хлороформ-экстрагируемых веществ, нефтяных углеводородов и мышьяка [8]. В бухте функционируют два аварийных выпуска сточных вод [15]. В её западной части зафиксировано повышенное содержание органических и неорганических соединений азота и фосфора [2].

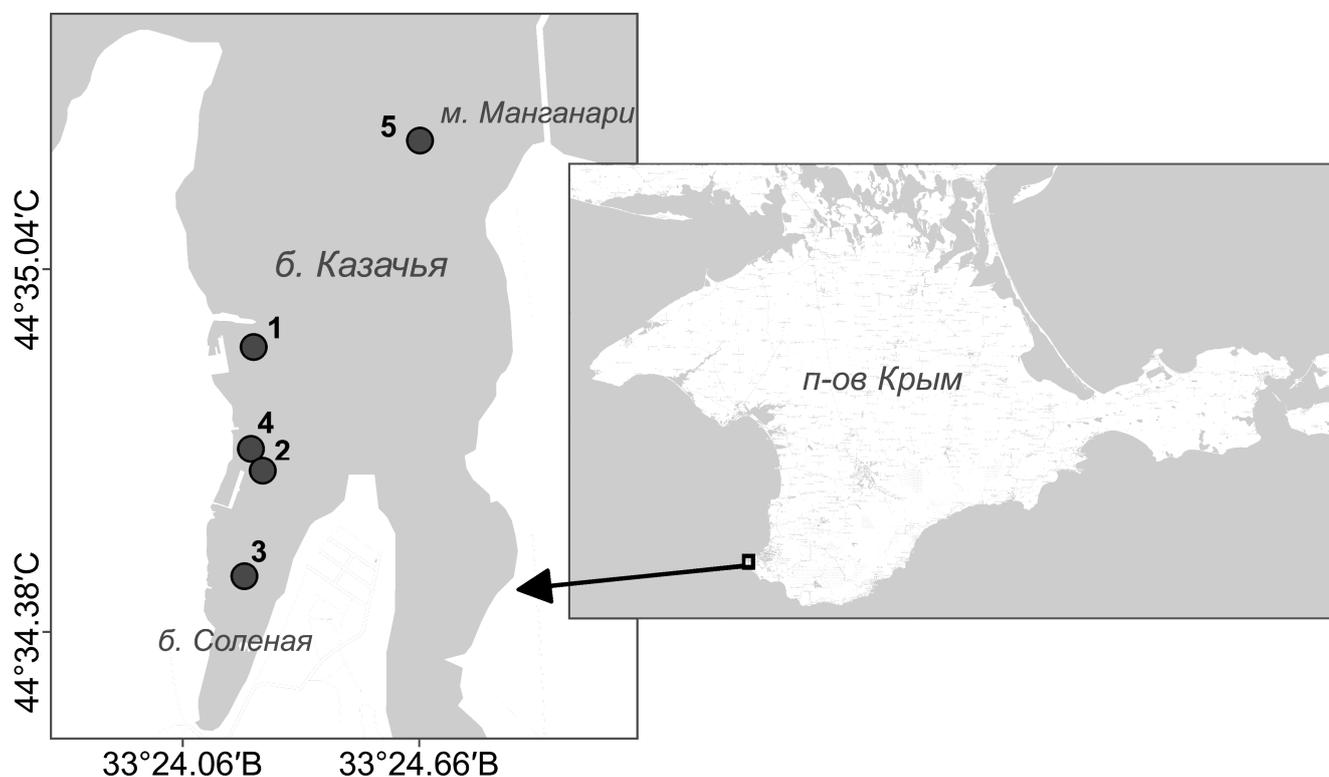


Рис. 1. Схема расположения станций отбора проб в б. Казачья

Fig. 1. Sampling locations in Kazach'ya Bay

РЕЗУЛЬТАТЫ

На пяти станциях б. Казачья обнаружен 41 вид макрофитов (табл. 1), в том числе 13 видов зелёных (Chlorophyta), 1 — харовых (Charophyta), 10 — бурых (Phaeophyceae) и 13 — красных водорослей (Rhodophyta), а также 4 вида цветковых растений (Angiospermae). Впервые в данной акватории найдены четыре вида: *Chaetomorpha gracilis* Kützinger, *Cladophora vagabunda* (Linnaeus) Hoek, *Lamprothamnium papulosum* (Wallr.) Groves, *Myrionema strangulans* Greville. Два вида внесены в Красную книгу РФ [9] — *Stilophora tenella* (Esper) P. C. Silva и *Phyllophora crispa*. Эти же два вида, а также *Nereia filiformis* (J. Agardh) Zanardini включены в Красную книгу города Севастополя [16].

Таблица 1. Список видов макрофитов б. Казачья (западный рукав) по состоянию на сентябрь 2017 г.

Table 1. List of macrophyte species of Kazach'ya Bay (western branch) in September 2017

№	Вид	Фитоценоз					
		1	2а	2б	3а	3б	4
Chlorophyta							
1	<i>Acrosiphonia arcta</i> (Dillwyn) Gain [= <i>Acrosiphonia centralis</i> (Lyngb.) Kjellm.]			+			
2	<i>Chaetomorpha gracilis</i> Kützinger	+					
3	<i>Chaetomorpha linum</i> (O. F. Müller) Kützinger [= <i>C. chlorotica</i> (Mont.) Kütz.]	+	+				
4	<i>Chaetomorpha</i> sp.			+			
5	<i>Cladophora albida</i> (Nees) Kützinger		+	+			+
6	<i>Cladophora laetevirens</i> (Dillwyn) Kützinger	+	+	+	+	+	
7	<i>Cladophora vagabunda</i> (Linnaeus) Hoek	+		+		+	
8	<i>Cladophoropsis membranacea</i> (Hofman Bang ex C. Agardh) Børgessen	+	+	+			
9	<i>Phaeophila dendroides</i> (Crouan & Crouan) Batters			+			
10	<i>Ulothrix implexa</i> (Kützinger) Kützinger						
11	<i>Ulva rigida</i> C. Agardh	+	+	+			+
12	<i>Ulvella scutata</i> (Reinke) R. Nielsen, C. J. O'Kelly & B. Wypor [= <i>Pringsheimiella scutata</i> (Reinke) Marchewianka]			+	+		
13	<i>Ulvella viridis</i> (Reinke) R. Nielsen, C. J. O'Kelly & B. Wypor [= <i>Entocladia viridis</i> Reinke]			+			
Charophyta							
14	<i>Lamprothamnium papulosum</i> (K. Wallroth) J. Groves	+					
Phaeophyceae							
15	<i>Cladostephus spongiosus</i> (Hudson) C. Agardh			+			
16	<i>Cystoseira barbata</i> (Stackhouse) C. Agardh			+			
17	<i>Cystoseira crinita</i> Duby			+			
18	<i>Dictyota fasciola</i> (Roth) J. V. Lamouroux [= <i>Dilophus fasciola</i> (Roth) Howe]			+			
19	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye [= <i>E. confervoides</i> Le Jolis]		+	+	+	+	+
20	<i>Myrionema strangulans</i> Greville	+		+			
21	<i>Nereia filiformis</i> (J. Agardh) Zanardini			+			+
22	<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh	+		+			
23	<i>Stilophora tenella</i> (Esper) P. C. Silva [= <i>S. rhizodes</i> (Ehrh.) J. Ag.]			+			
24	<i>Zanardinia typus</i> (Nardo) P. C. Silva [= <i>Z. prototypus</i> Nardo]						+
Rhodophyta							
25	<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightfoot) Roth [= <i>C. tenuissimum</i> (Lyngb.) J. Ag.]	+			+	+	
26	<i>Ceramium virgatum</i> Roth [= <i>C. rubrum</i> (Huds.) Ag.]	+				+	
27	<i>Chondria capillaries</i> (Hudson) M. J. Wynne [= <i>C. tenuissima</i> Ag.]		+	+	+		
28	<i>Chondria dasyphylla</i> (Woodward) C. Agardh			+	+		

Продолжение на следующей странице...

№	Вид	Фитоценоз					
		1	2а	2б	3а	3б	4
29	<i>Hydrolithon farinosum</i> (J. V. Lamouroux) D. Penrose et Chamberlain [= <i>Melobesia farinosa</i> Lamour.]	+	+	+	+	+	+
30	<i>Gelidium crinale</i> (Hare ex Turner) Gaillon			+			
31	<i>Laurencia coronopus</i> J. Agardh			+			+
32	<i>Laurencia obtusa</i> (Hudson) J. V. Lamouroux	+	+	+	+		
33	<i>Phyllophora crispa</i> (Hudson) Dixon						+
34	<i>Pneophyllum fragile</i> Kützing [= <i>Melobesia lejolisii</i> Rosan.]		+				
35	<i>Polysiphonia denudata</i> (Dillwyn) Greville ex Harvey	+		+			
36	<i>Polysiphonia fucoides</i> (Hudson) Greville [= <i>P. violacea</i> (Roth) Grev.]					+	
37	<i>Vertebrata subulifera</i> (C. Agardh) Kuntze [= <i>Polysiphonia subulifera</i> (Ag.) Harv.]	+	+	+			+
Angiospermae							
38	<i>Ruppia</i> sp.	+			+		
39	<i>Stuckenia pectinata</i> (Linnaeus) Börner [= <i>Potamogeton pectinatus</i> L.]	+			+		
40	<i>Zannichellia</i> sp.	+	+	+			
41	<i>Zostera noltii</i> Hornemann	+	+	+	+	+	

Примечание: 1 — сообщество *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata*, глубина 3 м (ст. 3); 2а — микрогруппировки *Zostera noltii*, гл. 5 м (ст. 4); 2б — микрогруппировки *Cystoseira crinita*, гл. 5 м (ст. 4); 3а — сообщество *Zostera noltii*, гл. 6 м (ст. 1); 3б — сообщество *Zostera noltii*, гл. 8 м (ст. 2); 4 — сообщество *Phyllophora crispa*, гл. 17 м (ст. 5)

Note: 1 – *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata* community, 3 m depth (station 3); 2a – *Zostera noltii* assemblages, 5 m depth (station 4); 2b – *Cystoseira crinita* assemblages, 5 m depth (station 4); 3a – *Zostera noltii* community, 6 m depth (station 1); 3b – *Zostera noltii* community, 8 m depth (station 2); 4 – *Phyllophora crispa* community, 17 m depth (station 5)

В западном рукаве (б. Солёная) преобладают фитоценозы морских трав. Сообщества с доминированием макроводорослей обнаружены на глубине 5 м, а также на 17 м вблизи устья б. Казачья. Количественные характеристики ценопопуляций доминирующих видов приведены в табл. 2.

Фитоценоз *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata* располагается на глубине 3 м (ст. 3) на песчаном грунте, его средняя биомасса — (905 ± 267) г·м⁻², доля доминантов составляет 75 %. Характерной особенностью фитоценоза является высокое участие субдоминанта *Ruppia* sp. — (208 ± 305) г·м⁻². Общее количество отмеченных видов — 19.

На глубине 5 м вблизи западного побережья бухты (ст. 4) донная растительность представлена мозаикой микрогруппировок *Zostera noltii* на песчаном субстрате и *Cystoseira crinita* — на твёрдом. Средняя биомасса сообщества на ст. 4 — (1017 ± 632) г·м⁻², при этом биомасса на площадках с доминированием цистозеры достигает 1369 г·м⁻², а на площадках с зостерой — 666 г·м⁻². Вклад доминирующих видов в общую биомассу сообщества составляет 74 %, причём для микрогруппировок с преобладанием цистозеры эта величина достигает 97 %, а для площадок с зостерой — 63 %. Здесь обнаружено максимальное количество видов среди всех исследованных участков акватории бухты — 31; в том числе в микрогруппировках цистозеры выявлено 29 видов, а на участках с доминированием зостеры — 13.

Монодоминантный фитоценоз *Zostera noltii* приурочен к песчаным донным осадкам на глубине 6–8 м (ст. 1, 2). В нём выявлено 14 видов с общей биомассой (541 ± 273) г·м⁻². Вклад вида-доминанта составляет 95–99 %, доля макроводорослей — менее 1 %. Отметим, что на глубине 6 м (ст. 2) значение биомассы фитоценоза вдвое выше [(691 ± 231) г·м⁻²], чем на 8 м (ст. 1) [(391 ± 247) г·м⁻²], а в состав сообщества входят *Ruppia* sp. и *S. pectinata*, отсутствующие на 8 м.

Фитоценозы охраняемого вида *Phyllophora crispa* выявлены у входа в б. Казачья на глубине 17 м на заиленной ракушке (ст. 5). Биомасса сообщества составляет (290 ± 195) г·м⁻². Всего обнаружено 9 видов макрофитов. Вклад сопутствующих видов в биомассу сообщества невысок, доля филлофоры достигает 95 %.

Таблица 2. Количественные показатели ценопопуляций и особей доминирующих видов макрофитов б. Казачья в осенний период

Table 2. Quantitative parameters of coenopopulations and individuals of dominant species in Kazach'ya Bay in autumn

Вид	Глубина, м	Станция	B	N	L	W
<i>Zostera noltii</i>	3	3	422 ± 311	568 ± 270	41,8 ± 6,6	0,68 ± 0,20
	5	4	322 ± 403	708 ± 958	24,6 ± 4,9	0,43 ± 0,10
	6	2	658 ± 247	1366 ± 688	39,1 ± 6,0	0,75 ± 0,23
	8	1	389 ± 247	822 ± 220	37,0 ± 16,8	0,69 ± 0,59
<i>Stuckenia pectinata</i>	3	3	258 ± 161	392 ± 240	34,5 ± 12,7	0,57 ± 0,39
<i>Cystoseira crinita</i>	5	4	429 ± 638	90 ± 107	11,6 ± 10,0	4,49 ± 4,13
<i>Phyllophora crispa</i>	17	5	275 ± 196	74 ± 35	10,4 ± 6,1	3,68 ± 9,45

Примечание: B — биомасса, г·м⁻²; N — численность, экз.·м⁻²; L — длина растения, см; W — масса растения, г

Note: B — population biomass, g·m⁻², N — population density, ind.·m⁻², L — plant length, cm; W — plant biomass, g

ОБСУЖДЕНИЕ

Данные гидрботанической съёмки б. Казачья (б. Солёная) в осенний период 2017 г. показали снижение количества видов с глубиной: двукратное — в сообществах морских трав в диапазоне глубины 3,5–8,0 м, трёхкратное — в сообществах макроводорослей в диапазоне 5–17 м. В диапазоне глубины 3–17 м также наблюдается значительное (более чем в 3 раза) уменьшение биомассы фитоценозов. Статистическая проверка с использованием критерия Краскела — Уоллиса показала достоверность этих изменений ($H = 11,8$; $df = 4$; $p = 0,019$).

Максимум биомассы и численности доминирующего вида *Z. noltii* приходится на глубину 6 м (табл. 2). Снижение количественных показателей зостеры на глубине 3–5 м сопровождается высоким участием *S. pectinata*, *Ruppia* sp. и *C. crinita* в сообществе. На 8 м конкуренты зостеры не зафиксированы, поэтому уменьшение биомассы и численности её побегов является, по нашему мнению, следствием снижения освещённости. Вместе с тем статистическое тестирование отмеченных различий плотности ценопопуляций зостеры показало их недостоверность ($H \leq 3,9$; $df = 3$; $p \geq 0,27$).

Средние значения длины и массы побегов *Z. noltii*, напротив, достоверно различаются в изученных ценопопуляциях ($H \geq 27,4$; $df = 3$; $p < 0,001$). Парное сравнение средних при помощи критерия Уилкоксона показало, что изменение значений показателей на глубине 3, 6 и 8 м незначительно ($W \geq 354$; $p \geq 0,18$), однако на ст. 4 на глубине 5 м, где выявлено совместное произрастание микрогруппировок *Z. noltii* и *C. crinita*, размер и масса побегов зостеры в 1,5–1,7 раза ниже, чем в сообществах с доминированием морских трав ($W \geq 72$; $p < 0,02$) (см. табл. 2). Причинами этого могут быть как конкуренция с макроводорослями, так и менее благоприятный субстрат, поскольку наличие цистозеры указывает на то, что на данном участке мягкие грунты, наиболее подходящие для морских трав, сменяются твёрдыми.

По литературным данным, флора макрофитов б. Казачья насчитывает 105 видов [27]. Это значение в 2,6 раза выше количества видов, обнаруженного нами, что связано, по-видимому, с тем, что в 2017 г. исследования были выполнены в осенний период и охватывали не всю акваторию бухты. В то же время, сравнив свои результаты с данными 2010 г. [3], полученными в тот же сезон на том же участке бухты, мы можем говорить о тенденции к уменьшению видового разнообразия. В частности, общее количество видов снизилось за период с 2010 по 2017 г. с 58 до 41, а число видов красных водорослей сократилось более чем в 2 раза (с 29 до 13). При этом наиболее выраженное уменьшение видового разнообразия макрофитов произошло на глубине 8 м: в 2010 г. здесь зафиксировано 44 вида, а в 2017 г. — лишь 8. Изменилось не только количество видов, но и видовой состав, а также таксономическая структура сообществ, о чём свидетельствует низкий уровень сходства флоры б. Казачья в 2010 и 2017 г. согласно коэффициенту Жаккара, значение которого составляет 0,33.

Сопоставление полученных результатов с данными, опубликованными ранее, позволяет говорить об изменении структуры донных сообществ в б. Казачья за последние два десятилетия. В целом за период с 1997–1999 по 2017 г. биомасса фитоценозов морских трав в диапазоне глубины 3–8 м уменьшилась в 2–3 раза, а биомасса сообщества филофоры на глубине 15–17 м, напротив, возросла в 1,9 раза (рис. 2А), при этом изменился вклад различных систематических групп макрофитов в биомассу сообщества. В 1999 г. в фитоценозах морских трав количественно доминировала *Z. marina*. В 2010 г. зафиксировано существенное (более чем на порядок) снижение обилия этого вида на глубине 8 м (рис. 2Б), и доминирующая роль на указанной глубине перешла к красной водоросли *Gracilariopsis longissima* [1, 3]. За период с 2010 по 2017 г. сообщества с доминированием *G. longissima* исчезли, а обилие морских трав увеличилось, хотя так и не достигло уровня 1999 г. (рис. 2Б), поскольку высокопродуктивные сообщества *Zostera marina* уступили место фитоценозам с доминированием *Z. noltii*.

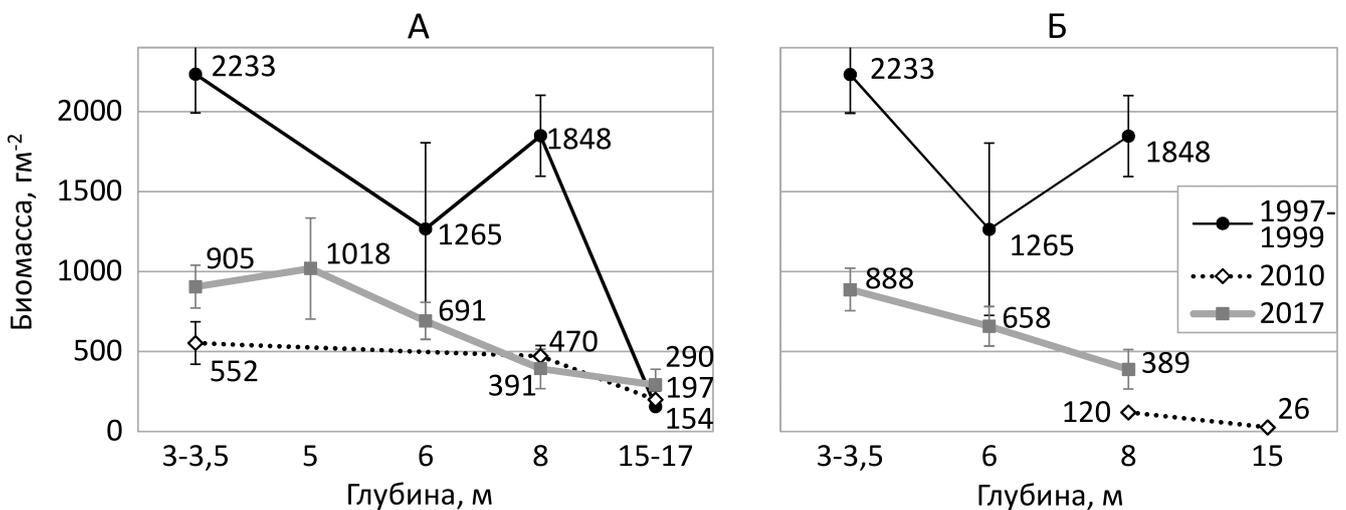


Рис. 2. Изменение биомассы фитоценоза (А) и биомассы морских трав (Б) по глубине (среднее \pm стандартная ошибка) в б. Казачья с 1997–1999 по 2017 г. (данные за 1997–1999 и 2010 г. взяты из работ [1, 3, 10]; на (А) для 1997–1999 г. вместо биомассы фитоценоза приведена биомасса доминанта *Zostera marina*)

Fig. 2. Change in phytocoenosis (A) and seagrass biomass (Б) with a depth (mean \pm SE) in Kazach'ya Bay from 1997–1999 to 2017 (data of 1997–1999 and 2010 are taken from [1, 3, 10]; on (A) for the period of 1997–1999 biomass of the dominant species *Zostera marina* is shown instead of phytocoenosis biomass)

Ранее скопления неприкрепленной формы *G. longissima* были характерны для восточной части б. Казачья [13, 14]. Причины их появления в 2010 г. в её западном рукаве неясны, поскольку в тот период состояние бухты характеризовалось как сравнительно малонарушенное [3, 19]. Можно предположить, что благоприятные условия для увеличения биомассы макроводорослей создало 15-кратное снижение обилия *Z. marina* (рис. 2Б, глубина 8 м), которое могло быть вызвано последствиями экстремального шторма 11 ноября 2007 г. [17]. Отметим, что в период между 2006 и 2009 г. в центральной и устьевой частях бухты также отмечено снижение видового разнообразия и численности макрозообентоса [19].

К 2017 г. скопления *G. longissima* у западного побережья б. Казачья исчезли, что обусловлено, по-видимому, заменой сообществ *Z. marina*, к которым обычно приурочены пласты неприкрепленной грацилярии [13], зарослями *Z. noltii*. Другой причиной исчезновения грацилярии могло быть общее увеличение обилия морских трав в 2017 г. по сравнению с таковым в 2010 г. Ранее снижение запасов этого вида, сопровождавшееся возрастанием биомассы морских трав, в том числе *Z. noltii*, было зафиксировано в восточном рукаве бухты [14].

К 2017 г. в б. Казачья практически полностью исчезла и *Z. marina*. По нашему мнению, одна из главных причин элиминации данного вида — интенсификация хозяйственной деятельности в прибрежной зоне бухты. Анализ спутниковых снимков, доступных в Google Earth Pro (v. 7.3.0), показал: с 2010 по 2017 г. на берегах б. Казачья возведены причалы общей протяжённостью 600 м, в прибрежной зоне построено более 120 коттеджей, гостиниц и многоэтажных домов. Строительство в акватории, дноуглубление, наличие берегового стока с повышенным содержанием соединений азота приводят к снижению прозрачности воды, что оказывает губительное влияние на заросли zostеры. Показано: трёх недель недостаточной освещённости вследствие увеличения мутности воды достаточно для исчерпания углеводных резервов и гибели 90 % побегов *Z. marina* [22]. Деградация зарослей *Z. marina* в б. Казачья сделала возможной экспансию рудерального стресс-толеранта *Z. noltii* [26], способного быстро восстанавливаться после негативных воздействий. В частности, известно, что скорость удлинения корневищ и образования листьев, междоузлий и новых побегов у *Z. noltii* в 3–15 раз выше, чем у *Z. marina* [23]. Так, в бухте Виллапа (Тихоокеанское побережье США) *Z. marina* в нарушенных местообитаниях замещается видом-рудералом *Z. japonica*, биомасса которого, в отличие от таковой *Z. marina*, в нестабильных условиях выше, чем при отсутствии нарушений [21]. Также исчезновение *Z. marina* могло стать следствием заболевания, вызванного *Labyrinthula macrocystis* Cienc., как уже происходило в Чёрном море [18]. При отсутствии выраженного влияния негативных факторов в б. Казачья и при стабилизации условий в ней можно ожидать восстановления зарослей *Z. marina* ввиду того, что данный конкурентоспособный вид [25] может доминировать в фитоценозе при благоприятных для себя условиях. В целом полученные результаты свидетельствуют, что в западном рукаве б. Казачья в настоящее время происходит восстановительная сукцессия сообществ морских трав, причём эти фитоценозы характеризуются обеднённым видовым составом; в них доминируют виды, занимавшие ранее подчинённое положение.

Значения биомассы и численности ценопопуляций охраняемого вида *Ph. crispa* на глубине 17 м вблизи м. Манганари невысоки. В среднем они в 7 раз ниже показателей, отмеченных для Южного и Западного Крыма в 1960-е гг. [5, 6], и в 3–4 раза меньше максимальных значений, зарегистрированных в прибрежной зоне Севастополя в последние 20 лет [10, 11]. Вместе с тем в 2017 г. численность и биомасса этого вида в б. Казачья возросли на 1–2 порядка по сравнению с таковыми в 1997 г., а его доля в биомассе фитоценоза увеличилась с 10–15 до 95 % [10]. Приведённые данные свидетельствуют об улучшении условий для произрастания *Ph. crispa*. На это же указывают довольно высокие значения средней массы талломов филлофоры (4,5 г), сопоставимые со средними значениями, отмеченными на глубине 15–20 м в прибрежной зоне Крыма в 1960–1970-е гг. (2,4–10,4 г; показатели рассчитаны на основе данных о биомассе и численности [5, 6]). Отметим, что для массы особей филлофоры в б. Казачья характерны высокие значения стандартного отклонения (см. табл. 2), коэффициента вариации ($CV = 259\%$) и коэффициента Джини ($G = 0,76$), что свидетельствует о высоком уровне неравноценности особей. В частности, 45 % биомассы ценопопуляции приходится на растения массой от 45 г, вклад которых в общую численность в процентном выражении невелик (3 %). Бóльшая же часть ценопопуляции (55 %) представлена особями массой менее 1 г. Такие особенности популяционной структуры обычно являются следствием внутривидовой конкуренции за свет, которая сопровождается усилением неравноценности особей по массе [30]. Однако более вероятно, что обнаруженная размерная иерархия филлофоры обусловлена различным возрастом растений. Приблизительная оценка возраста талломов по их длине L [5] показала, что у 85 % растений он не превышает 5 лет ($L < 14,8$ см), а у 45 % — 3 лет ($L < 8,3$ см). Возраст более 8 лет ($L > 23,6$ см) зафиксирован у 5 % особей. Таким образом, ценопопуляция филлофоры на глубине 17 м в б. Казачья представлена главным образом молодыми талломами, однако включает и небольшое число старых крупных особей. Это свидетельствует о том, что отмеченное увеличение плотности ценопопуляции филлофоры произошло в последние 3–5 лет, и указывает, возможно, на начало восстановительной сукцессии фитоценоза *Phyllophora*.

Биомасса *C. crinita* на глубине 5 м за период 1997–2017 гг. возросла с 33–130 до 429 г·м⁻² [10]. Тем не менее плотность ценопопуляций *C. crinita* в акватории б. Казачья относительно невысока. Значения биомассы, в частности, в 2–10 раз ниже, чем в прибрежной зоне Севастополя на глубине 5 м в 1960–2000-е гг. [5, 10]. Среднее значение массы таллома также существенно ниже показателей, отмеченных в 1960–1970-е гг. на различных участках прибрежной зоны Крыма (10–15 г), хотя и сопоставимо с данными, полученными в 2010-е гг. (3,2 г) [5, 7].

В целом результаты выполненных исследований свидетельствуют о существенной перестройке состава и структуры сообществ макрофитобентоса западной части б. Казачья (б. Солёная) за последние два десятилетия. Фитоценозы *Zostera marina* исчезли, уступив место сообществам *Zostera noltii* и *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata*. Уменьшилась биомасса фитоценозов, сократилось их видовое разнообразие, изменился видовой состав. Вместе с тем полученные данные указывают на начало восстановительной сукцессии донных фитоценозов бухты. В случае стабилизации либо уменьшения антропогенной нагрузки на акваторию можно ожидать возрастания количественных характеристик макрофитобентоса б. Казачья.

Выводы:

1. В сентябре 2017 г. в б. Казачья (западный рукав) в диапазоне глубины 3–17 м обнаружен 41 вид макрофитов: 13 — зелёных, 1 — харовых, 10 — бурых, 13 — красных водорослей, а также 4 вида цветковых растений. Впервые для данной акватории отмечены *Chaetomorpha gracilis*, *Cladophora vagabunda*, *Lamprothamnium papulosum*, *Myrionema strangulans*.
2. На мягких грунтах на глубине 3 м располагается фитоценоз *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata* с биомассой 905 г·м⁻². На 6–8 м он сменяется монодоминантными сообществами *Zostera noltii* с биомассой 390–691 г·м⁻². К глубине 5 м, где наряду с песчаными грунтами встречаются твёрдые, приурочена мозаика микрогруппировок *Zostera noltii* и *Cystoseira crinita* с биомассой 1017 г·м⁻². Фитоценозы *Phyllophora crispa* с биомассой 290 г·м⁻² расположены у входа в б. Казачья на глубине 17 м.
3. За период с 1999 по 2017 г. биомасса фитоценозов морских трав снизилась в 2–3 раза, при этом исчезли фитоценозы *Zostera marina*, а их место заняли сообщества с доминированием *Zostera noltii*. Биомасса фитоценозов *Phyllophora crispa* за этот период возросла в 1,9 раза.

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

Благодарность. Автор благодарит сотрудников в/ч 80367 за отбор проб, зав. лабораторией фиторесурсов ФГБУН ИМБИ к. б. н. Мильчакову Н. А. — за идентификацию видов, вед. инженера лаборатории фиторесурсов ФГБУН ИМБИ Рябогину В. Г. — за помощь в обработке материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Александров В. В. Жизненное состояние ценопопуляций *Zostera marina* L. в бухте Казачья // *Заповедники Крыма – 2007*: материалы IV Междунар. науч.-практ. конф., Симферополь, 2 ноября 2007 г. Симферополь, 2007. Ч. 1. Ботаника. Общие вопросы охраны природы. С. 23–30. [Alexandrov V. V. Zhiznennoe sostoyanie tsenopopulyatsii *Zostera marina* L. v bukhte Kazach'ya. In: *Zapovedniki Kryma – 2007*: materialy IV Mezhdunar. nauch.-prakt. konf., Simferopol, 2 Nov., 2007. Simferopol, 2007. Pt. 1. Botanika. Obshchie
2. Андреева Н. А., Смирнова Л. Л., Хомич Т. В. Оценка состояния морской среды в прибрежных вольерах с дельфинами (*Tursiops truncatus ponticus* Varabasch, 1940) // *Экология моря*. 2002. Вып. 61. С. 73–75. [Andreeva N. A., Smirnova L. L., Khomich T. V. The quality of marine environment within the coastal marine enclosure with dolphins (*Tursiops truncatus ponticus* Varabasch, 1940). *Ekologiya morya*, 2002, iss. 61, pp. 73–75. (in Russ.)].

3. Евстигнеева И. К., Гринцов В. А., Лисицкая Е. В., Макаров М. В., Танковская И. Н. Биоразнообразие сообществ макрофитов бухты Казачья (Севастополь, Черное море) // *Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический*. 2015. Т. 120, вып. 6. С. 51–64. [Evstigneeva I. K., Grintsov V. A., Lisitskaya E. V., Makarov M. V., Tankovskaya I. N. Biodiversity of macrophytes communities Kasachia Bay. *Vyulleten' Moskovskogo obshchestva ispytatelei prirody. Otdel biologicheskii*, 2015, vol. 120, iss. 6, pp. 51–64. (in Russ.)].
4. Зинова А. Д. *Определитель зеленых, бурых и красных водорослей южных морей СССР*. Москва ; Ленинград : Наука, 1967. 397 с. [Zinova A. D. *Opredelitel' zelenykh, burykh i krasnykh vodoroslei yuzhnykh morei SSSR*. Moscow ; Leningrad: Nauka, 1967, 397 p. (in Russ.)].
5. Калугина-Гутник А. А. *Фитобентос Черного моря*. Киев : Наукова думка, 1975. 247 с. [Kalugina-Gutnik A. A. *Fitobentos Chernogo morya*. Kiev: Naukova dumka, 1975, 247 p. (in Russ.)].
6. Калугина-Гутник А. А., Куликова Н. М. Донная растительность у западного побережья Крыма // *Биология моря*. 1974. Вып. 32. С. 111–129. [Kalugina-Gutnik A. A., Kulikova N. M. Donnaya rastitel'nost' u zapadnogo poberezh'ya Kryma. *Biologiya morya*, 1974, iss. 32, pp. 111–129. (in Russ.)].
7. Ковардаков С. А., Мильчакова Н. А., Рябогина В. Г. Динамика межгодовой и пространственной структуры ценопопуляции *Cystoseira crinita* в прибрежной зоне урочища Джангуль (Крым, Черное море) // *Биоразнообразие и устойчивое развитие* : материалы докл. III Междунар. науч.-практ. конф., Симферополь, 15–19 сентября 2014 г. Симферополь, 2014. С. 153–155. [Kovardakov S. A., Milchakova N. A., Ryabogina V. G. Dinamika mezhgodovoi i prostranstvennoi struktury tsenopopulyatsii *Cystoseira crinita* v pribrezhnoi zone urochishcha Dzhangul' (Krym, Chernoe more). In: *Bioraznoobrazie i ustoichivoe razvitie*: materialy dokl. III Mezhdun. nauch.-prakt. konf., Simferopol, 15–19 Sept., 2014. Simferopol, 2014, pp. 153–155. (in Russ.)].
8. Котельянец Е. А., Гуров К. И., Тихонова Е. А., Соловьева О. В. Некоторые геохимические показатели донных отложений прибрежной акватории под влиянием антропогенного фактора (на примере бухты Казачья, г. Севастополь) // *Вестник Удмуртского университета. Серия Биология. Науки о земле*. 2017. Т. 27, № 1. С. 5–13. [Kotelyanets E. A., Gurov K. I., Tikhonova E. A., Solov'eva O. V. Some geochemical indicators of sea bottom sediments in coastal waters under the influence of anthropogenous factor (using Kazachya Bay, Sevastopol, as an example). *Vestnik Udmurtskogo Universiteta. Ser. Biologiya. Nauki o zemle*, 2017, vol. 27, no. 1, pp. 5–13. (in Russ.)].
9. *Красная книга Российской Федерации (растения и грибы)*. Москва : Тов-во науч. изд. КМК, 2008. 885 с. [Krasnaya kniga Rossiiskoi Federatsii (rasteniya i griby). Moscow: Tov-vo nauch. izd. KMK, 2008, 855 p. (in Russ.)].
10. Мильчакова Н. А. Макрофитобентос // *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор)* / ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. С. 152–208. [Milchakova N. A. Makrofitobentos. In: *Sovremennoe sostoyanie bioraznoobraziya pribrezhnykh vod Kryma (chernomorskii sektor)* / Eremeev V. N., Gaevskaya A. V. (Eds). Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika, 2003, pp. 152–208. (in Russ.)].
11. Мильчакова Н. А., Бондарева Л. В., Чернышева Е. Б., Панкеева Т. В., Каширина Е. С., Тарасюк Е. Е. Научное обоснование создания гидрологического памятника природы местного значения «Прибрежный аквальный комплекс у мыса Коса Северная» (регион Севастополя, Чёрное море) // *Биоразнообразие и устойчивое развитие* : тез. докл. II Междунар. науч.-практ. конф., Симферополь, 12–16 сент. 2012 г. Симферополь, 2012. С. 408–410. [Milchakova N. A., Bondareva L. V., Chernysheva E. B., Pankeeva T. V., Kashirina E. S., Tarasyuk E. E. Nauchnoe obosnovanie sozdaniya gidrologicheskogo pamyatnika prirody mestnogo znacheniya "Pribrezhnyi akval'nyi kompleks u mysa Kosa Severnaya" (region Sevastopolya, Chernoe more). In: *Bioraznoobrazie i ustoichivoe razvitie*: tez. dokl. II Mezhdunar. nauch.-prakt. konf., Simferopol, 12–16 Sept., 2012. Simferopol, 2012, pp. 408–410. (in Russ.)].
12. Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алемов С. В. Экологическая характеристика бухты Казачья (Черное море) // *Экология моря*. 2002. Вып. 61. С. 85–89. [Mironov O. G., Kiryukhina L. N., Ale-mov S. V. Ecological characteristic of Kazachya Bay (the Black Sea). *Ekologiya morya*, 2002, iss. 61, pp. 85–89. (in Russ.)].
13. Миронова Н. В. Эколого-фитоценотические особенности произрастания видов рода грацилярия

- (обзор) // *Экология моря*. 2010. Вып. 81. С. 59–65. [Mironova N. V. Ecology and phytocenosis growth features species Gracilaria (review). *Ekologiya morya*, 2010, iss. 81, pp. 59–65. (in Russ.)].
14. Миронова Н. В., Мильчакова Н. А., Александров В. В. Тенденции долговременного изменения запасов макрофитов в бухте Казачья (Севастополь, Крым, Чёрное море) // *Морской экологический журнал*. 2012. Т. 11, № 3. С. 68–78. [Mironova N. V., Milchakova N. A., Alexandrov V. V. Trends in long-term changes of macrophite resources in the Kazachya Bay (Sevastopol, Crimea, Black Sea). *Morskoy ekologicheskij zhurnal*, 2012, vol. 11, no. 3, pp. 68–78. (in Russ.)].
 15. 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 исследование ресурсов шельфа*. 2001. Вып. 2. С. 138–152. [Ovsyanyi E. I., Romanov A. S., Min'kovskaya R. Ya., Krasnovid I. I., Ozyumenko B. A., Tsybmal I. M. Osnovnye istochniki zagryazneniya morskoi sredy Sevastopol'skogo regiona. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe issledovanie resursov shel'fa*, 2001, iss. 2, pp. 138–152. (in Russ.)].
 16. Приказ главного управления природных ресурсов и экологии города Севастополя от 11.05.2016 № 66 «Об утверждении Перечней (списков) объектов животного и растительного мира, грибов, занесенных в Красную книгу города Севастополя». URL: <https://sevastopol.gov.ru/docs/239/33925/> (дата обращения 16.03.2018). [Prikaz glavnogo upravleniya prirodnikh resursov i ekologii goroda Sevastopolya ot 11.05.2016 no. 66 "Ob utverzhdenii Perechnei (spiskov) ob"ektov zhivotnogo i rastitel'nogo mira, gribov, zanesennykh v Krasnuyu knigu goroda Sevastopolya". URL: <https://sevastopol.gov.ru/docs/239/33925/> (accessed 16.03.2018). (in Russ.)].
 17. Репетин Л. Н., Белокопытов В. Н. Режим ветра над побережьем и шельфом северо-восточной части Черного моря // *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2008. Вип. 257. С. 84–105. [Repetin L. N., Belokopytov V. N. Rezhim vetra nad poberezh'em i shel'fom severo-vostochnoi chasti Chernogo morya. *Naukovi pratsi Ukrain'skoho naukovo-doslidnoho hidrometeorologichnoho instytutu*, 2008, iss. 257, pp. 84–105. (in Russ.)].
 18. Садогурский С. Е. Отмирание зарослей *Zostera marina* L. у Сары-Булатских островов (Каркинитский залив, Черное море) // *Заповідна справа в Україні*. 1999. Т. 5, вып. 2. С. 17–22. [Sadogurskii S. E. Otmiranie zaroslei *Zostera marina* L. u Sary-Bulatskikh ostrovov (Karkinit'skii zaliv, Chernoe more). *Zapovidna sprava v Ukraini*, 1999, vol. 5, iss. 2, pp. 17–22. (in Russ.)].
 19. Тихонова Е. А., Алёмов С. В. Характеристика донных осадков и макрозообентоса б. Казачья в первой декаде XXI века // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. Севастополь, 2012. Вып. 26. С. 88–94. [Tikhonova E. A., Alemov S. V. Kharakteristika donnykh osadkov i makrozoobentosa b. Kazach'ya v pervoi deкаде XXI veka. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon morya*, 2012, iss. 26, pp. 88–94. (in Russ.)].
 20. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. *Количественная гидроэкология: методы системной идентификации*. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. 463 с. [Shitikov V. K., Rozenberg G. S., Zinchenko T. D. *Kolichestvennaya gidroekologiya: metody sistemnoi identifikatsii*. Tol'yatti: IEVB RAN, 2003, 463 p. (in Russ.)].
 21. Bando K. Jun. The roles of competition and disturbance in a marine invasion. *Biological Invasions*, 2006, vol. 8, pp. 755–763. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-3543-4>.
 22. Cabello-Pasini A., Lara-Turrent C., Zimmerman R. C. Effect of storms on photosynthesis, carbohydrate content and survival of eelgrass populations from a coastal lagoon and the adjacent open ocean. *Aquatic Botany*, 2002. vol. 74, no. 2, pp. 149–164. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00076-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00076-1).
 23. Duarte C. M. Allometric scaling of seagrass form and productivity. *Marine Ecology Progress Series*, 1991, vol. 77, pp. 289–300.
 24. Guiry M. D., Guiry G. M. *AlgaeBase*. National University of Ireland, Galway, 2018. URL: <http://www.algaebase.org/> (accessed 01.02.2018).
 25. Jacobs R. P. W. M. Reproductive strategies of two seagrass species (*Zostera marina* and *Z. noltii*) along west European coasts. In: *Studies on aquatic vascular plants* / J. J. Symoens, S. S. Hooper, P. Compère (Eds). Brussels: Royal Botanical Society of Belgium, 1982, pp. 150–155.

26. Jacobs R. P. W. M., McRoy C. P. Biomass potential of eelgrass (*Zostera marina* L.). *Critical Reviews in Plant Sciences*, 1984, vol. 2, no. 1, pp. 49–80.
27. Milchakova N. A., Ryabogina V. G. Floristic diversity of macrophytes in Kazachya Bay (the Crimea, the Black Sea). *Bulletin SNBG*, 2015, iss. 114, pp. 16–22.
28. R Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2017. URL: <https://www.r-project.org/> (accessed 03.10.2017).
29. Weiner J., Solbrig O.T. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia*, 1984, vol. 61, pp. 334–336. <https://doi.org/10.1007/BF00379630>.
30. Weiner J., Thomas S.C. Size variability and competition in plant monocultures. *Oikos*, 1986, vol. 47, pp. 211–222. <https://doi.org/10.2307/3566048>.

MACROPHYTOBENTHOS OF KAZACH'YA BAY (BLACK SEA) IN AUTUMN 2017

V. V. Alexandrov

Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: valexandrov@list.ru

Over the last two decades Kazach'ya Bay area has been subjected to intensive coastal development resulted in deterioration of the environment quality. Considering the fact that the anthropogenic impact has already led to degradation of the key macrophytobenthos communities at many sites of Sevastopol coast, the assessment of the current state of the bottom phytocoenoses in Kazach'ya Bay is of great importance. The aim of the study was to investigate the species composition and quantitative parameters of the macrophytobenthos in Kazach'ya Bay and to analyze long-term changes in its bottom vegetation. Investigation was carried out in the western branch of the bay in September 2017 at depth of 3, 5, 6, 8 and 17 m; 41 macrophyte species were identified: 13 – Chlorophyta, 1 – Charophyta, 10 – Phaeophyceae, 13 – Rhodophyta, and 4 – Angiospermae. Such species as *Chaetomorpha gracilis*, *Cladophora vagabunda*, *Lamprothamnium papulosum*, *Myrionema strangulans* were recorded for the first time. *Zostera noltii* + *Stuckenia pectinata* phytocoenosis with biomass 905 g·m⁻² was found at 3 m depth on the soft bottom, at 6 and 8 m it was replaced by monodominant *Zostera noltii* communities with biomass 691 and 390 g·m⁻² respectively. At 5 m depth where alongside with soft sediments hard substrata occur, mosaic of patches dominated by *Zostera noltii* and *Cystoseira crinita* with mean biomass 1017 g·m⁻² was found. *Phyllophora crispa* phytocoenosis with the biomass 290 g·m⁻² was registered near the mouth of the bay at the depth of 17 m. Between 1999 and 2017 biomass of the seagrass communities decreased 2–3 times, moreover, *Zostera marina* phytocoenoses were replaced by the *Zostera noltii* dominated communities. Biomass of the *Phyllophora* community almost doubled over the same period.

Keywords: macrophytobenthos, species composition, biomass, coenopopulations, *Cystoseira*, *Phyllophora*, *Zostera*, Kazach'ya Bay, Black Sea



УДК 597.2/.5+595.384(282.253.11)

ОСОБЕННОСТИ КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ И ДЕСЯТИНОГИХ РАКООБРАЗНЫХ В ДЕЛЬТЕ РЕКИ МЕКОНГ В МЕЖЕННЫЙ ПЕРИОД 2018 Г.

© 2018 г. А. Р. Болтачев¹, Е. П. Карпова¹, С. В. Статкевич¹,
Нгуен Ван Тхинь², Чинь Тхи Лан Чи²

¹Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

²Южное отделение Российско-Вьетнамского тропического центра, Хошимин, Вьетнам

E-mail: a_boltachev@mail.ru

Поступила в редакцию 20.08.2018; после доработки 20.08.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Впервые изучены особенности количественного распределения рыб и десятиногих ракообразных донно-придонного сообщества гидробионтов в нижней части дельты р. Меконг — в шести основных протоках р. Тиен и в прилегающей к их устьям прибрежной морской зоне. Сбор материала осуществлялся в меженный период с апреля по июнь 2018 г. стандартным промысловым бимтрапом от предустьевой морской зоны вверх по течению протоков на расстояние до 110 км. Средняя масса улова — около 30 кг, максимальная — 100 и более кг, однако средний уровень вылова рыб и ракообразных составлял 1,5 кг, наибольший — 4 кг, а остальная часть приходилась на мусор и остатки растительности. Для сравнительного анализа пространственной изменчивости обилия рыб и десятиногих ракообразных на 36 станциях вычислены средние удельные показатели численности и биомассы по результатам 102 тралений. Установлены весьма широкие пределы вариаций количественных показателей. Так, удельная численность рыб колебалась от 23,4 до 1978,2 (в среднем — 333,3) экз.·га⁻¹, десятиногих ракообразных — от 10,6 до 5091,5 (358,1) экз.·га⁻¹, биомасса этих групп гидробионтов составляла 219,1–22773,5 (1969,9) г·га⁻¹ и 31,4–9337,1 (740,6) г·га⁻¹ соответственно. Выявлены основные закономерности пространственного распределения плотности гидробионтов. Отмечено увеличение средней удельной численности рыб в верхней части исследованных водотоков до 656,2 экз.·га⁻¹, что вдвое превышает показатель в целом по дельте, при относительно равномерном распределении средней удельной биомассы, связанном с присутствием молодежи массовых промысловых видов и мелкоразмерных рыб. Тренды пространственного распределения численности и биомассы десятиногих ракообразных весьма близки; наибольшие их показатели зарегистрированы в устьях рек и в приустьевой морской зоне дельты за счёт появления в составе сообществ креветок подотряда Dendrobrachiata (пенеидные креветки) и представителей подотряда Pleocyemata (крабы). Среди рыб в меженный период доминировали представители морских по происхождению семейств: пальцепёрые (Polynemidae), ариевые сомы (Ariidae) и анчоусовые (Engraulidae), доля которых в общем вылове по относительной численности составляла 39,4, 20,4 и 13,4 % соответственно, по биомассе — 28,5, 34,9 и 9,2 %, преимущественно за счёт эвригаллиновых эстуарных и прибрежных (шельфовых) видов. Среди десятиногих ракообразных преобладали морские креветки (семейства Penaeidae и Aristeidae) и пресноводные (семейство Palaemonidae). Представители семейства карповых (Cyprinidae) (одного из наиболее богатых по разнообразию, численности и биомассе в дельте р. Меконг), равно как и представители ряда других семейств пресноводных рыб, за исключением акизовых сомов (Akysidae), не характеризовались обилием, что связано с их миграциями в сухой сезон вверх по течению реки. Проанализировано влияние некоторых антропогенных факторов на количественные показатели донно-придонных сообществ.

Одной из причин довольно низких средних значений плотности рыб и десятиногих ракообразных могут быть высокие концентрации твёрдых бытовых и промышленных отходов, особенно в районах населённых пунктов: это может оказывать негативное влияние на питание и нагул, а также на жизненные циклы данных гидробионтов в целом. Отмечены аномалии связей между показателями распределения солёности воды, удельной плотности рыб и ракообразных в районе плотины на р. Балай. Выше по течению от плотины вода пресная, ниже — солёная (соответствующий показатель придонного слоя достигает 17‰), при этом более высокие значения средней удельной численности рыб отмечены у нижнего бьефа плотины, а средней удельной биомассы — у верхнего. Здесь отмечены низкие средние удельные значения численности и биомассы десятиногих ракообразных, что связано, возможно, с прекращением нерестовых миграций представителей семейств как морских, так и пресноводных креветок. Полученные результаты могут быть использованы как базовые для последующего мониторинга изменения структурных характеристик придонных сообществ рыб и десятиногих ракообразных дельты р. Меконг.

Ключевые слова: рыбы, десятиногие ракообразные, удельная численность, удельная биомасса, бимтрал, эстуарий, дельта реки Меконг

Река Меконг, протяжённость которой составляет 4505 км, является наиболее крупной в Юго-Восточной Азии и занимает по этому показателю 12-е место в мире [17]. Истоки реки берут своё начало на высокогорьях китайской провинции Цинхай; далее она протекает через территории пяти государств (Мьянма, Таиланд, Лаос, Камбоджа, Вьетнам) и впадает в Восточное море. Река Меконг имеет одну из наибольших на земном шаре площадей водосбора (около 795 тыс. км²) и значительный среднегодовой сброс воды (около 475 км³) [11]. Примечательной особенностью р. Меконг является обширная дельта, формирующаяся в районе г. Пномпень (Камбоджа), где река разделяется на два крупных рукава — северный и южный, которые при пересечении границы с южной частью Вьетнама именуется р. Тиен (Tien Giang) и р. Хау (Hau Giang) соответственно. На территории Вьетнама упомянутые реки разветвляются, в свою очередь, на 9 крупных рукавов и значительное количество мелких протоков, формируя обширную дельту. При средней протяжённости территории Вьетнама около 180 км (в широтном направлении — от границы с Камбоджей до морского побережья), площадь дельты достигает примерно 40 тыс. км², что составляет 12 % общей территории страны [17].

Для р. Меконг характерно чрезвычайно высокое видовое разнообразие гидробионтов; бассейн реки — один из крупнейших в мире центров внутреннего континентального рыболовства. Бóльшая часть научных публикаций, связанных с проблемами р. Меконг, посвящена фаунистическим исследованиям и в первую очередь — изучению богатства рыбного населения, продолжающемуся с середины XIX века (с периода колонизации Юго-Западной Азии Францией). По различным и, очевидно, далеко не окончательным оценкам, в бассейне р. Меконг обитает от 762 до 850 видов только пресноводных рыб, но вместе с солоноватоводными, населяющими эстуарную часть дельты, а также с морскими, регулярно встречающимися в низовьях реки, богатство ихтиофауны возрастает до 1100–1200 видов. По этому показателю река занимает второе место в мире после Амазонки. Из общего видового богатства ихтиофауны р. Меконг от 461 до 629 видов отмечены в дельте на территории Вьетнама [2, 3, 4, 6, 10, 14, 15, 16]. Рыбы и — в меньшей степени — другие гидробионты являются важнейшими источниками белка животного происхождения, не только употребляемыми в пищу, но и обеспечивающими средства к существованию для населения нижнего Меконга — примерно для 60 млн людей, проживающих в Лаосе, Таиланде, Камбодже и Вьетнаме. Около 2/3 населения этого региона имеет прямое отношение к рыбной отрасли. Ежегодный вылов водных биоресурсов в текущем тысячелетии составляет, по разным оценкам, от 2 до 3 млн тонн, из которых более 70 % приходится на рыб [3, 7, 9, 11]. Среднегодовой мировой вылов во внутренних водоёмах за период с 2003 по 2012 г. составил 10,13 млн тонн, поэтому значимость бассейна р. Меконг как ведущего района внутриконтинентального промысла очевидна [12]. Данные о доле вылова Вьетнамом в дельте р. Меконг заметно разнятся. По официальной статистике Food and Agriculture Organization (FAO, Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН), с 2003 по 2014 г. во внутренних

водоёмах страны в среднем вылавливалось 199,3 тыс. т рыбы и других гидробионтов. Уже в 2016 г. объём вылова резко (примерно на $\frac{1}{4}$) сократился; Вьетнам вышел из числа ведущих в этой отрасли 16 государств, ежегодные объёмы промысла которых публикуются в статистических сводках ФАО, и перешёл в категорию «остальные 136 стран» [12, 13].

Во Вьетнаме основное количество рыбы и других гидробионтов, вылавливаемых во внутренних водоёмах, добывается в бассейне дельты р. Меконг [17]. Промысел здесь имеет сезонную специфику. В дождливый сезон при паводках, максимум которых приходится на июль — октябрь, уловы увеличиваются; их основу составляют пресноводные рыбы, массово мигрирующие из расположенных выше по течению участков р. Меконг. В сухой сезон в меженный период с января по май уловы падают; в них преобладают солоноватоводные и заходящие в эстуарную зону морские рыбы [10].

Следует отметить, что достоверные данные о реальном объёме вылова в дельте р. Меконг в настоящее время отсутствуют. По устным сообщениям вьетнамских рыбаков, в последние 10–15 лет уловы в дельте неуклонно снижаются. Если в 2001 г. во влажный сезон один рыбак в среднем вылавливал 60 кг рыбы и креветок, а в сухой — 35 кг, то в настоящее время уловы составляют около 30 и 15 кг соответственно, причём снижение уловов на усилии наблюдается в пределах большей части бассейна р. Меконг [5]. Тотальное снижение уловов связывают с интенсивным строительством гидроэлектростанций: русло реки перекрывают дамбами и плотинами, которые препятствуют нерестовым и нагульным миграциям рыб и коренным образом меняют структуру биотопов и динамику паводков. Негативное влияние оказывают также мало регулируемый промысел, браконьерство, загрязнение, разработка подводных месторождений песка, аквакультура, сельское хозяйство, интенсивное судоходство и ряд других антропогенных факторов [3, 5, 10, 15].

Сохранение рыболовства и рациональное использование биологических ресурсов р. Меконг — ключевой момент устойчивого развития экономики Вьетнама и других континентальных стран Юго-Восточной Азии. В 1957 г. была создана международная организация Mekong River Commission For Sustainable Development (MRC, Комиссия по реке Меконг), объединяющая Вьетнам, Камбоджу, Таиланд и Лаос. «Партнёрами по диалогу» являются Китай и Мьянма. Среди наиболее важных направлений деятельности MRC — защита и улучшение рыболовства путём реализации комплексных программ по управлению им, а также изучение экологического состояния реки и просветительская деятельность [8]. За последние два десятилетия для решения поставленных задач реализовано значительное количество международных партнёрских программ. Несмотря на деятельность MRC, большинство известных экспертов констатируют слабую изученность особенностей биологии, экологии и популяционных характеристик даже массовых промысловых видов. Практически отсутствует и реальная оценка состояния их запасов, что чрезвычайно осложняет разработку мероприятий по рациональному использованию и сохранению природных биологических ресурсов [3].

Данные по структурным показателям сообществ рыб и других гидробионтов в дельте р. Меконг в пределах Вьетнама до настоящего времени отсутствовали. Важность получения количественных оценок численности и биомассы биоты, а также особенностей её пространственно-временного распределения в рассматриваемом регионе как основы для разработки подходов к рациональному управлению биологическими ресурсами р. Меконг трудно переоценить, но решение данных задач осуществимо лишь при организации комплексных мониторинговых ихтиологических, гидробиологических и гидроэкологических исследований в масштабах всего бассейна реки. Кроме того, для оценки состояния среды обитания могут быть применены сведения о количественных показателях гидробионтов донно-придонных сообществ, которые, в силу специфики своей экологии, широко используются как биоиндикаторы.

В связи с вышеизложенным целью данной работы было изучение особенностей распределения, удельной численности и биомассы донно-придонных рыб и десятиногих ракообразных в дельте р. Меконг в меженный период.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал собран в период с 05.04.2018 по 12.06.2018 в нижней части дельты р. Меконг в шести основных (Тиеу, Дай, Балай, Хамлуонг, Кочьен, Кунг-Хау) и некоторых второстепенных протоках, на которые разделяется р. Тиен при впадении в Восточное море, а также в прибрежной зоне, прилегающей к устью дельты (рис. 1, табл. 1). Расстояние от самой верхней по течению реки станции (ст. 1), расположенной в районе г. Виньлонг, до выхода в море составило около 110 км. Работы выполнены в течение сухого и в начале дождливого сезонов, до наступления паводка, то есть в меженный период. Рыб и десятиногих ракообразных облавливали с арендуемой рыболовной лодки одним орудием лова — промысловым бимтралом, оснащённого металлической рамой шириной 4 м и высотой 0,4 м; размер (шаг) ячеи сетного полотна — 10 мм. Выбор трала с фиксированной конструкцией, тактики лова и обработки материала обусловлен, с одной стороны, необходимостью получения репрезентативной и сопоставимой информации о численности и биомассе гидробионтов донно-придонных сообществ, а с другой — широким использованием местными рыбаками аналогичных бимтралов для промысла в дельте р. Меконг.

Траления осуществляли в донном варианте; их продолжительность в основном составляла от 15 до 20 минут, дистанция — от 206 до 5250 м (в среднем — около 1350 м), глубина — от 3 до 18 м (см. табл. 1). Координаты начала и окончания траления определяли с помощью GPS-навигатора. Всего провели 102 траления общей протяжённостью более 176 км. В протоках низовьев дельты р. Меконг и в прибрежной морской зоне предварительно наметили для получения материала 36 участков (станций), на которых в зависимости от ситуации выполнили от 1 до 6 (чаще 2–3) тралений (см. рис. 1, табл. 1). Кроме того, осуществили измерение температуры поверхности воды и солёности поверхностного и придонного слоёв.

Таблица 1. Данные траловых ловов, выполненных в низовьях дельты р. Меконг в апреле — июне 2018 г.

Table 1. Data on trawling in the lower reaches of the Mekong Delta in April – June 2018

№ трала п/п	Дата	Координаты начала траления, °		Координаты окончания траления, °		№ станции	Дистанция траления, м
		Широта, N	Долгота, E	Широта, N	Долгота, E		
1	06.04.18	10.2591	105.9627	10.2653	105.9544	1	1142
2	06.04.18	10.2780	105.9241	10.2599	105.9607	1	4567
3	06.04.18	10.2799	105.9175	10.2600	105.9601	1	5250
4	19.04.18	10.2843	105.9240	10.2973	105.9404	2	2294
5	19.04.18	10.3026	105.9435	10.3250	105.9688	2	3727
6	19.04.18	10.3298	105.9736	10.3293	105.9925	2	2187
7	18.04.18	10.3197	106.0101	10.3081	106.0245	3	2026
8	18.04.18	10.3088	106.0251	10.3199	106.0142	3	1694
9	18.04.18	10.3242	106.0014	10.3113	106.0175	3	2260
10	18.04.18	10.3174	106.0201	10.3033	106.0372	3	2441
11	19.04.18	10.3219	106.0163	10.3232	106.0079	3	928
12	19.04.18	10.3227	106.0139	10.3243	106.0244	3	1191
13	11.05.18	10.2793	106.0985	10.2762	106.0870	4	1322
14	11.05.18	10.2772	106.0789	10.2852	106.0593	4	2319
15	11.05.18	10.2648	106.1654	10.2748	106.1515	5	1881
16	11.05.18	10.2783	106.1464	10.2812	106.1250	5	2366
17	17.04.18	10.3314	106.2969	10.3303	106.2933	6	415
18	17.04.18	10.3300	106.2939	10.3369	106.3137	6	2295
19	17.04.18	10.3380	106.3183	10.3401	106.3255	6	820
20	17.04.18	10.3269	106.2935	10.3213	106.3115	7	2365

Продолжение на следующей странице...

№ трала п/п	Дата	Координаты начала траления, °		Координаты окончания траления, °		№ станции	Дистанция траления, м
		Широта, N	Долгота, E	Широта, N	Долгота, E		
21	17.04.18	10.3188	106.2937	10.3185	106.3066	7	1421
22	21.04.18	10.3100	106.4916	10.3079	106.5072	8	1725
23	21.04.18	10.3069	106.5105	10.2942	106.5476	8	4395
24	21.04.18	10.2897	106.5696	10.2887	106.5989	9	3212
25	23.04.18	10.2764	106.6499	10.2808	106.6381	9	1391
26	23.04.18	10.2821	106.6342	10.2872	106.6125	9	2468
27	23.04.18	10.2883	106.6044	10.2876	106.5900	9	1577
28	23.04.18	10.2876	106.5857	10.2900	106.5634	9	2456
29	22.04.18	10.2791	106.6588	10.2839	106.6642	10	798
30	22.04.18	10.2876	106.6684	10.2944	106.6783	10	1358
31	22.04.18	10.2926	106.6846	10.2825	106.6972	10	1781
32	24.04.18	10.2822	106.6949	10.2939	106.6869	10	1553
33	24.04.18	10.2871	106.6655	10.2790	106.6583	10	1198
34	22.04.18	10.2761	106.7210	10.2758	106.7228	11	206
35	24.04.18	10.2706	106.7421	10.2732	106.7326	11	1075
36	24.04.18	10.2738	106.7277	10.2768	106.7099	11	1980
37	25.05.18	10.2390	106.6249	10.2428	106.6102	12	1665
38	25.05.18	10.2603	106.5501	10.2636	106.5346	12	1736
39	25.05.18	10.2888	106.4645	10.2968	106.4536	12	1494
40	24.05.18	10.1947	106.7235	10.1980	106.7160	13	899
41	25.05.18	10.2088	106.7006	10.2161	106.6876	13	1641
42	24.05.18	10.1700	106.7789	10.1754	106.7700	14	1161
43	24.05.18	10.1806	106.7572	10.1844	106.7483	14	1055
44	24.05.18	10.1216	106.8072	10.1344	106.8088	15	1419
45	21.05.18	10.178 16	106.6094	10.1795	106.5974	16	1328
46	21.05.18	10.180 06	106.5935	10.1834	106.5814	16	1382
47	21.05.18	10.1474	106.6326	10.1571	106.6224	17	1647
48	21.05.18	10.1603	106.6207	10.1687	106.6181	17	979
49	23.05.18	10.1362	106.6500	10.1315	106.6556	18	800
50	23.05.18	10.0930	106.6806	10.0857	106.6853	18	948
51	23.05.18	10.0564	106.6919	10.0467	106.6842	19	1377
52	23.05.18	10.0331	106.6919	10.0249	106.6979	19	1114
53	12.05.18	10.2520	106.1764	10.2433	106.1920	20	1984
54	12.05.18	10.2423	106.1938	10.2386	106.2139	20	2217
55	12.05.18	10.2395	106.2178	10.2482	106.2415	20	2768
56	12.05.18	10.2479	106.2437	10.2500	106.2538	20	1130
57	10.05.18	10.2205	106.3524	10.2243	106.3565	21	612
58	10.05.18	10.2294	106.3631	10.2331	106.3716	21	1021
59	10.05.18	10.2340	106.3815	10.2342	106.3936	21	1326
60	10.05.18	10.2319	106.4073	10.2291	106.4169	21	1266
61	15.05.18	10.1719	106.3652	10.1530	106.3718	22	2219
62	15.05.18	10.1357	106.3799	10.1257	106.3869	22	1337
63	15.05.18	10.1243	106.3905	10.1127	106.3968	22	1446
64	14.05.18	10.1051	106.4043	10.0953	106.4127	23	1412
65	14.05.18	10.0939	106.4131	10.0856	106.4195	23	1159
66	14.05.18	10.0599	106.4448	10.0697	106.4361	23	1447
67	14.05.18	10.0781	106.4287	10.0881	106.4171	23	1672
68	15.05.18	10.1063	106.4037	10.0941	106.4156	23	1875

Продолжение на следующей странице...

№ трала п/п	Дата	Координаты начала траления, °		Координаты окончания траления, °		№ станции	Дистанция траления, м
		Широта, N	Долгота, E	Широта, N	Долгота, E		
69	19.05.18	10.0711	106.4329	10.0582	106.4452	23	1965
70	19.05.18	10.0458	106.4574	10.0325	106.4688	24	1932
71	19.05.18	10.0203	106.4791	10.0088	106.4965	24	2299
72	19.05.18	9.9999	106.5156	9.9969	106.5241	24	991
73	17.05.18	9.9866	106.5665	9.9772	106.5763	25	1499
74	17.05.18	9.9731	106.5826	9.9667	106.5913	25	1187
75	17.05.18	9.9627	106.5978	9.9553	106.6139	25	1950
76	17.05.18	9.9406	106.6556	9.9501	106.6352	26	2535
77	18.05.18	9.9297	106.6628	9.9176	106.6693	26	1541
78	18.05.18	9.8929	106.6856	9.8755	106.6881	27	2025
79	18.05.18	9.8642	106.6819	9.8452	106.6719	27	2378
80	18.05.18	9.8166	106.6478	9.8258	106.6568	28	1420
81	08.04.18	10.1677	106.1764	10.1804	106.1721	29	1465
82	08.04.18	10.1812	106.1711	10.1906	106.1604	29	1564
83	08.04.18	10.1800	106.1731	10.1699	106.1775	29	1218
84	08.04.18	10.1706	106.1765	10.1807	106.1721	29	1232
85	08.04.18	10.1806	106.1727	10.1924	106.1599	29	1945
86	05.06.18	10.0435	106.2865	10.0507	106.2793	30	1125
87	05.06.18	10.0634	106.2597	10.0593	106.2688	30	1098
88	05.06.18	10.0577	106.2707	10.0504	106.2786	30	1194
89	05.06.18	10.0420	106.2866	10.0341	106.2926	30	1097
90	07.06.18	10.0301	106.2997	10.0400	106.2899	30	1528
91	07.06.18	9.9758	106.3574	9.9946	106.3402	31	2800
92	07.06.18	9.9974	106.3380	10.0101	106.3240	31	2081
93	07.06.18	10.0156	106.3222	10.0246	106.3114	31	1548
94	09.06.18	9.8283	106.5009	9.8406	106.4889	32	1887
95	09.06.18	9.8528	106.4799	9.8638	106.4688	32	1718
96	09.06.18	9.7944	106.5264	9.8101	106.5233	33	1764
97	09.06.18	9.7585	106.5445	9.7665	106.5340	34	1453
98	10.06.18	9.7531	106.5615	9.7589	106.5487	34	1537
99	10.06.18	9.7097	106.5861	9.7207	106.5814	35	1296
100	10.06.18	9.7226	106.5829	9.7496	106.5633	35	3677
101	10.06.18	9.6492	106.5825	9.6635	106.5869	36	1640
102	10.06.18	9.6652	106.5883	9.6819	106.5884	36	1825

Выполнение нескольких тралений на одной станции проводили для получения более корректных результатов. На взморье сбору материала обычно препятствовали ветреная погода и волнение моря, в связи с чем количество тралений ограничивалось 1–2. Отбор рыб и ракообразных в дельте был осложнён интенсивным судоходством, наличием вдоль берегов большого числа рыбоводных садков, стационарных орудий лова и плавных жаберных сетей, а главное — значительным объёмом на дне мусора (пластик, упаковочный материал, полиэтиленовые пакеты, прочие твёрдые бытовые отходы) и остатков растительного происхождения (ветки и фрагменты стволов деревьев, листва, кокосовые орехи). В среднем траловый улов достигал 30 кг, а иногда превышал 100 кг; после его тщательной переборки на борту лодки масса отобранной рыбы и ракообразных составляла в среднем 1,5 кг, а максимально — около 4 кг. Весь улов гидробионтов этикетировали и помещали в пенопластовые боксы со льдом для дальнейшей обработки в береговых условиях. Анализ уловов включал таксономическую идентификацию рыб до уровня семейства, подсчёт количества экземпляров рыб каждого семейства и определение их массы, подсчёт общего количества и массы десятиногих ракообразных.

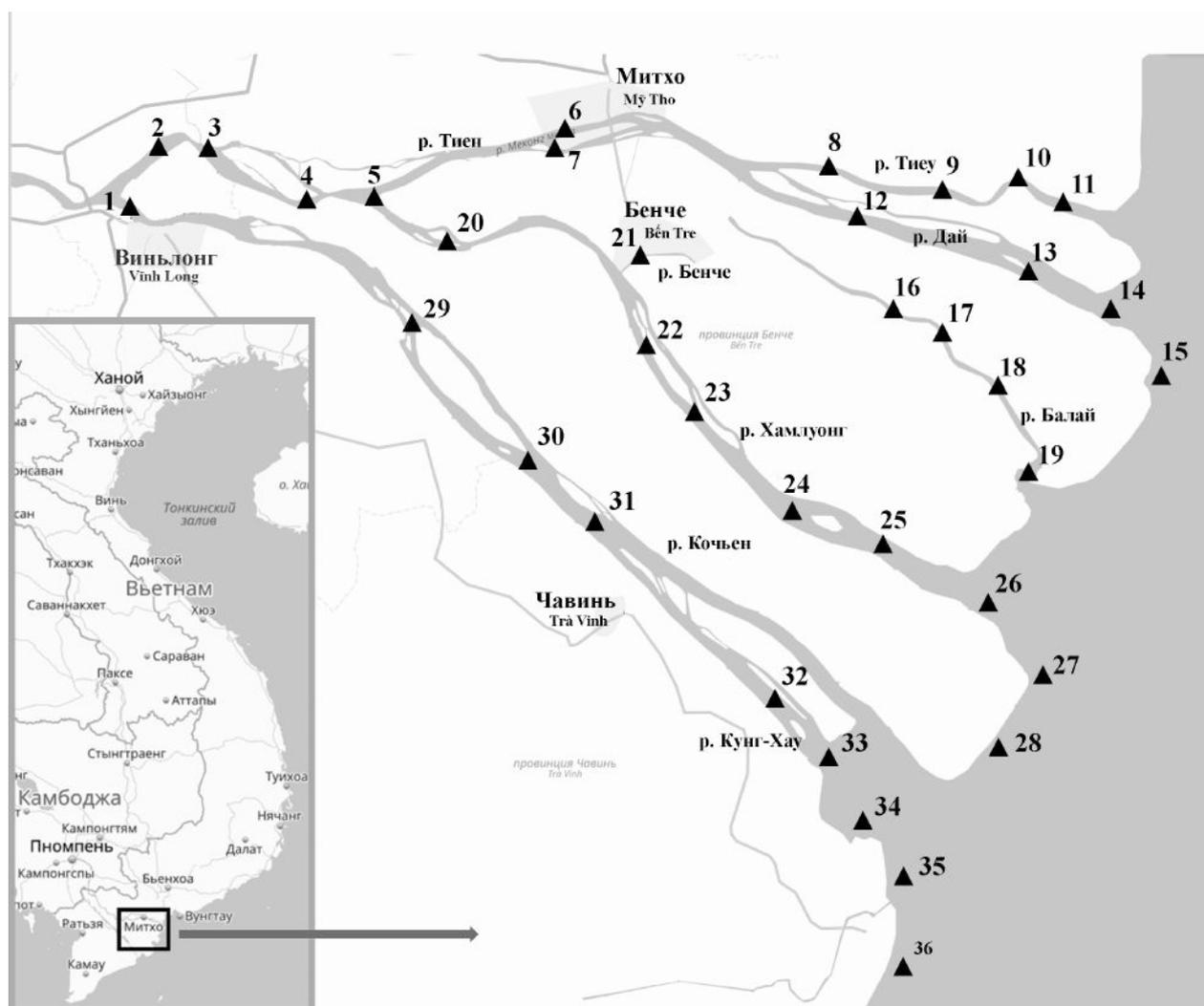


Рис. 1. Схема расположения станций в дельте р. Меконг

Fig. 1. Scheme of station locations in the Mekong Delta

На основании полученных данных проводили подсчёт удельной численности (N_s , экз. \cdot га $^{-1}$) и биомассы (W_s , г \cdot га $^{-1}$) по формулам:

$$N_s = (n/(L \times b)) \times 10\,000,$$

$$W_s = (w/(L \times b)) \times 10\,000,$$

где n — количество экземпляров гидробионтов в улове, экз.;

w — масса гидробионтов в улове, г;

L — дистанция траления, м;

b — ширина жёсткой рамы бимтрала, м;

10 000 — коэффициент пересчёта удельных количественных показателей на гектар.

Коэффициент уловистости бимтрала принимали равным единице из-за сложности его установления. В связи с этим полученные значения количественных показателей соответствуют минимальным.

Для каждой станции, в которой выполнено более одного траления, а также для всего района исследований определяли средние значения удельной численности (N_m) и биомассы (W_m).

Оценку относительного обилия проводили согласно работе [1].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Общий вылов рыбы и десятиногих ракообразных в низовьях дельты р. Меконг колебался в широких пределах от 173 до 4094 г, составляя в среднем 1496 г. В большинстве уловов преобладала рыба, масса которой изменялась от 151 до 3998 г (в среднем — 1197 г); остальная часть вылова приходилась преимущественно на креветок. Согласно полученным данным, удельная численность гидробионтов донно-придонного слоя в уловах колебалась в значительных пределах: рыб — от 23,4 до 1978,2 экз.·га⁻¹, десятиногих ракообразных — от 10,6 до 5091,5 экз.·га⁻¹. Биомасса составляла 219,1–22773,5 г·га⁻¹ и 31,4–9337,1 г·га⁻¹ соответственно (табл. 2). Вариации количественных показателей были весьма существенными даже в пределах одной станции.

Таблица 2. Удельная численность и биомасса рыб (N_{SF} , W_{SF}) и десятиногих ракообразных (N_{SD} , W_{SD}) в низовьях дельты р. Меконг в меженный период 2018 г.

Table 2. Specific abundance and biomass of fish (N_{SF} , W_{SF}) and decapods (N_{SD} , W_{SD}) in the lower reaches of the Mekong Delta in the low water period of 2018

№ ст.	N_{SF} , экз.·га ⁻¹	N_{SD} , экз.·га ⁻¹	W_{SF} , г·га ⁻¹	W_{SD} , г·га ⁻¹	№ ст.	N_{SF} , экз.·га ⁻¹	N_{SD} , экз.·га ⁻¹	W_{SF} , г·га ⁻¹	W_{SD} , г·га ⁻¹
1	1579,7	248,7	2677,6	153,7	19	45,4	735,3	438,0	1841,5
2	104,0	39,6	668,5	44,6	19	664,3	49,4	2252,3	110,4
2	785,8	95,9	1433,2	146,2	20	572,6	*	1950,7	*
2	564,7	96,0	2132,3	91,1	20	648,2	272,1	2233,5	327,2
3	467,0	99,3	1146,9	136,0	20	318,0	*	2422,8	*
3	317,1	72,8	1196,1	104,2	20	274,7	*	2565,1	*
3	506,6	66,4	1528,5	125,3	21	35,8	179,1	628,3	190,5
3	1148,2	249,4	2127,8	321,6	21	30,6	229,6	799,0	239,8
3	161,6	25,2	2165,2	36,8	21	96,8	187,6	1655,7	208,2
3	1268,9	366,4	3694,5	451,4	22	241,1	118,3	1588,1	227,6
4	440,9	*	1900,0	*	22	185,1	114,1	1915,4	197,6
4	608,9	*	2032,1	*	22	249,0	79,5	2005,1	249,7
5	333,9	*	1480,2	*	23	65,5	31,9	436,1	688,8
5	603,4	*	2915,8	*	23	123,0	254,5	741,7	998,8
6	64,3	25,1	620,6	73,9	23	128,0	92,0	1277,8	697,8
6	140,2	106,7	841,3	422,0	23	243,0	73,8	1770,5	662,6
6	620,5	228,9	1007,5	256,9	23	240,2	*	2059,0	*
7	184,7	10,6	1419,6	110,6	23	309,5	197,4	2176,9	343,9
7	1266,4	111,0	2213,5	196,2	24	53,3	199,0	219,1	556,3
8	101,3	48,4	926,6	120,1	24	121,6	179,9	652,4	554,2
8	229,0	66,7	3041,2	144,3	24	259,8	179,1	2151,4	1322,5
9	146,6	95,7	1781,1	189,9	25	69,5	170,6	810,9	1343,6
9	190,2	120,5	1796,3	746,0	25	83,4	178,5	1179,6	596,9
9	118,6	106,0	1983,0	696,1	25	119,2	103,9	1324,6	443,0
9	314,5	151,0	2365,2	327,8	26	71,4	228,8	439,3	681,4
9	168,2	*	2530,7	*	26	428,0	285,0	2591,6	686,9
10	108,6	121,5	2040,4	313,3	27	76,8	210,3	284,7	756,9
10	181,1	174,1	2474,8	436,2	27	145,7	1829,6	816,7	1900,1
10	153,5	128,5	2787,7	471,4	28	424,3	3591,6	1134,8	3729,6
10	219,1	208,7	4558,9	3488,2	29	518,8	242,3	612,0	155,3
10	349,3	445,9	4758,6	1617,6	29	1417,7	296,9	1701,1	266,9
11	134,9	162,8	1411,1	421,8	30	102,6	414,8	374,0	513,9
11	178,0	218,4	1915,5	511,8	30	168,9	268,9	654,1	274,8

Продолжение на следующей странице...

№ ст.	N_{SF} , экз.·га ⁻¹	N_{SD} , экз.·га ⁻¹	W_{SF} , г·га ⁻¹	W_{SD} , г·га ⁻¹	№ ст.	N_{SF} , экз.·га ⁻¹	N_{SD} , экз.·га ⁻¹	W_{SF} , г·га ⁻¹	W_{SD} , г·га ⁻¹
11	1978,2	3592,2	22 773,5	9337,1	30	217,8	184,3	694,6	253,8
12	23,4	20,1	253,1	35,9	30	118,4	177,6	1225,0	435,5
12	159,2	312,3	593,3	497,6	30	168,5	68,7	2007,3	86,9
12	802,1	53,3	3451,0	190,8	31	120,5	160,7	637,8	175,8
13	140,2	216,3	1209,7	1249,1	31	428,0	138,9	3786,5	153,4
13	136,3	703,6	2152,2	1182,0	31	322,0	100,9	4803,2	114,5
14	123,2	492,9	1312,3	1289,6	32	152,8	366,7	1100,0	209,0
14	144,3	579,2	1900,5	1267,3	32	152,8	165,6	3264,3	787,6
15	86,3	*	511,2	*	33	96,4	333,0	1101,2	2131,2
16	214,6	24,5	1862,7	77,4	34	239,1	1093,0	1947,9	1134,7
16	320,2	21,7	2109,9	38,2	34	173,8	105,0	1998,7	629,4
17	227,3	17,9	2080,4	31,4	35	254,6	*	1085,1	*
17	513,1	31,9	4488,8	82,8	35	141,3	*	1132,7	*
18	176,7	545,9	694,4	1423,8	36	663,0	*	894,8	*
18	1800,0	243,8	3168,0	441,5	36	202,7	5091,5	3433,8	5287,7

Примечание: * — данные отсутствуют

Note: * – no data

Среднее значение удельной численности рыб во всей исследованной акватории составило 333,3 экз.·га⁻¹. Минимальные показатели по результатам отдельных тралений отмечены в черте городов Митхо и Бенче — центров провинций (30,6–64,3 экз.·га⁻¹), в средней части р. Хамлуонг (53,3–65,5 экз.·га⁻¹), в устьях большинства протоков дельты, а также в прилегающей к ним акватории прибрежной морской зоны (8,2–45,4 экз.·га⁻¹) (табл. 2). Максимальные значения зарегистрированы в верхней части течения рек Тиен, Кочьен и Хамлуонг, где плотность рыб колебалась от 453,4 до 978,8 экз.·га⁻¹, в среднем составляя 656,2 экз.·га⁻¹, что вдвое превышало средние показатели в целом по дельте (рис. 2а). Кроме того, высокая плотность рыб (до 1800,0 экз.·га⁻¹) отмечена в р. Балай, преимущественно на участке ниже по течению перекрывающей её плотины, в основном за счёт молоди рыб представителей семейства ариевых сомов (Ariidae).

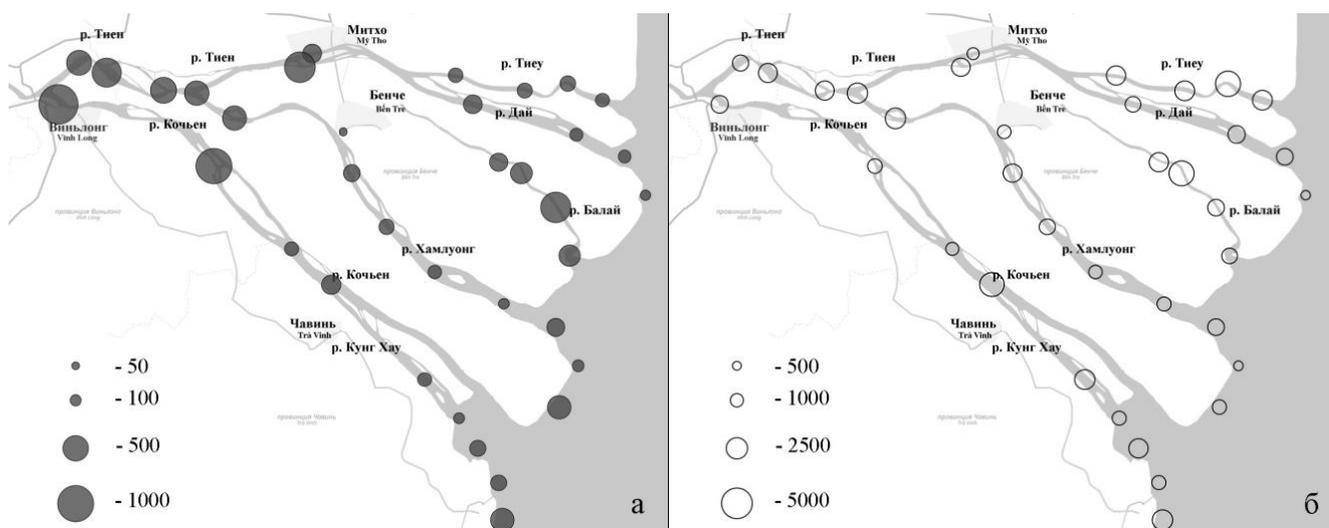


Рис. 2. Средние значения удельной численности, экз.·га⁻¹ (а), и удельной биомассы, г·га⁻¹ (б), рыб на станциях в дельте р. Меконг в апреле — июне 2018 г.

Fig. 2. The average values of the specific abundance, specimens·ha⁻¹ (а), and specific biomass, g·ha⁻¹ (б), of fish at the stations in the Mekong Delta in April – June 2018

Выраженные колебания удельной биомассы рыб в уловах отдельных тралений составляли от 219,1 до 22773,5 г·га⁻¹ (в среднем — 1969,9 г·га⁻¹). Наименьшие показатели зарегистрированы на станциях в р. Хамлуонг в её средней и устьевой частях (219,1–439,3 г·га⁻¹), в верхней части р. Дай (253,1 г·га⁻¹), в среднем течении р. Кочьен (373,9 г·га⁻¹) и в низовьях р. Балай (438,0 г·га⁻¹). Наибольшие значения удельной биомассы отмечены в нижней части р. Тиеу (4558,9–22773,5 г·га⁻¹), в среднем течении р. Кочьен (3786,5–4803,2 г·га⁻¹) и выше плотины на р. Балай (4468,8 г·га⁻¹), за счёт преобладания в уловах более крупных особей. Средние значения удельной биомассы между станциями различались не более чем в 6,5 раза (рис. 2б), что существенно меньше максимальных вариаций средней удельной численности рыб, достигающих 21,5 раза.

В целом по результатам уловов бимтрала в дельтовой системе р. Тиен в придонном сообществе рыб к доминирующему комплексу относились представители трёх семейств — пальцепёрые (*Polynemidae*), ариевые сомы (*Ariidae*) и анчоусовые (*Engraulidae*), относительная численность которых составляла 39,4, 20,4 и 13,4 % соответственно (рис. 3а). Субдоминантами являлись рыбы семейств акизовых сомов (*Akysidae*) и горбылёвых (*Sciaenidae*), доля которых по численности в уловах была на уровне 8,2 и 7,1 % соответственно. Представителей семейств циноглоссовых (*Cynoglossidae*), лиогнатых (*Leiognathidae*) и пангасиевых (*Pangasiidae*) можно считать обычными, так как их относительная численность в уловах в среднем составляла 3,5, 1,5 и 1,3 % соответственно. Доля представителей прочих 30 семейств в сумме достигала 5,2 %, поэтому они вошли в категорию малочисленных и редких.

В общих чертах аналогичное распределение семейств по значимости сохранялось и в отношении показателей их биомассы в уловах. В целом преобладали ариевые сомы (34,9 %) и пальцепёрые (28,5 %); значительно меньшую долю составляли анчоусовые, угрехвостые сомы (*Plotosidae*) и горбылёвые (9,2, 6,0 и 5,1 % соответственно) (рис. 3б). Доля ещё пяти семейств составляла от 1,3 до 3,3 %; доля каждого из остальных обнаруженных семейств не превышала 1 %.

Как указано выше, для низовьев дельты р. Меконг характерна значительная сезонная изменчивость видового разнообразия, экологической структуры и количественных показателей рыбного населения. По данным наших исследований, в придонном сообществе рыб в низовьях дельты р. Меконг как по численности, так и по биомассе выделялись семейства, в состав которых входили морские по своему происхождению либо первично пресноводные, но в основном обитающие в море (ариевые сомы) рыбы, адаптированные к обитанию в эстуарной миксогалинной зоне, а также эвригалинные прибрежные или шельфовые виды. Установлено, что с апреля по июнь в придонном слое воды с солёностью до 8–16‰ представители данной группы рыб проникали вверх по течению рукавов дельты на расстояние до 15–25 км, в зависимости от фазы прилива, ширины и глубины конкретной протоки. Одновременно представители семейства карповых (*Cyprinidae*) (одного из наиболее богатых по разнообразию, численности и биомассе в дельте р. Меконг), равно как и представители других семейств пресноводных рыб, за исключением акизовых сомов, не выделялись по этим показателям, что связано, вероятно, с их традиционными сезонными миграциями в сухой сезон вверх по течению р. Меконг [5, 10]. Более реальную оценку ситуации можно получить при проведении аналогичной съёмки в период паводка. Кроме того, большинство представителей семейства карповых обитают преимущественно на некотором удалении от дна и недостаточно эффективно облавливаются бимтралом.

Для десятиногих ракообразных минимальные значения удельной численности составляли 10,6, максимальные — 5091,5 (в среднем — 358,1) экз.·га⁻¹, что немного превышает показатели для рыб. При этом отмечено существенное повышение значений средней удельной численности в прибрежной морской зоне, прилегающей к приустьевым участкам рек Кочьен (1093,0–5091,5 экз.·га⁻¹) и Хамлуонг (1829,6–3591,6 экз.·га⁻¹) и к устью р. Тиеу (3592,2 экз.·га⁻¹), а также ниже плотины в р. Балай (545,9–735,3 экз.·га⁻¹) (табл. 2, рис. 4а).

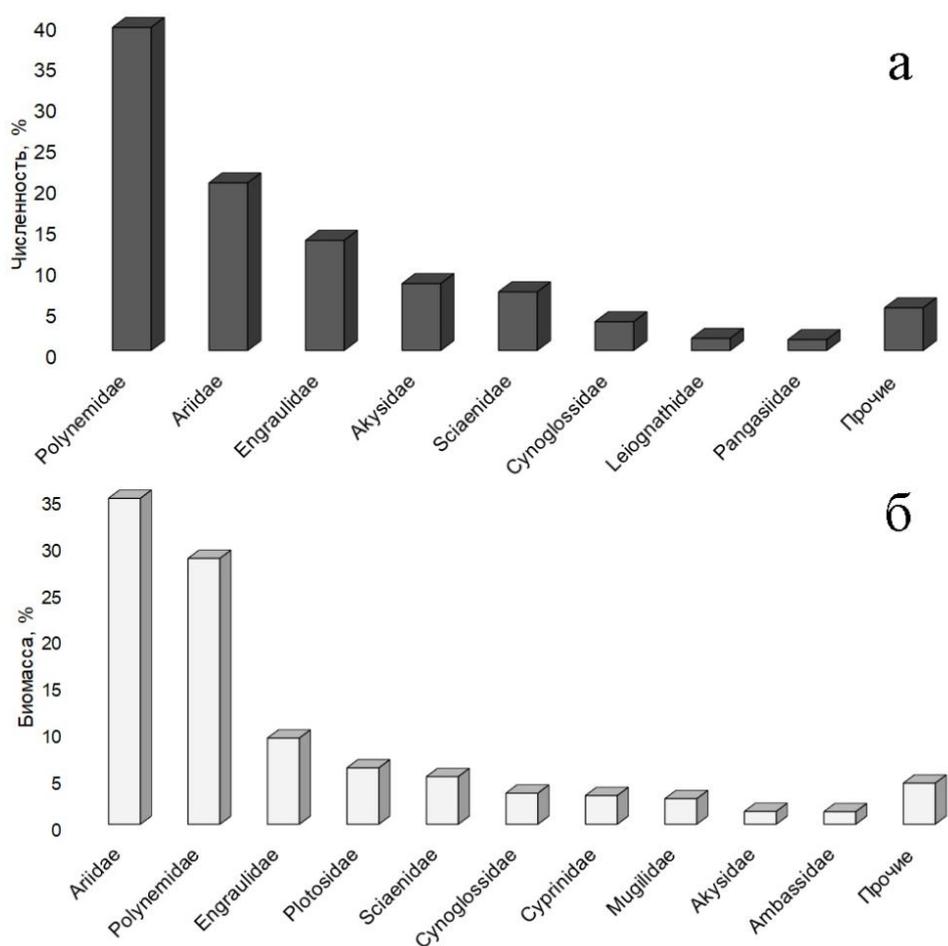


Рис. 3. Процентное соотношение представителей основных семейств рыб по численности (а) и биомассе (б) в уловах бимтрала в низовьях дельты р. Меконг в меженный период (апрель — июнь) 2018 г.

Fig. 3. Percentage of representatives of major fish families by abundance (а) and biomass (б) in catches of beam trawl in the lower reaches of the Mekong Delta during the low water period (April – June) 2018

Более значительными были колебания показателей удельной биомассы десятиногих ракообразных — от 31,4 до 9337,1 г·га⁻¹ (практически в 300 раз); при этом среднее значение почти в 2,7 раза меньше, чем для рыб, — 740,6 г·га⁻¹. Тренды пространственного распределения численности и биомассы для этой группы гидробионтов в целом весьма близки. Наиболее высокая плотность десятиногих ракообразных отмечена в устьевых частях проток и в прилегающей к ним прибрежной морской зоне (рис. 4б).

В целом для показателей обилия рыб и десятиногих ракообразных характерна значительная пространственная и временная неоднородность, обусловленная разнообразием гидрологических и гидрохимических условий и их быстрой сменой под влиянием приливно-отливных явлений.

Относительная равномерность распределения биомассы рыб при общем снижении удельной численности в направлении устьев рек обусловлена различиями в размерно-возрастном составе популяций многих видов рыб, в частности скоплением в верхней части рек исследованного участка дельты молоди одного из доминирующих видов — многопалого пальцепёра *Polynemus melanochir*, а также мелкого (стандартная длина — до 5 см) акизового сома *Pseudobagarius filifer* — одного из немногих видов рыб, которые не употребляются в пищу местным населением. Некоторое увеличение удельной биомассы рыб в низовьях рек зависело в основном от обилия относительно крупных видов из семейства ариевых сомов, численность которых значительно снижалась от устьев в направлении вверх по руслам рукавов дельты.

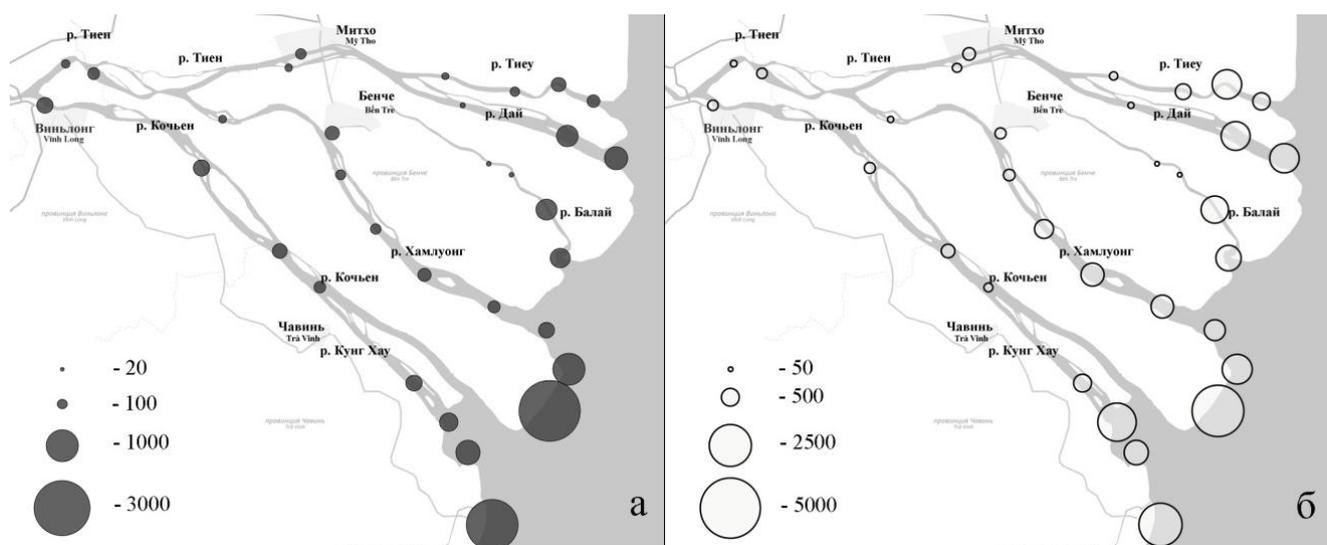


Рис. 4. Средние значения удельной численности, экз.·га⁻¹ (а), и удельной биомассы, г·га⁻¹ (б), десятиногих ракообразных на станциях в дельте р. Меконг в апреле — июне 2018 г

Fig. 4. The average values of the specific abundance, specimens·ha⁻¹ (а), and specific biomass, g·ha⁻¹ (б), of decapods at the stations in the Mekong Delta in April – June 2018

Резкое увеличение плотности десятиногих ракообразных в устьевых и приустьевых районах происходило за счёт появления в составе придонных сообществ крупных креветок подотряда *Dendrobrachiata* (пенейдные креветки) и представителей подотряда *Pleocyemata* (крабы, крабоиды, раки-отшельники и др.).

Отмечено, что глухая бетонная плотина, построенная на р. Балайна для предупреждения осолонения протоки, оказывает существенное влияние на её гидрорежим, а также на среду обитания и на структуру сообществ гидробионтов. Выше по течению от плотины вода была пресной и в уловах преобладали пальцепёрые, а ниже — солёность придонного слоя воды достигала 17‰ и доминировали ариевые сомы, при этом более высокие значения средней удельной численности рыб отмечены у нижнего бьефа плотины, а средней удельной биомассы — у верхнего. Вероятно, возведение плотины могло привести к снижению численности десятиногих ракообразных в средней части реки (выше плотины), вследствие невозможности морских форм *Decapoda* (преимущественно креветок из семейств *Penaeidae* и *Aristeidae*) мигрировать вверх по течению на нерест из-за непреодолимой преграды, а пресноводных креветок семейства *Palaemonidae* (в том числе гигантской пресноводной креветки *Macrobrachium rosenbergii*, имеющей коммерческую ценность) — проникать в эстуарную зону для нереста и развития личинок (это происходит исключительно в солоноватой воде с солёностью 10–20‰). Окончательно выяснить, каков механизм влияния этой плотины на экологическую ситуацию в протоке и в дельте в целом, предстоит в ходе дальнейших исследований.

Отметим довольно низкие средние значения количественных показателей рыб и десятиногих ракообразных донно-придонного сообщества дельты. Не исключено, что негативное влияние на питание и нагул и в целом на обитание этих гидробионтов в протоках дельты оказывают высокие концентрации твёрдых бытовых и промышленных отходов, масса которых в уловах достигала 90–95%. Осевший на дно мусор отрицательно воздействует на естественную структуру дна (в частности, препятствует газообмену на границе контактной зоны между водой и грунтом и вызывает дефицит кислорода). Более лёгкие пластиковые изделия (упаковочный материал, одноразовая посуда, полиэтиленовые пакеты и т. д.) могут некоторое время течениями перемещаться по дну, производя отпугивающий эффект. К сожалению, данные об обилии рыб до столь тотального загрязнения в исследованном районе отсутствуют. Прогнозирование экологических последствий влияния этого типа загрязнения на донные сообщества гидробионтов является отдельной темой для исследований.

Заключение. Впервые для дельты р. Меконг выполнена количественная оценка удельной численности и биомассы рыб и десятиногих ракообразных. Полученные данные могут быть использованы для организации мониторинговых ихтиологических и гидробиологических исследований состояния сообществ гидробионтов этого региона с целью оценки тенденций изменения их структурных характеристик, определения вызывающих их причин, и разработки эффективных мер по рациональному использованию и сохранению водных биологических ресурсов. Это имеет, несомненно, важное научное, экономическое и политическое значение не только для Вьетнама, но и для стран бассейна р. Меконг в целом.

Исследования выполнены в рамках государственного задания ФГБУН ИМБИ на 2018–2020 гг. по теме «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890074-2) и государственного задания Совместного российско-вьетнамского тропического научно-исследовательского и технологического центра на 2018 г. по теме проекта «Эколан Э-3.4» «Влияние климатических изменений и антропогенных факторов на экосистемы нижнего течения р. Меконг».

Благодарность. Авторы выражают глубокую благодарность генеральным содиректорам Российско-Вьетнамского тропического центра Кузнецову А. Н. и Нгуен Хонг Зы за финансовую поддержку проекта «Эколан Э-3.4» и экспедиционных работ, выполненных в его рамках; содиректорам Южного отделения Тропического центра (ЮО ТЦ) Трунову В. Л. и Нгуен Ван Хуэ и начальнику отдела планирования и науки Чьенг Тхи Минь Тху — за организацию научных и экспедиционных работ; водителю ЮО ТЦ Данг Минь Ня и рыбаку Ле Ван Линь — за большую помощь в сборе материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Терещенко В. Г., Надиров С. Н. Формирование структуры рыбного населения предгорного водохранилища // *Вопросы ихтиологии*. 1996. Т. 36, № 2. С. 169–178. [Tereshchenko V. G., Nadirov S. N. Formirovanie struktury rybnogo naseleniya predgornogo vodohranilishcha. *Voprosy ikhtiologii*, 1996, vol. 36, no. 2, pp. 169–178. (in Russ.)].
2. Baran E. *Mekong fisheries and mainstream dams. Fisheries sections of the Strategic Environmental Assessment of hydropower on the Mekong mainstream, prepared for Mekong River Commission International by ICEM – International Centre for Environmental Management*. Hanoi, Viet Nam, 2010, 145 p. URL: http://pubs.iclarm.net/resource_centre/WF_2736.pdf (accessed 14.08.2018).
3. Baran E., Chum N., Fukushima M., Hand T., Hortle K. G., Jutagate T., Kang B. Fish biodiversity research in the Mekong basin. In: Nakano S.-I., Yahara T., Nakashizuka T. (Eds). *The biodiversity observation network in the Asia-Pacific region: Toward further development of monitoring*. Tokyo ; Heidelberg ; New York ; Dordrecht ; London: Springer Japan, 2012, pt. II, pp. 149–164. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-54032-8>.
4. Hortle K. G. Fishes of the Mekong – how many species are there? *Catch and Culture*, 2009, vol. 15, no. 2, pp. 4–12.
5. Hortle K. G., Khounsavanh O., Chanthasone P., Phommachanh P., Singhanouvong D., Viravong S. *Larval and juvenile fish in the Mekong River in Northern Lao PDR*. Phnom Penh, Cambodia: Mekong River Commission, 2015, 87 p. (MRC Technical Paper; no. 46).
6. *List of freshwater fishes reported from Viet Nam: FishBase*. URL: http://www.fishbase.org/Country/CountryChecklist.php?resultPage=1&c_code=704&vhabitat=fresh (accessed 14.08.2018).
7. *Mekong countries' top catch*. URL: <http://www.mrcmekong.org/topics/fisheries/> (accessed 14.08.2018).
8. *Mekong River Commission For Sustainable Development*. URL: <http://www.mrcmekong.org/> (accessed 14.08.2018).
9. *Water, Land and Ecosystems – Mekong River Basin*. URL: <https://wle-mekong.cgiar.org/mekong-river-facts/> (accessed 14.08.2018).
10. Poulsen A. F., Hortle K. G., Valbo-Jorgensen J., Chan S., Chhuon C. K., Viravong S., Bouakhamvongsa K., Suntornratana U., Yoorong N.,

- Nguyen T. T., Tran B. Q. *Distribution and ecology of some important riverine fish species of the Mekong River basin* / K. G. Hortle, S. J. Booth, T. A. M. Visser (Eds). Vientiane, Lao PDR: Mekong River Commission, 2004, 115 p.
11. *State of the Basin Report 2010* / Mekong River Commission. Bangkok: O. S. Printing House, 2010, 232 p. URL: <http://www.mrcmekong.org/assets/Publications/basin-reports/MRC-SOB-report-2010full-report.pdf> (accessed 14.08.2018).
 12. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all*. Rome: FAO, 200 p. URL: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf> (accessed 14.08.2018).
 13. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 – Meeting the sustainable development goals*. Rome: FAO, 210 p. URL: <http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf> (accessed 14.08.2018).
 14. Tran D. D., Shibukawa K., Nguyen P. T., Ha H. P., Tran L. X., Mai H. V., Utsugi K. *Fishes of the Mekong Delta, Vietnam*. Can Tho: Can Tho University Publishing House, 2013, 174 p.
 15. Valbo-Jorgensen J., Coates D., Hortle K. Fish diversity in the Mekong River Basin. In: *The Mekong bio-physical environment of an international river basin* / I. C. Campbell (Ed). Elsevier, Amsterdam: Academic Press, 2009, pp. 161–196.
 16. Vidthayanon C. *Field guide to fishes of the Mekong Delta*. Vientiane, Lao PDR: Mekong River Commission, 2008, 288 p.
 17. Viet Nam National Mekong Committee. URL: <http://vnmc.gov.vn/news/18.aspx> (accessed 14.08.2018).

CHARACTERISTICS OF QUANTITATIVE DISTRIBUTION OF FISH AND DECAPOD CRUSTACEANS IN THE MEKONG DELTA DURING THE LOW-WATER SEASON OF 2018

A. R. Boltachev¹, E. P. Karpova¹, S. V. Statkevich¹, Nguyen Van Think², Trinh Thi Lan Chi²

¹Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

²Southern Branch of the Russian-Vietnamese Tropical Center, Ho Chi Minh City, Vietnam

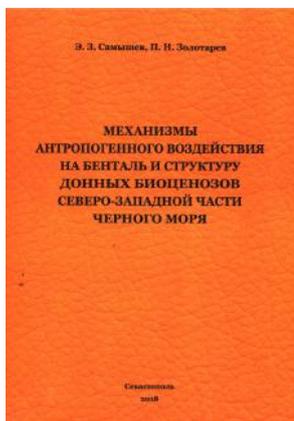
E-mail: a_boltachev@mail.ru

The characteristics of the quantitative distribution of fish and decapod crustaceans of benthic and demersal communities were first studied in the six main channels of the Tien River in the lower part of the Mekong Delta, and the coastal zone adjacent to estuaries. The material was collected during the low water season from April to June 2018 using standard commercial beam trawl. The region from the estuary zone upstream to a distance of 110 km has been studied. The coordinates of the beginning and the end of the trawling were determined using a GPS navigator. The average weight of the catch was about 30 kg, the maximum was 100 kg and more. The average catch of fish and crustaceans was about 1.5 kg, the maximum was 4 kg; the anthropogenic wastes and remnants of vegetation made up the rest of the catch. The average specific amount and biomass values which were collected at 36 stations based on 102 trawling results were computed for a comparative analysis of the spatial variability of fish and decapods abundance. The presence of wide limits of variations in quantitative indicators was established. Specific number of fish varied from 23.4 to 1978.2 (average 333.3) specimens·ha⁻¹, decapod crustaceans – from 10.6 to 5091.5 (358.1) specimens·ha⁻¹, the biomass of these groups was 219.1–22773.5 (average 1969.9) g·ha⁻¹ and 31.4–9337.1 (average 740.6) g·ha⁻¹, respectively. The main regularities of the spatial distribution of the density of hydrobionts have been identified. The increase in the average specific abundance of fish in the upper part of the investigated watercourses to 656.2 specimens·ha⁻¹ was noted, its value is twice higher than that of the whole areas along the delta, whereas the distribution of the average specific biomass was fairly uniform. These patterns were associated with the presence of juveniles of commercial species and small-sized fish species in the upper reaches of rivers. The trends in the spatial distribution of abundance and biomass of decapods were very close. The highest values were observed at the mouths of rivers and the estuary zone of the delta, as the shrimps of the suborder Dendrobrachiata and the crabs of the suborder Pleocyemata appeared in the communities. Among the fish, the representatives of the marine-originated families which belong to Polynemidae, Ariidae, and Engraulidae were dominant. Their share in catches was 39.4, 20.4 and 13.4 % in abundance and 28.5, 34.9 and 9.2 % in biomass, respectively. Euryhaline estuarine and coastal (shelf) species prevailed. Sea shrimps of the families Penaeidae, Aristeidae and freshwater prawn from the family Palaemonidae prevailed among the decapods. Representatives of the Cyprinidae family (the richest in terms of diversity, abundance and biomass in the Mekong Delta)

and a number of other freshwater fish, with the exception of Akysidae, were insignificant in abundance, probably due to their migrations in dry season from upstream sections of the river. The influence of some anthropogenic factors on the quantitative indicators of benthic and demersal communities was analyzed. Large amounts of solid domestic and industrial waste, especially from towns, could be one reason for the relatively low average values of density of fish and decapods. This could have a negative impact on feeding and on the life cycles of these hydrobionts in general. Anomalies in the distribution of water salinity and the specific density of fish and crustaceans in the region of the dam on the river Balay were discovered. Upstream from the dam, the water was fresh, whereas, in downstream part, the salinity of the bottom water layer could reach 17‰. The average specific abundance of fish was higher in the lower reaches of the dam, and the average specific biomass was higher in the upper dam. The low average specific abundance and biomass of decapod crustaceans were noted there, possibly due to the cessation of spawning migrations of both marine and freshwater shrimps. The obtained results can be used as the basis for subsequent monitoring studies of the structural changes in the bottom communities of fish and decapod crustaceans of the Mekong Delta.

Keywords: fish, decapod crustaceans, specific abundance, specific biomass, beam trawl, estuary, Mekong Delta

Самышев Э.З., Золотарев П.Н. Механизмы антропогенного воздействия на бенталь и структуру донных биоценозов северо-западной части Черного моря / Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского РАН. – Севастополь : ООО «Колорит», 2018 – 208 с. <https://doi.org/10/21072/978-5-6042012-2-0>.



В книге на основании многолетних комплексных исследований выявлены существенные негативные изменения в структуре бентоса северо-западной части Чёрного моря: деградация популяций доминирующих видов из трёх основных биоценозов региона — мидии, фазеолины и филлофоры, а также ряда доминирующих форм второго порядка; возникновение на освобождённых территориях того или иного биоценоза временных сообществ с доминированием в них ранее второстепенных форм. Эти изменения обусловлены тремя основными антропогенными факторами — гипоксией, эвтрофикацией и донным промыслом. В связи с различной выраженностью того или иного фактора степень их негативного воздействия в разных районах региона различна. На основании результатов данной работы был введён запрет донного промысла в Чёрном море в качестве экстренной меры по предотвращению дальнейшей трансформации экосистемы бентали. Последующий мониторинг позволит оценить эффективность этой меры.

Книга предназначена для гидробиологов, экологов, океанологов, преподавателей и студентов вузов соответствующих специальностей.

Samyshev E.Z., Zolotarev P.N. Pattern of anthropogenic impact on benthos and structure of bottom biocenoses in the north-west part of the Black Sea / Kovalevsky Institute of Marine Biological Research, RAS. – Sevastopol : ООО “Kolorit” 2018. – 208 p. <https://doi.org/10/21072/978-5-6042012-2-0>.

In the book on basis of long-term complex investigations the substantial negative changes in the structure of benthos of north-western part of the Black Sea has been exposed: degradation of populations of dominant species from three major biocenosis in the region – mussel, phaseoline and phyllophore, and also row of dominant forms of the second order; appearance on vacant territories of one or another biocenosis of some temporal associations with prevailing of previously secondary rate forms in it. These changes are conditioned by three basic anthropogenous factors – hypoxia, eutrophication and bottom fishing. Due to different expressed of factor, the degree of their negative influence varies from area to area of the region. On the basis of this investigation a prohibition of the bottom fishing in the Black Sea was implemented as an urgent measure on prevention of further transformation of the bottom ecosystem. The consequent monitoring will help to estimate an efficiency of this measure. The book is addressed to hydrobiologists, ecologists, oceanologists, teachers and students.



UDC 594.1(262.5)

TAXONOMIC STATUS
OF *FLEXOPECTEN GLABER PONTICUS* (BUCQUOY, DAUTZENBERG & DOLLFUS, 1889)
—
THE BLACK SEA *FLEXOPECTEN GLABER* (LINNAEUS, 1758) (BIVALVIA: PECTINIDAE)

© 2018 **I. P. Bondarev**

Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: igor.p.bondarev@gmail.com

Received by the Editor 30.03.2018; after revision 26.08.2018;
accepted for publication 18.12.2018; published online 28.12.2018.

The name *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) is generally used for the only Pectinidae representative inhabiting the Black Sea. It is registered in the Red Book of the Republic of Crimea as endemic subspecies reducing in amount. *F. glaber ponticus* is listed in WoRMS MolluscaBase as the only accepted subspecies of *Flexopecten glaber* (Linnaeus, 1758). In the past its taxonomic status has been changed from a geographic variety to valid species. The purpose of this study is to establish its correct taxonomic status. The study is based on a comparative analysis of conchological features of *Flexopecten glaber* and *F. glaber ponticus* in relation with the brief natural history of population in the Black Sea. Sampling was performed by snorkel equipment in Kazach'ya Bay (Black Sea, Crimea, Sevastopol) at 2–6 m depths. A total of 100 scallop specimens were sampled in September 2017. To assure a better understanding in a broader context those results are compared with the previously published morphological data based on the analysis of a large amount of material from the Black Sea and the Mediterranean Sea – Marmara Sea regions. Comparative analysis of conchological features of *F. glaber ponticus* from the Black Sea with *F. glaber* from the Mediterranean region has not revealed any distinct differences between them. Thus, there are no evidenced data for the diagnosis of *F. glaber ponticus* as a subspecies. Species *F. glaber* appeared in the Black Sea not earlier than 7,000 years ago and formed a well developed population less than 3,000 years ago. We have to conclude that the specified divergence period is not long enough to form a subspecies. As a result of the present survey the subspecific status of *F. glaber ponticus* is not retained and the name is placed in synonymy of the parent species *Flexopecten glaber*.

Keywords: morphology, life history, taxon, synonymy, population, Pectinidae

The “Smooth Scallop” *Flexopecten glaber* (Linnaeus, 1758) is an edible bivalve which is widely distributed in the Mediterranean Sea. It inhabits muddy and sandy bottom substrates with shell debris between 5 and 900 m depth, occasionally even down to 1600 m [10]. Widely different environmental conditions create a basis for a high intraspecific variability inherent for *F. glaber*. Its variability reflected in the extensive synonymy of 20 names listed by WoRMS [7].

The species is also present in the Black Sea up 2 to 40 m depth [9], mostly being limited by 30 m isobaths [14]. Certain geographic isolation and some contemplated morphological features allowed to describe *Pecten glaber* var. *pontica* Bucquoy, Dautzenberg et Dollfus, 1889 for the Black Sea Smooth Scallop [5]. In the first Russian monograph on mollusks of the Black Sea and the Sea of Azov [8] this variety became elevated to a species status *Pecten ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg et Dollfus, 1889). At the same time K. O. Milachewitch noted that many researchers consider the Black Sea specimens as completely identical

to the parent taxon [8]. Meanwhile, the species status have been supported for a long time and modified to *Flexopecten ponticus* (B., D. et D., 1889) [14]. However, taking into consideration the fact that morphological differences between the Black Sea and Mediterranean specimens are not very distinct and the time of geographical separation is not long enough for new species formation, L. A. Nevesskaya adopted the subspecies status as *Chlamys (Flexopecten) glabra pontica* (B., D. et D., 1889) [9]. *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) is now listed in WoRMS as the only accepted subspecies of *Flexopecten glaber* [7].

The Black Sea fauna is a derivative from the Mediterranean – Atlantic one, however in terms of taxonomic composition, it is depleted. In particular, Bivalves amount make up to 30 % approximately of the diversity of Mediterranean one and represented mostly by euryhaline species introduced in the Holocene salinity increasing process. *F. glaber* have appeared in the Black Sea Holocene sediments in the Kalamitian period. In fact, their greatest development has been dated since the Dzhemetin stage when the salinity reached the recent level [9].

At the beginning of the XX century the Smooth Scallop as a mass species was an object of fishing and it was exposed on the market as well as oysters [15]. In the middle of the XX century *F. glaber* was a leading species for the *Chlamys – Ostrea* biocenosis, along with the typical form for a number of the bivalve mollusks biocenosis at the Black Sea [9].

Obviously, that recent significant depopulation of the Smooth Scallop was connected with the complex of factors that led to the disappearance of oysters in the Black Sea, and the regional ecological crisis of the 1990s influenced also. It is assumed the local smooth scallops, as well as some other coenosis-forming species of the Black Sea's bivalve mollusks, pass through the population waves that are the consequence of oceanological oscillations caused by planetary processes [2, 3, 4]. In this context *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) is now registered in the Red Book of the Republic of Crimea as endemic subspecies reducing in amount [12].

The aim of our work is to determine the correct taxonomical status of the Smooth Scallop, the only reliably evidenced Pectinid living in the Black Sea, on the basis of conchological features and the life history of the regional allopatric population. Revision of the current taxonomic status of *Flexopecten glaber ponticus* subspecies was based both on the own materials and published data.

MATERIAL AND METHODS

Sampling of *F. glaber* has been performed by the author in snorkel equipment in the Kazach'ya Bay (Black Sea, Crimea, Sevastopol vicinity) at depths between 2 and 6 m. In the studied area *F. glaber* inhabits the sandy with shell debris bottom covered with *Zostera* beds with *Chamelea – Polititapes* biocenosis. A total of 100 *F. glaber* specimens were conchologically analyzed in September 2017. Among them 70 scallop specimens were returned to the biotope after the measurements, the rest ones were cleaned and photographed. The quantity of *F. glaber* was limited due to its status (“reducing in amount”) in the Red Book of the Republic of Crimea [12].

To control the author's own results and to scope them in a broader context, those data were compared with the previously published morphological features based on the analysis of a large amount of material from the Black Sea (BS) and the Mediterranean Sea (MS) – Marmara Sea (MarS) regions [8, 9].

The basic morphological characteristics: shell height (H), length (L), each valve convexity (Wv) and the length of the right valve front part (lf) – were measured using a caliper with 0.1 mm precision. L – the distance from anterior to posterior edge of shell; H – distance from the top of umbo to the bottom edge (from dorsal to ventral sides) of the shell; Wv – valve width, the distance from the point of maximum convexity of the valve to the partition plane of the shell valves (l – left, r – right); lf – distance from the umbo center to the anterior edge of the shell (Fig. 1). Average values (M) and standard deviation (σ) were calculated using Excel.

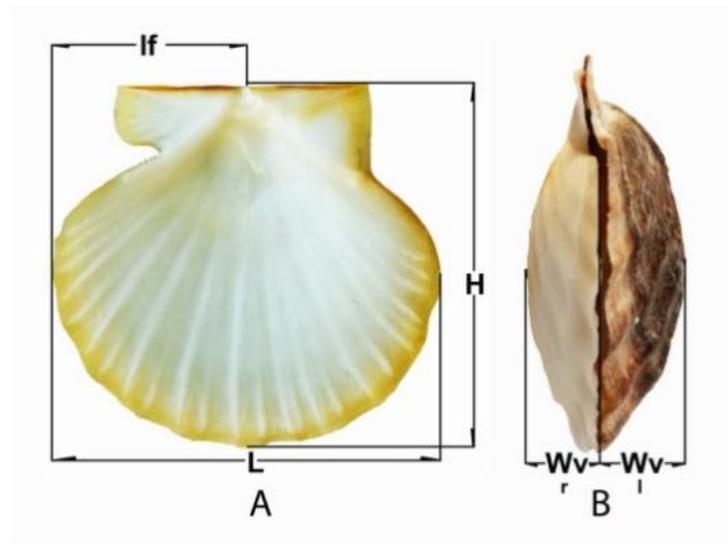


Fig. 1. *F. glaber* shell basic morphological measurements: A – right valve, inner view; B – the shell anterior view

Рис. 1. Основные морфологические характеристики раковин *F. glaber*: А — правая створка, вид изнутри, В — вид раковины спереди

RESULTS AND DISCUSSION

F. glaber specimens collected in Kazach'ya Bay are sized (H–L) from 28.8–29.5 mm to 48.5–55.0 mm for the left valve (Table 1, Fig. 2). The size of left valve is slightly larger and more convex than the size of right valve (Fig. 1B, Fig. 2, Table 1). The shell valves are usually longer than high in accordance with the description [8] and are occasionally equal in H–L dimensions, or rarely higher than long as noted [9].

Table 1. Morphological characteristic of the Late Quaternary (Q4) and Recent *Flexopecten glaber* shells from different regions (data sources: 1 – [8]; 2 – [9]; 3 – own results)

Таблица 1. Морфологические характеристики раковин позднечетвертичных (Q4) и современных *Flexopecten glaber* из различных регионов (источники данных: 1 — [8]; 2 — [9]; 3 — авторские результаты)

Source – region	Max. H, mm		Max. L, mm		Wv/H		lf/L
	left valve	right valve	left valve	right valve	left valve	right valve	
					min – max (M, σ)	min – max (M, σ)	min – max (M, σ)
1 – BS, Sevastopol	50.0	–	55.0	–	0.3*	–	0.48**
2 – BS (Q4)	47.5	44.5	50.0	46.0	0.18–0.34 (0.24, 0.04)	0.09–0.15 (0.13, 0.022)	0.42–0.52 (0.46, 0.032)
2 – BS, Karadag	43.0	41.0	43.0	42.0	0.22–0.29 (0.24, 0.04)	0.10–0.18 (0.13, 0.022)	0.41–0.53 (0.46, 0.032)
2 – MS + MarS	54.6	52.9	56.5	55.0	0.17–0.22 (0.20, 0.07)	0.16–0.17 (0.16, 0.01)	(0.48, –)
3 – BS, Sevastopol	48.5	46.5	55.0	54.0	0.17–0.25 (0.21, 0.022)	0.10–0.17 (0.15, 0.025)	0.41–0.51 (0.48, 0.02)

Note: * – calculated of original data of Wv and H; ** – calculated by original picture [8]

Примечание: * — вычислено по оригинальным данным Wv и H; ** — вычислено по оригинальному изображению [8]

The valves outer surfaces have 10 main radial ribs and only occasionally 1–4 additional ones. The ribs are sharper near the umbo and they gradually transform into smooth folds toward the lower periphery of the shell. Sometimes there are more or less distinct radial thin ribs and concentric lines which occasionally

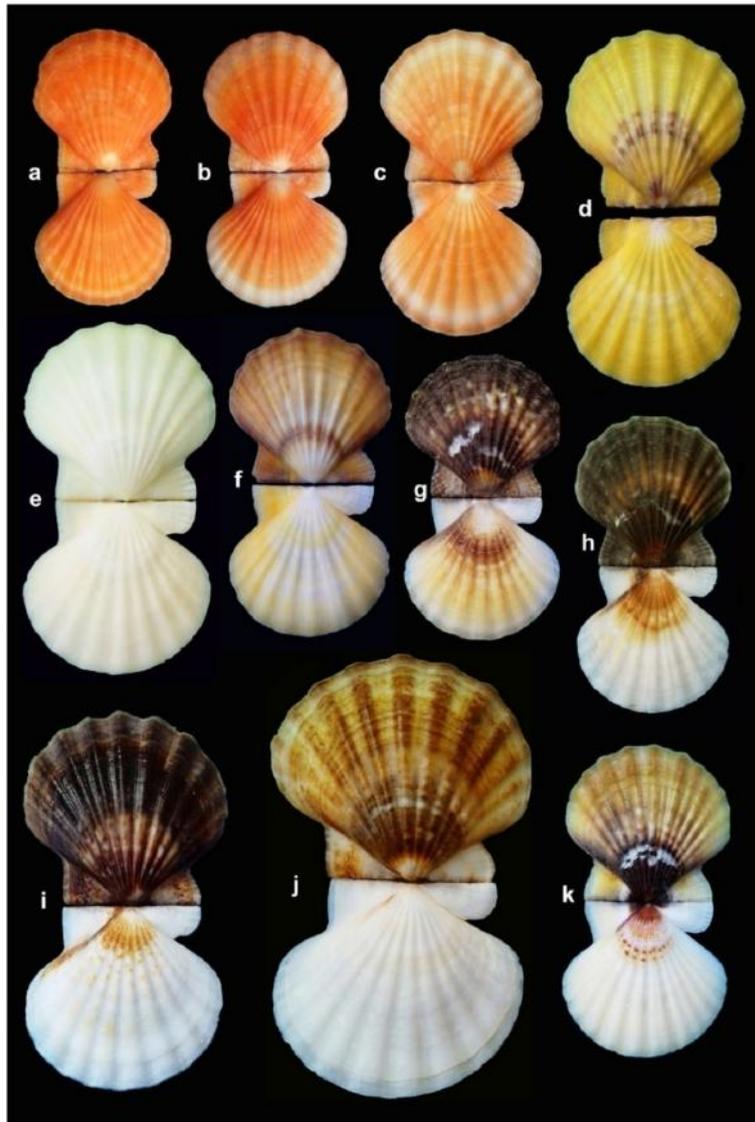


Fig. 2. *F. glaber* shells sampled in Kazach'ya Bay (Sevastopol region, the Black Sea), depth 2–6 m, sand bottom. Dimensions (H–L) given in mm for left (upper) valves: a – 31.0–29.0; b – 30.7–31.2; c – 33.9–34.5; d – 39.0–39.0; e – 39.0–41.2; f – 35.0–36.0; g – 31.3–34.0; h – 34.5–35.1; i – 42.0–43.1; j – 48.5–55.0; k – 34.4–35.5

Рис. 2. Раковины *F. glaber*, собранные в б. Казачья (окрестности г. Севастополя), Чёрное море, глубина 2–6 м, песчаное дно. Размеры (H – L) даны в мм для левой (верхней) створки: а — 31,0–29,0; б — 30,7–31,2; с — 33,9–34,5; d — 39,0–39,0; e — 39,0–41,2; f — 35,0–36,0; g — 31,3–34,0; h — 34,5–35,1; i — 42,0–43,1; j — 48,5–55,0; k — 34,4–35,5

form growing steps. The umbo is small and located almost centrally. The left valves' auricles are subequal, the front (anterior) auricle of the right valve is slightly longer than the back (posterior) one and has a byssal notch (Figs 1, 2).

There is wide variability of shells color: sometimes orange (Fig. 2a–c), rarely yellow (Fig. 2d) or white (Fig. 2e) but mostly with different shadows of brown (Fig. 2f–k). Left (upper) valves are colored more intensively than right ones which are in most cases only off-white. The Black Sea shells' color coincides with the coloration of a typical *F. glaber* and the form which was suggested earlier as a species of full value *F. unicolor* (Lamarck, 1819) [13].

Although the shell characters mentioned above show no distinct differences between the Black Sea *F. glaber* specimens and the Mediterranean ones [6, 9, 10, 11, 13], the correct cancellation of *F. glaber ponticus* subspecies status requires more detailed discussion.

The results of shells' dimensions of the BS specimens (Table 1) showed that maximal L (55.0 mm) for our sample is somewhat bigger than given in [9] and the same as in [8]. The shell maximal size (H = 54.6; L = 56.5) from the MS and MarS [9] is slightly larger but satisfactory to the correct comparison between the samples. Actually, about 30 % of size dimensions of the Black Sea mollusks are smaller than of the parent Mediterranean ones [9].

Sometimes the difference can be noted in the main ribs quantity (10 vs 12) for *F. glaber* and *F. ponticus* respectively [13]. By our data and others sources [8, 9] normally the BS specimens also have 10 main ribs and only occasionally its have 1–4 more ones. The number of the main ribs (5–6) was the main taxonomic feature for establishing the species status for *F. proteus* (Dillwyn, 1817) [13] or subspecies status [10]. The status of the well distinct form is now accepted as a synonym of *F. glaber* [7] after the analysis of the mitochondrial DNA 16S rRNA gene [6, 11]. Thus, the parameter of ribs quantity cannot be used for taxonomic separation among *F. glaber* forms.

Another suggestive feature of *F. ponticus* is the less developed secondary ribbing on the outer surface of the valves, especially on the right valve [9]. By our observation the secondary ribs are the subject of strong variation and its can be more or less expressed even in one population's specimens.

Most conchological features of *F. ponticus* revealed any differences with the Mediterranean *F. glaber*, except for a more flattened right valve and somewhat more expressed asymmetry that was noted in original description [5]. The asymmetry is estimated by the ratio of the length of the front part to the total length of the right valve (lf/L). The valve convexity degree is indicated by Wv/H ratio [9].

The lf/L ratio was recognized as one of the most important characteristics for the *F. ponticus* diagnosis [8, 9, 14]. It was estimated by [9] as 0.42–0.52 for BS Q4 and 0.41–0.53 for BS Recent samples with common M = 0.46, whereas for the MS *F. glaber* the lf/L mean value was 0.48. The same lf/L = 0.48 was calculated by data from [8] and by our data for Sevastopol Bay population (BS). The range of lf/L values for our BS samples and those available from MS does not show any distinct difference (Table 1). Hence, the differences based on lf/L ratio between *F. glaber* and *F. ponticus* do not exist in reality.

The left valve convexity ratio (Wv-l/H) of the BS Q4 specimens is 0.18–0.34 (M = 0.24; σ = 0.04). The BS Recent specimens' Wv-l/H varied from 0.22 to 0.29 (M = 0.24; σ = 0.04) for Karadag samples [9], from 0.17 to 0.25 (M = 0.21; σ = 0.022) for our samples, and reached 0.3 for the typical specimen represented in [8]. Mediterranean *F. glaber* has a Wv-l/H ratio 0.17–0.22 (M = 0.20; σ = 0.07). Thus, the BS specimens have higher variability and have a higher maximal Wv-l/H ratio whereas MS specimens' indices are close to our data and fall within the range of variation in the parameters of BS specimens (Table 1).

The right valves' convexity of the Black Sea Q4 specimens (Wv-r/H varies from 0.09 to 0.15) is the least of all samples under discussion but M = 0.13 and σ = 0.022 are the same for the Recent Karadag specimens with Wv-r/H 0.10–0.18 (Table 1). Our Wv-r/H data for Sevastopol Bay (0.10–0.17; M = 0.15; σ = 0.025) are close to data for the Karadag, BS ones. The MS – MarS *F. glaber* right valves has Wv/H the least variable values (0.16–0.17; M = 0.16; σ = 0.01) which fall within the range for the BS samples (Table 1).

The more flattened right valve is considered as main *F. ponticus* characteristics [8, 9]. This assumption is true by comparing *F. ponticus* with a "typical" *F. glaber*, meanwhile the MS form *F. unicolor* has "right valve rather flat" [13]. *F. glaber* f. *proteus* also has distinctly more flat bottom (right) valve. Thus flattened right valve is not a characteristic of *F. ponticus* only. K. O. Milachewitch noted that the difference in the convexity of *F. ponticus* valves can be expressed in different degrees and usually increases with age, in young individuals it is barely noticeable [8]. Moreover, among our samples from the Sevastopol Bay population, along with specimens with a flattened right valve, there are mature specimens with a convex one (Fig. 1B). Thereby, it can be assumed that the *F. ponticus* right shell relative flatness varies in a wide range even in one population and, as a result, cannot be used as a subspecies distinctive characteristic.

Concept of the specific morphological features of the *F. ponticus* in comparison with those of the parent *F. glaber* was based on some exaggeration of the differences and partly on incompleteness and inaccurate interpretation of the data. Our research completes the comprehension of the variability of morphological

features and allows to make more precise interpretation of the available information. Analysis of the Smooth Scallop shell morphology, based on comparison of own and published data, gives the basis for confirmation the identity of *F. ponticus* to the parent *F. glaber*.

A subspecies formation happens in conditions of sufficiently long-time geographical isolation. The Black Sea is relatively isolated from the other seas of the Mediterranean region, that allowed the most euryhaline fauna to colonize and spread in the Black Sea with increasing salinity to a level close to the Recent one. The Kalamitian period, when the introduction of *F. glaber* started, dates back to 7,000 years ago and the Smooth Scallop population development covered the Dzhemetin stage which began less than 3,000 years ago [1]. Obviously, this time interval is not sufficient for subspecies' generation in the Black Sea that is confirmed by the absence of any other recognized endemic bivalve mollusk subspecies there. Actually, Late Quaternary (Q4) Black Sea *F. glaber* specimens do not have any significant morphological differences as compared with Recent ones (Table 1). Thus, one of the most variable Pectinidae – *F. glaber* – did not have any natural historical conditions for a subspecies generation in the Black Sea.

Conclusion. The shell morphology data of the Smooth Scallop shows no distinct differences between populations from the Black Sea and Mediterranean basin. Morphological and brief life history analyses gives basis for confirming the identity of *F. ponticus* to the parent *F. glaber*. Thus, *F. glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) has to be accepted as a synonym of *Flexopecten glaber* (L., 1758).

The research was funded by Russian Academy of Sciences and carried out in the A. O. Kovalevsky Institute of Marine Biological Research (Sevastopol) within the framework of research issue “Monitoring the biological diversity of the hydrobionts of the Black Sea – Azov basin and developing effective measures to preserve it” (no. 115081110013) and “Regularities of formation and anthropogenic transformation of biodiversity and bioresources of the Sea of Azov – the Black Sea basin and other regions of the World Ocean” (no. AAAA-A18-118020890074-2).

Acknowledgments. Author thanks two anonymous reviewers, whose suggestions and comments improved the manuscript, and Mrs Irina Stepanova, St. Petersburg (Department of Interfaculty Disciplines, Sector of Foreign Languages, North-West Institute of Management, branch of the Russian Presidential Academy of National Economy and Public Administration) for revising the English.

REFERENCES / СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bondarev I. P. Main features and stages of the Black Sea ecosystem formation in the Late Pleistocene-Holocene. *Geologiya i poleznye iskopaemye Mirovogo okeana*, 2012, no. 2 (28), pp. 53–71. (in Russ.).
2. Bondarev I. P. The dynamics of leading species of the recent facies in the Black Sea. *Geologiya i poleznye iskopaemye Mirovogo okeana*, 2013, no. 3 (33), pp. 78–93. (in Russ.).
3. Bondarev I. P. Dynamics of the Black Sea belt benthic biocoenosis and its connection with the Earth's planetary and solar cycles. In: *From the Caspian to Mediterranean: Environmental Change and Human Response during the Quaternary*. 2013 : Proceedings of IGCP 610 First Plenary Conference and Field Trips. Georgia, Tbilisi, 12–19 Oct., 2013 / A. Gilbert, V. Yankohombach (Eds). Tbilisi : Ltd “Sachino”, 2013, pp. 53–55. <http://eprints.iliauni.edu.ge/3497/1/Proceed.IUGSPR.%23610.pdf>.
4. Bondarev I. P. Dynamics of *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) (Gastropoda: Muricidae) population in the Black Sea. *International Journal of Marine Science*, 2014, vol. 4, no. 3, pp. 42–56. <http://dx.doi.org/10.5376/ijms.2014.04.0003>.
5. Bucquoy E., Dautzenberg P., Dollfus G. *Les mollusques marins du Roussillon*. T. II. Pélécytopodes. Avec Atlas de 99 planches en phototypie. Paris, 1887–1898, 884 p.
6. Imsiridou A., Karaiskou N., Aggelidou E., Katsares V., Galinou-Mitsoudi S. Mitochondrial DNA variation as a tool for systematic status clarification of commercial species – The case of two high commercial *Flexopecten* forms in the Aegean Sea. *Aquaculture / Z. A. Muchlisin* (Ed.). London: IntechOpen, 2012, ch. 7, pp. 109–126. <https://doi.org/10.5772/29426>.
7. *Flexopecten glaber* (Linnaeus, 1758). *MolluscaBase: World Register of Marine Species (WoRMS)*. 2018.

- URL: <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=236720> (accessed 24.03.2018).
8. Milashevich K. O. *Fauna Rossii i sopredel'nykh stran. Mollyuski russkikh morei*. Vol. I. *Mollyuski Chernogo i Azovskogo morei*. Petrograd: Tip. Imp. Akad. nauk, 1916, 335 p. (in Russ.).
 9. Nevesskaya L. A. *Pozdnechetvertichnye dvustvorchatye mollyuski Chernogo morya. Ikh sistematika i ekologiya*. Moscow: Nauka, 1965, 391 p. (in Russ.).
 10. Poppe G. T., Goto Y. *European seashells*. Vol. II. *Scaphopoda, Bivalvia, Cephalopoda*. Harxheim, Germany: ConchBooks, 1993, 221 p.
 11. Pujolar J. M., Marčeta T., Saavedra C., Bressan M., Zane L. Inferring the demographic history of the Adriatic *Flexopecten* complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 2010, vol. 57, iss. 2, pp. 942–947. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.08.002>.
 12. Revkov N. K. Grebeshok chernomorskii. *Flexopecten glaber ponticus* Bucquoy, Dautzenberg et Dollfus, 1889. In: *Krasnaya kniga Respubliki Krym. Zhivotnye* / S. P. Ivanov, A. V. Fateryga (Eds). Simferopol: OOO "IT ARIAL", 2015, pp. 39. (in Russ.).
 13. Rombouts A. *Guidebook to Pecten shells: Recent Pectinidae and Propeamussidae of the World*. London: Robert Hale, 1991, 157 p.
 14. Scarlato O. A., Starobogatov Ya. I. Klass dvustvorchatye mollyuski – Bivalvia Linne, 1758. In: *Opredelitel' fauny Chernogo i Azovskogo morei*. Kiev: Naukova dumka, 1972, vol. 3, pp. 178–249. (in Russ.).
 15. Zernov S. A. *K voprosu ob izuchenii zhizni Chernogo morya*. Saint Petersburg: Tip. Imp. Akad. nauk, 1913, 299 p. (*Zapiski Imperatorskoi Akademii nauk*. Ser. 8, 1913, vol. 32, iss. 1). (in Russ.).

**ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СТАТУС
FLEXOPECTEN GLABER PONTICUS (BUCQUOY, DAUTZENBERG & DOLLFUS, 1889) —
FLEXOPECTEN GLABER (LINNAEUS, 1758) (BIVALVIA: PECTINIDAE)
ИЗ ЧЁРНОГО МОРЯ**

И. П. Бондарев

Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия
E-mail: igor.p.bondarev@gmail.com

Название *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus, 1889) обычно используется для единственного представителя семейства Pectinidae, обитающего в Чёрном море. Он зарегистрирован в Красной книге Крыма как эндемичный подвид, сокращающийся в численности. В Базе данных по моллюскам WoRMS *F. glaber ponticus* приведён как единственный признанный подвид *Flexopecten glaber* (Linnaeus, 1758). Ранее его таксономический статус изменялся от географического варианта до полноценного вида. Цель данной работы — установление его правильного таксономического статуса. Основой для исследования служит сравнительный анализ конхологических характеристик *Flexopecten glaber* и *F. glaber ponticus*, наряду с анализом краткой естественной истории формирования популяции в Чёрном море. Отбор проб осуществлён в снаряжении для подводного плавания в бухте Казачья (Крым, Севастополь) Чёрного моря на глубине от 2 до 6 м. В сентябре 2017 г. отобрано 100 экземпляров гребешка. Для большей достоверности и изучения в широком контексте эти результаты сопоставлены с ранее опубликованными морфологическими данными, основанными на анализе большого количества материалов из районов Чёрного и Средиземного — Мраморного морей. В результате сравнения конхологических характеристик раковин *F. glaber ponticus* из Чёрного моря и *F. glaber* из Средиземноморья не выявлено каких-либо различий между ними. Таким образом, нет доказательных данных для определения *F. glaber ponticus* в качестве подвида. *F. glaber* появился в Чёрном море не ранее 7000 лет назад и сформировал хорошо развитую популяцию, очевидно, менее 3000 лет назад. В настоящей работе сделан вывод о том, что время дивергенции черноморской популяции является недостаточным для образования подвида. В результате данного исследования подвидовой статус *F. glaber ponticus* не сохраняется; это название отнесено к синонимам исходного вида *Flexopecten glaber*.

Ключевые слова: морфология, история формирования, таксон, синонимия, популяция, Pectinidae



УДК 576.895.122:575(262.5)

ПЕРВЫЕ ДАННЫЕ ГЕНОТИПИРОВАНИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ ТРЕМАТОД РОДОВ *CAINOCREADIUM* И *HELICOMETRA* (TREMATODA: OPECOELIDAE)

© 2018 г. А. В. Катохин¹, Ю. М. Корнийчук²

¹ФИЦ Институт цитологии и генетики СО РАН, Новосибирск, Россия

²Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

E-mail: katokhin@bionet.nsc.ru

Поступила в редакцию 25.10.2018; после доработки 18.12.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Впервые изучены нуклеотидные последовательности ITS1 кластера генов рРНК мари́т черноморских трематод *Cainocreadium flesi* Korniyuchuk & Gaevskaya, 2000 от камбалы глоссы *Platichthys flesus* (депонированы в GenBank с номерами MG980645, MG980646), *Cainocreadium* sp. от морского налима *Gaidropsarus mediterraneus* (MG980643, MG980644, MK248037, MK248038) и *Helicometra fasciata* (Rud., 1819) от собачки-павлина *Salaria pavo* (MG980647, MG980648). ITS1-последовательности черноморских трематод *C. flesi* и *Cainocreadium* sp. оказались идентичными, однако, ввиду морфологических отличий между этими гостальными морфами, видовой статус трематод от морского налима пока не определён. По четырём позициям ITS1-последовательности черноморских *Cainocreadium* отличались от аналогичных последовательностей, описанных у церкарий близкородственного средиземноморского вида, *C. labracis*. Пять инсерций-делеций и 38 нуклеотидных замен отличают ITS1-последовательности черноморских *Cainocreadium* от аналогичных последовательностей представителей ещё одного средиземноморского вида этого рода, *C. dentecis*. ITS1-последовательности черноморских и средиземноморских образцов *H. fasciata* также различаются: выявлено пять нуклеотидных замен и 11 инсерций-делеций.

Ключевые слова: ITS rDNA, Opecoelidae, *Cainocreadium*, *Helicometra*, Чёрное море

Черноморские паразитические организмы составляют не менее 15 % региональной фауны. Многие из них имеют средиземноморское происхождение: более трети зарегистрированных в Чёрном море видов паразитов обнаружены также и в Средиземноморском бассейне. Тем не менее нередко характер их гостальной специфичности в этих двух морских бассейнах весьма отличается. Известно, что обитание в хозяевах разного систематического положения существенно сказывается на генетической структуре популяций паразитических организмов. При успешной адаптации паразита к новым хозяевам могут сформироваться гостальные экоморфы или, в конечном итоге, новые виды, что определяет интерес не только к морфологической, но и к генетической составляющей внутривидовой изменчивости паразитов.

Ведущим по числу видов семейством трематод Чёрного моря является Opecoelidae [1]. Морфологическое разнообразие и экологические особенности черноморских опецелид нуждаются в адекватной таксономической интерпретации. Эту работу мы начинаем с опецелидных трематод родов *Cainocreadium* и *Helicometra*, имеющих гостальные морфы [1, 2]. *Cainocreadium* в Чёрном море представлены видом *Cainocreadium flesi* Korniyuchuk & Gaevskaya, 2000, на стадии мари́ты паразитирующим у камбалы глоссы, и номенклатурно не оформленной гостальной морфой *Cainocreadium* sp.

из морского налима, причём кайнокреидумы от этих двух хозяев значительно отличаются друг от друга морфологически [2]. Черноморская гемипопуляция марит *Helicometra fasciata* (Rud., 1819) распределена среди рыб 32 видов из 14 семейств [1].

Данные о генетической структуре популяций черноморских трематод полностью отсутствуют, что определяет актуальность выполняемого нами исследования. Цель настоящей работы — получить первые сведения такого рода.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Мариты трематод из родов *Cainocreadium* и *Helicometra* получены от черноморских рыб, выловленных в районе г. Севастополя и в акватории Карадагского природного заповедника (табл. 1).

Нуклеотидные последовательности ITS1 из кластера генов рРНК получены в результате ПЦР-амплификации с помощью праймеров ITS1-Fw (5'-GTCGTAACAAGGTTTCCGTA-3') и ITS1alRv (5'-ACACGAGCCGAGTGATCC-3') [9] при температуре отжига 55 °С и при стандартных условиях реакции. Последовательность ампликонов расшифровывали по методу Сэнгера, анализ продуктов сиквенсных реакций проводили в центре коллективного пользования «Геномика» СО РАН на капиллярном секвенаторе ABI 3730XL Genetic Analyzer, Applied Biosystems. Полученные последовательности депонированы в GenBank (см. табл. 1).

Выравнивание ITS1-последовательностей (установленных в настоящей работе, полученных из GenBank, а также описанных [7]) проводили в программе ClustalW Omega [4] с последующим ручным редактированием. Поскольку 5'-гипервариабельный район ITS1-локуса у опецелид вносит слишком большое разнообразие по длине за счёт множественных инсерций, делеций и, у некоторых видов, tandemных повторов, при формировании выравнивания этот район был удалён (файл выравнивания приведён в дополнительных данных к статье: <https://doi.org/10.21072/mbj.2018.03.4.04>).

Филогенетический анализ выровненных ITS1-последовательностей проводили в программе MEGA (v. 6) с помощью алгоритма «максимальное правдоподобие» (ML) по модели нуклеотидных замен К2Р (данная модель рекомендована программой как наиболее пригодная) и с помощью опции частичного делетирования пропуск-содержащих позиций выравнивания.

Для сравнения использованы ITS1-последовательности из GenBank для образцов трематод из родов *Cainocreadium* и *Helicometra* (см. табл. 1), а также не депонированные в GenBank, но представленные в [7] последовательности для восьми образцов трематод *Cainocreadium* (мариты *C. labracis* из *Dicentrarchus labrax* DIC1, DIC2, DIC3 и церкарии из моллюсков *Calliostoma striatum* CAL1; мариты *C. dentecis* из *Dentex dentex* DEN1, DEN2, DEN3 и церкарии из *Haliotis tuberculata* HAL1) из акваторий Средиземного моря у побережья Франции.

Немногочисленные опубликованные ITS1-последовательности опецелид демонстрируют большие различия за счёт не нуклеотидных замен, а инсерций-делений, поэтому укоренение филогенетического дерева не применяли. Пригодные для генерации выравнивания достаточной длины ITS1-последовательности средиземноморских трематод из других родов семейства Opascoelidae (AJ241803 *Macvicaria crassigula*, AJ241802 *M. mormyri*, AJ241801 *M. alacris*, AJ241799 *Pachycreadium carnosum*, AJ241797 *Pycnadenoides senegalensis*, AJ241796 *Peracreadium characis*) использовали для оценки масштаба структурных различий по данному локусу внутри семейства.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Нами впервые изучены нуклеотидные последовательности ITS1 кластера генов рРНК черноморских представителей рода *Cainocreadium*. Для анализа выбран именно этот участок генома трематод, поскольку имелись доступные для сравнения аналогичные данные о маритах трематод рода *Cainocreadium* из Средиземного моря [6, 7, 8].

Таблица 1. Проанализированные образцы опецелидных трематод
Table 1. Samples of Trematoda (Opcoelidae) analyzed within the frame of the study

№ в GenBank	Идентификатор	Вид трематод, стадия развития	Вид хозяина	Регион, акватория	Ссылка	Название вида в GenBank
MG980645	PSKr05-21 (C-03-21)	<i>Cainocreadium flesi</i> , maritae	<i>Platichthys flesus</i>	Чёрное море, Севастополь	***	<i>Cainocreadium flesi</i>
MG980646	PSKr05-22 (C-03-22)	<i>Cainocreadium flesi</i> , maritae	<i>Platichthys flesus</i>	Чёрное море, Севастополь	***	<i>Cainocreadium flesi</i>
MG980643	GSKr05-21 (Cg01-21)	<i>Cainocreadium</i> sp., maritae	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Чёрное море, Севастополь	***	<i>Cainocreadium</i> sp.
MG980644	GSKr05-22 (Cg01-22)	<i>Cainocreadium</i> sp., maritae	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Чёрное море, Севастополь	***	<i>Cainocreadium</i> sp.
MK248037	GKKr18-21	<i>Cainocreadium</i> sp., maritae	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Чёрное море, Карадаг	***	<i>Cainocreadium</i> sp.
MK248038	GKKr18-26	<i>Cainocreadium</i> sp., maritae	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Чёрное море, Карадаг	***	<i>Cainocreadium</i> sp.
AJ241806*	isolate C2	Opcoelidae gen. sp., cercariae	<i>Haliotis tuberculata</i>	Средиземное море	[8]	Opcoelidae gen. sp.
		<i>Cainocreadium labracis</i> *, cercariae			[7]	
AJ241807	isolate C3	<i>Cainocreadium labracis</i> *, cercariae	<i>Steromphala adansonii</i>	Средиземное море	[8]	Opcoelidae gen. sp.
JQ694148		<i>Cainocreadium labracis</i> , cercariae	(<i>Gibbula adansonii</i>)	Средиземное море	[6]	<i>C. labracis</i>
AJ241808**	isolate C4	Opcoelidae gen. sp., cercariae	<i>Jujubinus striatus</i>	Средиземное море	[8]	Opcoelidae gen. sp.
		<i>Cainocreadium dentecis</i> ** , cercariae	(<i>Calliostoma striatum</i>)		[7]	
AJ241795		<i>Cainocreadium labracis</i>	<i>Dentex dentex</i>	Средиземное море	[8]	<i>C. labracis</i>
		<i>Cainocreadium dentecis</i>			[7]	
MG980647	SSKr05-22 (Hf02-22)	<i>Helicometra fasciata</i> , maritae	<i>Salaria pavo</i>	Чёрное море	***	<i>Helicometra fasciata</i>
MG980648	SSKr05-23 (Hf02-23)	<i>Helicometra fasciata</i> , maritae	<i>Salaria pavo</i>	Чёрное море	***	<i>Helicometra fasciata</i>

Примечания:

* — [6] указывают, что эти церкарии были определены [7] как *C. dentecis*;

** — [6] указывают, что эти церкарии были определены [7] как *C. labracis*;

*** — настоящее исследование;

жирным шрифтом выделены видовые названия в GenBank, которые, очевидно, требуют замены

Notes:

* – [6] mark these cercariae were identified by [7] as *C. dentecis*;

** – [6] mark these cercariae were identified by [7] as *C. labracis*;

*** – present study;

in bold there are, obviously, incorrect species names in GenBank

При составлении филограммы нам пришлось учесть ряд обстоятельств.

Во-первых, по итогам таксономической ревизии средиземноморских представителей рода *Cainocreadium* Жюссон и Бартоли [7] отнесли ранее не определённые до уровня вида собственные находки церкарий этих трематод в средиземноморских брюхоногих моллюсках

Haliotis tuberculata (AJ241806) к виду *C. labracis*, а церкарий из *Calliostoma striatum* (современное название — *Jujubinus striatus*) (AJ241808) — к виду *C. dentecis*: «...corresponding cercariae were isolated from two species of gastropods belonging to different families of the order Archaeogastropoda: *Haliotis tuberculata* (Haliotidae) and *Calliostoma striatum* (Trochidae) [8]. These cercariae were found to correspond to *C. labracis* and *C. dentecis*, respectively». Тем не менее и по [6], и по нашим данным, церкарии из *H. tuberculata* располагаются на дендрограммах в группе *C. dentecis*, тогда как церкарии из *C. striatum* — в группе *C. labracis*, что усложняет оценку действительной гостальной специфичности средиземноморских представителей рода *Cainocreadium* к первым промежуточным хозяевам.

Церкарии, найденные [8] в *Gibbula adansonii* (современное название — *Steromphala adansonii*) (AJ241807), были позднее отнесены [6] к виду *C. labracis*. Авторы последней работы депонировали в GenBank и нуклеотидные последовательности своей находки — церкарий *C. labracis* от *G. adansonii* (JQ694148).

Во-вторых, нуклеотидные последовательности марит кайнокреидумов от средиземноморских зубариков *Dentex dentex* (AJ241795) первоначально были депонированы в GenBank под названием *C. labracis* [8]. В 2001 г. [7] однозначно указали на узкую гостальную приуроченность двух видов средиземноморских кайнокреидумов, описанных ими в результате таксономической ревизии: «...*Cainocreadium labracis* occurs in *D. labrax*, whereas *C. dentecis* n. sp. occurs in *D. dentex*», однако запись в GenBank не была скорректирована. Таким образом, несмотря на отсутствие на сегодняшний момент изменений в записи GenBank под номером AJ241795, депонированные в нём последовательности относятся к трематодам вида *C. dentecis*. Последовательностей для марит *C. labracis* из Средиземного моря в GenBank нет.

ITS1-последовательности черноморских трематод от двух обследованных рыб-хозяев, камбалы глоссы и морского налима, оказались идентичными (рис. 1). Отметим, что они отличались от последовательностей, расшифрованных для церкарий близкородственного средиземноморского вида *C. labracis* из брюхоногого моллюска *Steromphala adansonii* со средиземноморского побережья Испании (JQ694148) [6], по четырём позициям. Их отличие от образцов марит второго средиземноморского вида того же рода, *C. dentecis* (AJ241795) из средиземноморского зубарика *Dentex dentex* [8], оказалось гораздо более выраженным: 38 нуклеотидных замен и 5 инсерций-делеций (или 39 нуклеотидных замен и 3 инсерции-делеции для образцов DEN1, DEN2, DEN3 [7]).

Примечательно, однако, что по комплексу таксономически значимых для трематод этого рода морфологических признаков (линейные размеры тела, наличие мышечного валика, окружающего брюшную присоску, форма сумки цирруса, количество долей яичника) черноморские представители рода *Cainocreadium* гораздо ближе не к *C. labracis*, а к *C. dentecis*. Эти же признаки значимо отличают и две черноморские гостальные формы [2]. Поэтому до выполнения полного морфологического и генетического описания кайнокреидумов от черноморского морского налима мы не уточняем их таксономический статус, и в настоящей работе мы рассматриваем их как *Cainocreadium* sp.

Средиземноморские трематоды рода *Cainocreadium* проявляют узкую специфичность по отношению к окончательным хозяевам [7]. Поскольку в Чёрном море представители этого рода используют те виды окончательных хозяев-рыб (и, предположительно, моллюсков — первых промежуточных хозяев), у которых они не отмечены в Средиземном море, логично было бы ожидать у трематод не только морфологической (например, [3]), но и генетической изменчивости. Полагаем, что для решения вопроса о видовой самостоятельности гостальной морфы от черноморского морского налима понадобится исследовать другие участки генома трематод, например мтДНК.

Сходство нуклеотидных последовательностей ITS1 кластера генов рРНК *Helicometra fasciata* из черноморской собачки-павлина со средиземноморскими особями из носатого губана, относимыми к тому же виду трематод (см. рис. 1), составило 4%. Различия состояли в 5 нуклеотидных заменах и 11 инсерциях-делециях. Учитывая крайне широкую гостальную специфичность трематод

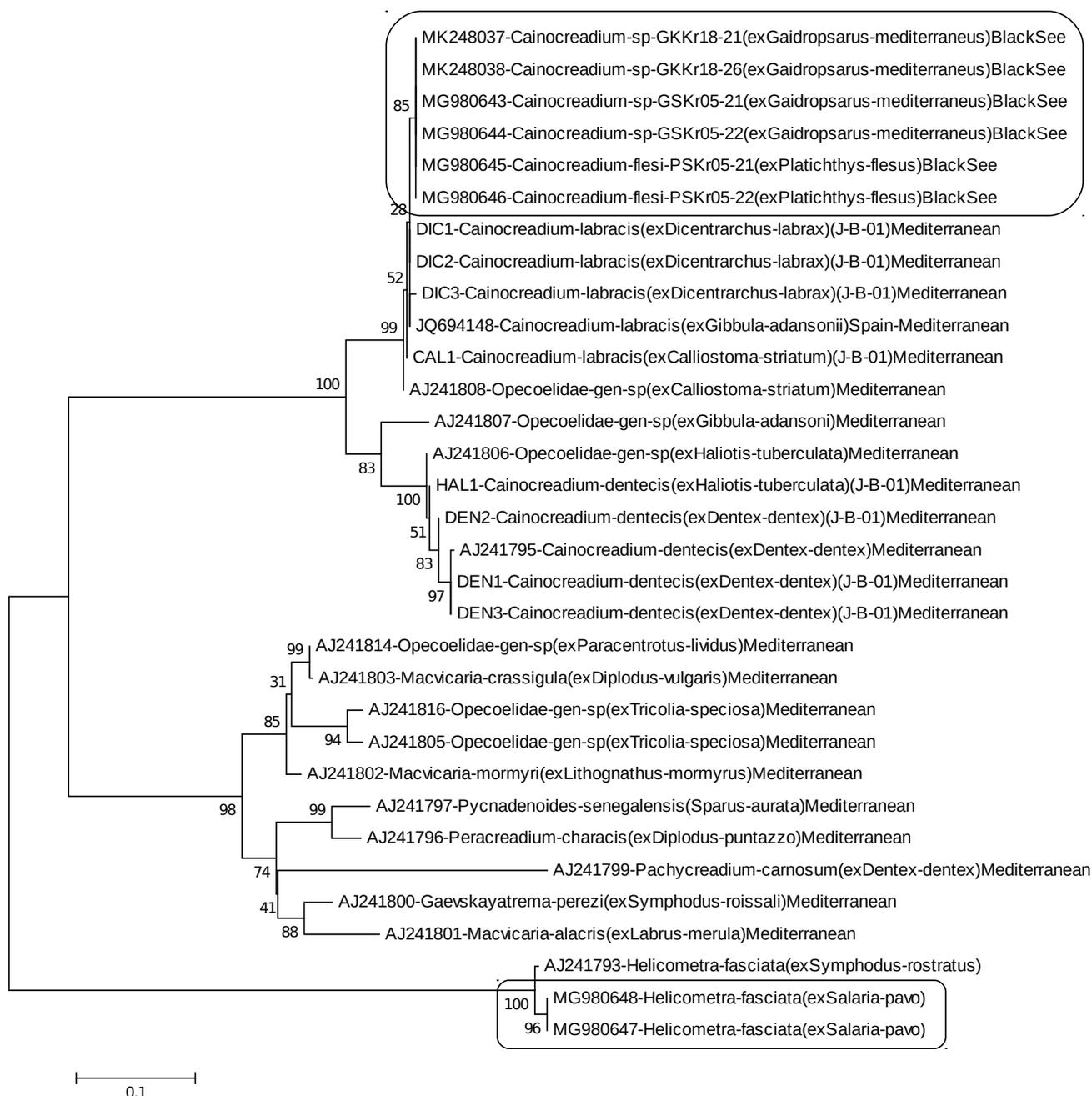


Рис. 1. Филограмма ITS1-последовательностей трематод семейства Opacoelidae, построенная по алгоритму ML (последовательности, полученные в настоящем исследовании, — в рамках). Образцы, помеченные (J-B-01), описаны в [7]

Fig. 1. Filogramm of internal transcribed spacer 1 complete sequence of Opacoelidae trematodes constructed with using ML-algorithm (sequences obtained in the present study are framed). Samples marked by (J-B-01) are described in [7]

этого вида к окончательным хозяевам по всему ареалу [5] и их значительную морфологическую вариабельность в Чёрном море [1], необходимо дальнейшее исследование гостальных группировок черноморских представителей *H. fasciata* с применением различных молекулярных маркеров.

Выводы:

1. Впервые изучены нуклеотидные последовательности ITS1 кластера генов рРНК марит черноморских трематод *Cainocreadium flesi* Korniyuchuk & Gaevskaya, 2000 от камбалы глоссы *Platichthys flesus* (депонированы в GenBank под номерами MG980645, MG980646),

Cainocreadium sp. от морского налима *Gaidropsarus mediterraneus* (MG980643, MG980644, MK248037, MK248038) и *Helicometra fasciata* (Rud., 1819) от собачки-павлина *Salaria pavo* (MG980647, MG980648).

2. ITS1-последовательности черноморских трематод *C. flesi* и *Cainocreadium* sp. оказались идентичными, однако, ввиду ранее отмеченных морфологических отличий между ними, видовой статус трематод от морского налима пока не определен.
3. По четырём позициям ITS1-последовательности черноморских кайнокредаиумов отличались от аналогичных последовательностей у средиземноморских *C. labracis*. Степень отличий ITS1-последовательностей черноморских кайнокредаиумов от таковых у представителей ещё одного средиземноморского вида этого рода, *C. dentecis*, гораздо выше (38 нуклеотидных замен и 5 инсерций-делеций).
4. Полученные нами результаты демонстрируют актуальность исследования других, помимо ITS1, участков генома трематод рода *Cainocreadium* для оценки степени их видовой самостоятельности и генетического своеобразия черноморских кайнокредаиумов в сравнении с трематодами данного рода из Средиземного моря.
5. ITS1-последовательности черноморских и средиземноморских образцов марит *H. fasciata* различаются: выявлено 5 нуклеотидных замен и 11 инсерций-делеций. Перспективно дальнейшее разнонаправленное молекулярное исследование гостальных группировок черноморских представителей *H. fasciata*, отличающегося исключительно широкой гостальной специфичностью на стадии мариты — как в Чёрном море, так и за его пределами.

Исследования выполнены по гранту РФФИ №18-44-920027 р_а «Гостальная изменчивость черноморских трематод: о чём говорит генетический базис под морфологическими различиями?» (№ гос. регистрации АААА-А18-118072490024-0) и, частично, в рамках государственного задания ФГБУН ИМБИ по теме «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890074-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Гаевская А. В., Корнийчук Ю. М. Паразитические организмы как составляющая экосистем черноморского побережья Крыма // *Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор)* / под ред. В. Н. Еремеева, А. В. Гаевской ; НАН Украины, Институт биологии южных морей. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. С. 425–490. [Gaevskaya A. V., Korniyuchuk Yu. M. Paraziticheskie organizmy kak sostavlyayushchaya ekosistem chernomorskogo poberezh'ya Kryma. *Sovremennoe sostoyanie bioraznoobraziya pribrezhnykh vod Kryma* / V. N. Eremeev, A. V. Gaevskaya (Eds); NAN Ukrainy, Institut biologii yuzhnykh morei. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika, 2003, pp. 425–490. (in Russ.)].
2. Корнийчук Ю. М. Трематоды рода *Cainocreadium* (Opcoelidae) в Черном и Средиземном морях // *Паразитология в XXI веке – проблемы, методы, решения* : материалы IV Всерос. съезда Паразитологического общества при Российской академии наук, Санкт-Петербург, 20–25 окт. 2008 г. Санкт-Петербург : Лема, 2008. Т. 2. С. 77–80. [Korniyuchuk Yu. M. Trematody roda *Cainocreadium* (Opcoelidae) v Chernom i Sredizemnom moryakh. *Parazitologiya v XXI veke – problemy, metody, resheniya: materialy IV Vseros. s'ezda Parazitologicheskogo obshchestva pri Rossiiskoi akademii nauk*, Saint Petersburg, 20–25 Oct., 2008. Saint Petersburg: Lema, 2008, vol. 2, pp. 77–80. (in Russ.)].
3. Корнийчук Ю. М., Гаевская А. В. *Cainocreadium flesi* sp. n. (Trematoda, Opcoelidae) – новый вид трематод черноморских рыб // *Вестник зоологии*. 2000. Т. 34, вып. 6. С. 89–91. [Korniyuchuk Yu. M., Gaevskaya A. V. *Cainocreadium flesi* sp. nov. (Trematoda: Opcoelidae) – a new trematode species from the Black Sea fishes. *Vestnik zoologii*, 2000, vol. 34, iss. 6, pp. 89–91. (in Russ.)].
4. *Bioinformatics Tools: Multiple Sequence Alignment*:

- Clustal Omega* [Program]. URL: <https://www.ebi.ac.uk/Tools/msa/clustalo/> (accessed 20.10.2018).
5. Blend C. K., Dronen N. O. A review of the genus *Helicometra* Odhner, 1902 (Digenea: Opcoelidae: Plagioporinae) with a key to species including *Helicometra overstreeti* n. sp. from the cusk-eel *Luciobrotula corethromycter* Cohen, 1964 (Ophidiiformes: Ophidiidae) from the Gulf of Mexico. *Marine Biodiversity*, 2015, vol. 45, iss. 2, pp. 183–270. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0250-3>.
 6. Born-Torrijos A., Kostadinova A., Raga J. A., Holzer A. S. Molecular and morphological identification of larval opcoelids (Digenea: Opcoelidae) parasitising prosobranch snails in a Western Mediterranean lagoon. *Parasitology International*, 2012, vol. 61, iss. 3, pp. 450–460. <https://doi.org/10.1016/j.parint.2012.03.002>.
 7. Jousson O., Bartoli P. Molecules, morphology and morphometrics of *Cainocreadium labracis* and *Cainocreadium dentecis* n. sp. (Digenea: Opcoelidae) parasitic in marine fishes. *International Journal for Parasitology*, 2001, vol. 31, iss. 7, pp. 706–714. [https://doi.org/10.1016/S0020-7519\(01\)00180-1](https://doi.org/10.1016/S0020-7519(01)00180-1).
 8. Jousson O., Bartoli P., Pawlowski J. Molecular identification of developmental stages in Opcoelidae (Digenea). *International Journal for Parasitology*, 1999, vol. 29, iss. 1, pp. 1853–1858. [https://doi.org/10.1016/S0020-7519\(99\)00124-1](https://doi.org/10.1016/S0020-7519(99)00124-1).
 9. Kiyan V. S., Bulashev A. K., Katokhin A. V. *Opisthorchis felinus* and *Metorchis bilis* metacercariae in cyprinid fish *Leuciscus idus* in Nura-Sarysu River, Kazakhstan. *Korean Journal of Parasitology*, 2018, vol. 56, iss. 3, pp. 267–274. <https://doi.org/10.3347/kjp.2018.56.3.267>.

**FIRST DATA OF ITS1-GENOTYPING
OF THE BLACK SEA TREMATODES *CAINOCREADIUM* AND *HELICOMETRA*
(TREMATODA: OPECOELIDAE)**

A. V. Katokhin¹, Yu. M. Kornyychuk²

¹Institute of Cytology and Genetics SB of RAS, Novosibirsk, Russian Federation

²Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: katokhin@bionet.nsc.ru

Data of genetic analysis of the Black Sea trematodes of *Cainocreadium* genus and *Helicometra fasciata* were obtained for the first time. The nucleotide sequences of ITS1 rRNA gene cluster of *Cainocreadium flesi* from *Platichthys flesus* (GenBank entries MG980645, MG980646) and *Cainocreadium* sp. from *Gaidropsarus mediterraneus* (MG980643, MG980644, MK248037, MK248038) off Crimean Black Sea coast were found to be identical. Nevertheless, they have not been synonymized because of morphological differences known between these hostal morphs. Sequences of *Cainocreadium* from the Black Sea fish turned out to differ, by 4 positions, from similar sequences of a closely related Mediterranean congener, *C. labracis* (cercaria). Five insertions-deletions and 38 nucleotide sequences distinguish the ITS1 sequences of the Black Sea trematodes, *C. flesi* and *Cainocreadium* sp., from ITS1 sequences of another Mediterranean congener, *C. dentecis*. The ITS1 sequences of the Black Sea and Mediterranean *Helicometra fasciata* samples also differ: 5 nucleotide changes and 11 insertions-deletions were identified. Supplementary data associated with this article can be found in online version at <https://doi.org/10.21072/mbj.2018.03.4.04>.

Keywords: ITS rDNA, Opcoelidae, *Cainocreadium*, *Helicometra*, Black Sea



УДК 574.64:594.1

ГЕНОТОКСИЧНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НАНОЧАСТИЦ ДИОКСИДА ТИТАНА НА ДВУСТВОРЧАТОГО МОЛЛЮСКА *MYTILUS TROSSULUS* (GOULD, 1850) В МОРСКОЙ СРЕДЕ

© 2018 г. С. П. Кукла, В. В. Слободскова, В. П. Челомин

Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильичёва ДВО РАН, Владивосток, Россия

E-mail: kukla.sp@mail.ru

Поступила в редакцию 12.04.2018; после доработки 17.07.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Увеличение поступления наночастиц диоксида титана (TiO_2) в морскую среду способно вызвать непрогнозируемые последствия и создать потенциальную опасность для организмов различных трофических уровней. С помощью метода ДНК-комет изучено воздействие наночастиц диоксида титана на двустворчатого моллюска *Mytilus trossulus* (Gould, 1850), оценены уровни повреждения ДНК. Показано, что 10-дневное воздействие TiO_2 в концентрациях 200 и 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ приводит к деструктивным изменениям ДНК жабр и пищеварительной железы моллюска. Отмечены различия степени повреждения ДНК у двух исследуемых тканей. В пищеварительной железе моллюска зафиксировано увеличение концентрации титана и малонового диальдегида.

Ключевые слова: наночастицы, генотоксичность, диоксид титана TiO_2 , двустворчатые моллюски, кометный анализ

Стремительное внедрение достижений нанотехнологии в разнообразную антропогенную деятельность сопровождается неуклонным ростом содержания наночастиц в окружающей среде [32]. Это представляет реальную опасность не только для человека, но и для других организмов различных трофических уровней [26]. По мнению специалистов, проникновение продуктов нанотехнологии в биосферу чревато многими последствиями, прогнозировать которые пока не представляется возможным из-за недостатка экотоксикологических исследований [23].

Термин «наночастица» (далее — НЧ) означает наноразмерную (менее 100 нм) часть макроскопической фазы вещества. От макроразмерных частиц того же состава НЧ отличаются не только размерами. НЧ обладают принципиально иными физико-химическими свойствами: большей удельной поверхностью, высокой адсорбционной и кумулятивной способностями, широким химическим потенциалом на межфазной границе, в результате чего изменяются растворимость, а также реакционная (сравнимая с таковой радикалов) и каталитическая интенсивность [2]. В то же время уникальные физические и химические свойства НЧ, которые лежат в основе технологической и потребительской привлекательности наноматериалов, способны обуславливать высокую реакционную специфичность этих частиц по отношению к основным биоструктурам и макромолекулам клетки, что может стать причиной развития неизвестных патобиохимических процессов.

Имеющиеся в мировой научной литературе экспериментальные данные свидетельствуют о том, что НЧ различной природы могут проникать в неизменном виде через биологические мембраны, в том числе ядерные [9], и накапливаться в биологических системах различных уровней организации. При воздействии на организмы млекопитающих и человека наночастицы способны преодолевать обычные защитные барьеры (желудочный, плацентарный и гематоэнцефалический) [26, 33].

НЧ могут непосредственно контактировать с плодом, попадать в центральную нервную систему, а также, циркулируя в кровеносной и лимфатической системах и обладая очень длительным периодом полувыведения из организма, накапливаться в органах и тканях. После проникновения в клетку наночастицы потенциально могут:

- 1) приводить к образованию токсичных продуктов, повреждающих внутренние структуры клетки [21], в том числе молекулу ДНК;
- 2) напрямую взаимодействовать с ядерной ДНК;
- 3) ингибировать репарацию ДНК [15].

Учитывая вероятные особенности взаимоотношения наночастиц с внутриклеточными биохимическими системами, их биодоступность и возможность влиять непосредственно на генные структуры, необходимо отметить неизбежность возникновения комплекса проблем, которые являются отдалёнными последствиями интоксикации. Они способны негативно влиять на воспроизводство и представляют потенциальную опасность для потомства [28, 31].

Наночастицы диоксида титана (далее — НЧ TiO_2) — одни из наиболее широко применяемых НЧ на сегодняшний день. В мире ежегодно производится до нескольких сотен тысяч тонн НЧ TiO_2 [27, 30, 32]. Благодаря своим фотокаталитическим и антибактериальным свойствам, НЧ TiO_2 включены в состав лакокрасочной продукции, а также лекарственных, косметических, гигиенических и защитных средств. Между тем в процессе производства, транспортировки, хранения, потребления и утилизации данных продуктов доля НЧ TiO_2 поступает в окружающую среду, при этом в результате различных миграционных процессов они неизбежно оказываются в морских прибрежных экосистемах [22, 23, 37]. Проникновение наночастиц в морскую среду чревато многочисленными последствиями, прогнозировать которые из-за недостатка информации пока не представляется возможным. Казалось бы, тенденция к агрегации и низкая растворимость в воде [17] должны в определённой мере ограничивать доступность НЧ для морских организмов, однако экспериментальные данные свидетельствуют о высоких уровнях аккумуляции наночастиц оксидов металлов в гидробионтах [2, 5]. Имеются сведения о вымывании НЧ TiO_2 из фасадных красок [16] и о поступлении их в сточные воды [18]. По расчётам математических моделей, в настоящее время концентрация НЧ в воде и донных отложениях может достигать нескольких десятков мкг (в расчёте на литр и килограмм соответственно) [14, 25, 32].

В данном контексте приобретает особую актуальность изучение влияния относительно высокостабильных в морской среде наночастиц TiO_2 на двустворчатых моллюсков-фильтраторов, способных аккумулировать в своих тканях различные металлы. Благодаря этому свойству моллюски семейства митилид (*Mytilidae*) являются уникальными моделями для изучения взаимоотношения живых организмов с ксенобиотиками неорганического происхождения и широко используются для мониторинга загрязнения разных акваторий Мирового океана [23]. Исходя из этих рассуждений, мы посчитали крайне важным исследовать биодоступность и токсические свойства (генотоксичность) НЧ TiO_2 на примере дальневосточного моллюска *Mytilus trossulus* (Gould, 1850). Для оценки токсического влияния на ДНК гидробионта мы использовали клетки пищеварительной железы и жабр — ключевых органов взаимодействия организма с окружающей средой.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Моллюски *M. trossulus* отобраны в экологически малонарушенной б. Средняя (залив Восток, Японское море). Перед экспериментом мидий отсортировали по размеру — $(4,5 \pm 0,5)$ см — и провели акклимацию в аквариумах не менее двух суток. После неё гидробионтов разделили на три группы по 40 экз. (контрольная и две экспериментальные) и поместили в аквариумы из расчёта 0,7 л морской воды на одного моллюска. Параметры морской воды были следующими: солёность — $(32,75 \pm 0,33)‰$; pH — $(8,16 \pm 0,06)$; O_2 — $(7,91 \pm 0,08) \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$; T — $(17,37 \pm 0,31)^\circ\text{C}$. В аквариумах с экспериментальными группами каждые 12 ч меняли

воду и вносили НЧ TiO_2 (Sigma-Aldrich, CAS no. 13463-67-7), доводя рабочие концентрации до 200 и 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (в пересчёте на ионы титана). Непосредственно перед внесением в аквариум стоковый раствор НЧ TiO_2 (100 $\text{мг}\cdot\text{л}^{-1}$) подвергали ультразвуковой обработке (40 Вт) в течение 20 минут. На протяжении всего эксперимента (10 суток) и в период адаптации поддерживали стабильную температуру воды [(17,0 ± 0,5) °C], использовали принудительную аэрацию, животных дополнительно не кормили. Контрольную группу мидий содержали в аналогичных условиях, но без добавления НЧ TiO_2 .

После окончания экспозиции в экспериментальных аквариумах с растворами НЧ TiO_2 и в контрольных с чистой морской водой из моллюсков *M. trossulus* отбирали жабры и пищеварительную железу. Для оценки уровня повреждения ДНК использовали щелочной вариант метода ДНК-комет, описанный авторами ранее [1]. Полученные изображения обрабатывали с помощью программы CaspLab (v. 1.2.2). При оценке целостности ДНК в качестве критерия использовали процент ДНК в «хвосте кометы». Количество титана в исследованных тканях моллюсков определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на приборе Shimadzu AA-6800-F. Содержание малонового диальдегида (далее — МДА) в тканях определяли по цветной реакции с 2-тиобарбитуровой кислотой [4].

Статистическую обработку результатов проводили с использованием программы STATISTICA 8. Достоверность различий между показателями контрольной и экспериментальных групп моллюсков определяли по непараметрическому критерию Манна — Уитни (при $p \leq 0,05$). Всего проведено четыре серии экспериментов в аквариуме ($N = 4$).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

За десять суток воздействия НЧ TiO_2 на моллюсков при концентрации НЧ 200 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ существенного различия в содержании диоксида титана в жабрах, по сравнению с таковым в контрольной группе, не отмечено; при концентрации НЧ 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на 7-е и 10-е сутки зафиксировано увеличение содержания титана. В пищеварительной железе на 7-е сутки воздействия при концентрации НЧ TiO_2 200 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ отмечен рост содержания титана (в 4 раза); при концентрации 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ на 5-е сутки отмечено увеличение НЧ TiO_2 (в 27 раз). Максимальное значение (в 48 раз выше, чем в контрольной группе) зарегистрировано к концу эксперимента, при концентрации НЧ TiO_2 в среде 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ (табл. 1).

Таблица 1. Содержание НЧ TiO_2 и МДА в жабрах (Ж) и пищеварительной железе (ПЖ) *M. trossulus*

Table 1. Content of titanium dioxide nanoparticles and malondialdehyde in gills (Ж) and digestive gland (ПЖ) of *M. trossulus*

		Концентрация титана, $\text{мкг}\cdot\text{г}^{-1}$ сух. веса					
орган	контроль	200 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$			1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$		
		5 суток	7 суток	10 суток	5 суток	7 суток	10 суток
Ж	0	следы	следы	следы	следы	2,78 ± 0,14	5,49 ± 0,28
ПЖ	2,68 ± 0,13	следы	13,27 ± 0,66	31,33 ± 1,57	72,84 ± 3,64	105,18 ± 5,26	129,60 ± 6,48
		Концентрация МДА, $\text{нмоль}\cdot\text{г}^{-1}$					
орган	контроль	200 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$			1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$		
		5 суток	7 суток	10 суток	5 суток	7 суток	10 суток
Ж	0,43 ± 0,1	0,58 ± 0,02	0,54 ± 0,01	0,33 ± 0,02	0,44 ± 0,02	0,55 ± 0,04	0,9 ± 0,01
ПЖ	1,25 ± 0,12	1,29 ± 0,12	0,36 ± 0,06	2,53 ± 0,06	2,190 ± 0,11	1,25 ± 0,09	2,49 ± 0,05

В тканях моллюсков из экспериментальной группы, по сравнению с таковыми контрольной, наблюдалось изменение концентрации МДА. Наиболее сильные отклонения отмечены на 10-е сутки эксперимента при воздействии концентрации НЧ 1000 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ как для жабр (в 2,1 раза), так и для пищеварительной железы (практически в 2 раза) (табл. 1).

В условиях нашего эксперимента воздействие НЧ TiO_2 на *M. trossulus* привело к росту повреждений цепей ДНК в клетках жабр и пищеварительной железы моллюсков, о чём свидетельствуют результаты генетического анализа. Процент ДНК в «хвосте кометы» у клеток пищеварительной железы и жабр моллюсков экспериментальных групп значительно (до 4,5 раз) превышал соответствующий показатель контрольной группы (рис. 1). При воздействии высокой концентрации НЧ TiO_2 ($1000 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$) данный показатель возрастал с течением времени воздействия.

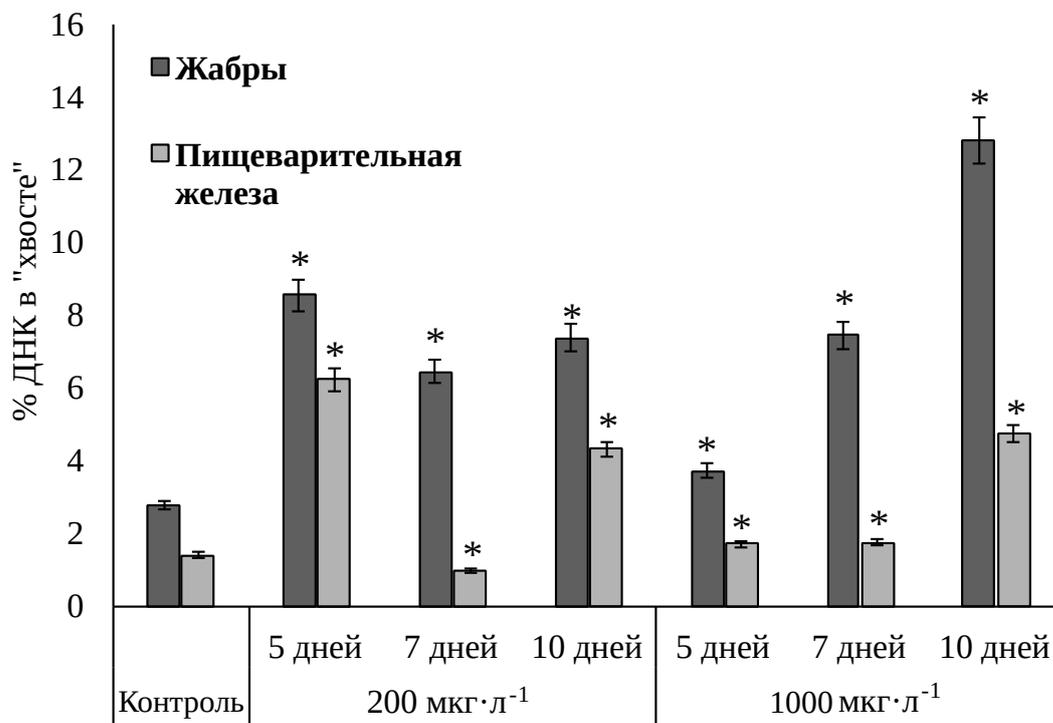


Рис. 1. Процент повреждения ДНК в тканях *M. trossulus* после воздействия НЧ TiO_2 . Знаком (*) отмечено достоверное отличие от контроля ($p < 0,05$)

Fig. 1. DNA damage percentage in *M. trossulus* tissues after NP TiO_2 exposure. Mark (*) means significant difference from control ($p < 0.05$)

Известно, что жабры являются чувствительным органом-мишенью при воздействии растворённых форм тяжёлых металлов (медь, кадмий, цинк и др.). Однако при воздействии НЧ в нашем эксперименте существенного роста концентрации титана в клетках жабр не наблюдалось, в то время как его содержание в клетках пищеварительной железы возросло. Сходные данные были получены ранее в экспериментах с НЧ оксида меди [8]. Факт сходства результатов можно объяснить тем, что на поверхности жабр происходит селекция по размеру пищевых частиц, которые либо прижимаются реснитчатым эпителием моллюска к ротовой полости, либо отбрасываются. Часть НЧ, попавших на поверхность жабр, задерживается, вероятно, покрывающим их слоем слизи и остаётся снаружи. В клетках пищеварительной железы, в свою очередь, идёт поглощение НЧ, даже если они образуют крупные агрегаты, за счёт активного процесса эндоцитоза, интенсивность которого существенно влияет на аккумуляцию НЧ живыми системами [35].

Вопрос о биохимических механизмах генотоксичности НЧ для различных организмов вызывает повышенный интерес: негативное влияние НЧ TiO_2 ранее отмечалось у рыб [29, 36], многощетинковых червей [11], брюхоногих [3] и двустворчатых моллюсков [6, 12, 20].

Большинство исследователей, характеризуя повреждения в молекуле ДНК, заключают, что они могут быть вызваны как прямыми, так и косвенными механизмами. К механизмам первого рода следует отнести способность наночастиц связываться непосредственно с молекулой ДНК [31].

Непрямыми механизмами являются воздействие НЧ на различные структуры клетки, в том числе на белки системы репарации ДНК, а также образование на поверхности частиц свободных радикалов, повреждающих ДНК [19, 24]. Отмечено что наночастицы TiO_2 способны нарушать работу репарационной системы клетки [15]. Более того, к возможным опосредованным механизмам причисляют воздействие сорбированных на поверхности частиц загрязняющих веществ различной природы, которые могли содержаться в природных водах, используемых в ходе эксперимента [6, 10, 34].

Рост числа повреждений в структуре ДНК клеток жабр, выявленных в ходе экспериментов, не может быть следствием прямого взаимодействия НЧ TiO_2 ни с элементами генетического аппарата, ни с какими-либо внутриклеточными биоструктурами, так как нами не было отмечено их накопления в клетках ткани. Наиболее вероятно, что это эффект непрямого воздействия наночастиц TiO_2 , находящихся с внешней стороны клеток жабр. Рост числа повреждений ДНК после воздействия НЧ TiO_2 при отсутствии поступления самих частиц внутрь клеток ткани уже отмечался у полихеты *Arenicola marina* [11]. В недавних работах также показано, что НЧ вызывают цито- и генотоксический эффект в клетках гемолимфы моллюсков [3, 12, 13]. Обнаруженное в результате этих исследований повреждение фагоцитарных клеток свидетельствует, вероятно, о воспалительных процессах в организме, возникающих в результате воздействия НЧ [9, 19], и одним из их проявлений может быть интенсивная деструкция генома клеток соматических тканей, в частности жабр. Хотя это объяснение носит гипотетический характер, оно должно быть упомянуто, поскольку может помочь в решении недостаточно изученного вопроса, касающегося механизмов генотоксичности.

Большинство исследователей, описывая механизмы генотоксичности НЧ, делают вывод о том, что повреждения молекулы ДНК являются следствием генерации активных форм кислорода (далее — АФК) и развития процессов окислительного стресса [7, 21]. По имеющимся данным, наночастицы оксидов металлов, в частности НЧ TiO_2 [15], за счёт своих химических и поверхностных характеристик способствуют интенсивному образованию АФК, которые вызывают окислительное повреждение ДНК через окисление азотистых оснований (пуриновых и пиримидиновых) и дезоксирибозного скелета, а также через формирование ДНК-белковых сшивок. Когда уровень АФК, образующихся вследствие воздействия НЧ, превышает защитный потенциал антиоксидантной и репарационной систем, они начинают повреждать различные биоструктуры клетки (белки, нуклеиновые кислоты, углеводы, липиды). На организменном уровне это может привести к фиброзу, апоптозу отдельных клеток, мутагенезу и канцерогенезу [7, 33].

Очевидно, что в результате воздействия НЧ на *M. trossulus* уровень генерации АФК превысил темпы их утилизации антиоксидантной системой, о чём свидетельствует увеличение уровня МДА. Данное явление указывает на то, что даже малое присутствие наночастиц в клетке приводит к образованию АФК, вызывающих деструктивные изменения. Повышение уровня МДА также связано, вероятно, с подавлением антиоксидантной системы клетки [19].

Отличительная особенность полученных нами результатов состоит в том, что, несмотря на отсутствие аккумуляции титана в жабрах, степень деструкции ДНК в данных клетках была выше, чем в клетках пищеварительной железы. Из этого следует, что клетки пищеварительной железы более склонны к накоплению НЧ, в то время как жабры более чувствительны к генотоксическому воздействию наночастиц. В поисках объяснения полученных результатов следует учитывать уникальные физико-химические свойства НЧ TiO_2 , определяющие их поведение в морской среде при взаимодействии с биологическими системами, в частности их способность к генерации АФК без проникновения непосредственно в живую клетку [11, 23]. Как показали итальянские исследователи [23], НЧ TiO_2 , несмотря на быструю агрегацию, активно связывались с белками внеклеточного биополимера, покрывающего клетки микроводоросли *Dunaliella tertiolecta*, и резко стимулировали образование АФК. Авторы подчёркивают, что основное количество радикалов кислорода генерировалось вне клетки, при этом отклик на описанное воздействие у популяции микроводоросли выражался в увеличении активности каталазы.

Заключение. Проведённое исследование показало, что НЧ TiO_2 вызывают окислительный стресс, который проявляется повышением уровня перекисного окисления липидов и деструкцией ДНК в клетках пищеварительной железы и жабр двустворчатого моллюска *M. trossulus*. Биохимические механизмы, лежащие в основе генотоксичности и реализации последствий повреждения ДНК, в целом сходны для различных групп гидробионтов, а значит, масштабное поступление НЧ оксидов металлов в морскую среду может привести к негативным последствиям на экосистемном уровне.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Слободскова В. В., Кукла С. П., Челомин В. П. Анализ качества морской среды на основе определения генотоксичности ДНК клеток жабр приморского гребешка *Mizuhopecten yessoensis* (Jay, 1856) // *Биология моря*. 2015. Т. 41, № 6. С. 457–460. [Slobodskova V. V., Kukla S. P., Chelomin V. P. An analysis of the quality of the marine environment based on determination of the genotoxicity of DNA in the gill cells of the Yesso Scallop, *Mizuhopecten yessoensis* (Jay, 1856). *Biologiya morya*, 2015, vol. 41, no. 6, pp. 457–460. (in Russ.)].
2. Харламов А. И., Кириллова Н. В., Скрипниченко А. В., Губарени Н. И., Фоменко В. В. Нанохимические особенности наноструктур, нанофаз и наночастиц // *Доповіді Національної академії наук України*. 2010. № 4. С. 157–163. [Kharlamov A. I., Kirillova N. V., Skripnichenko A. V., Gubareni N. I., Fomenko V. V. Nanokhimicheskie osobennosti nanostruktur, nanofaz i nanochastits. *Dopovidi Natsionalnoi akademii nauk Ukrainy*, 2010, no. 4, pp. 157–163. (in Russ.)].
3. Ali D., Ali H., Alarifi S., Kumar S., Serajuddin M., Mashih A. P., Ahmed M., Khan M., Adil S. F., Shaik M. R., Ansari A. A. Impairment of DNA in a freshwater gastropod (*Lymnea luteola* L.) after exposure to titanium dioxide nanoparticles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, vol. 68, iss. 3, pp. 543–552. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0132-0>.
4. Buege J. A., Aust S. D. Microsomal lipid peroxidation. *Methods in Enzymology*, 1978, vol. 52, pp. 302–310. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(78\)52032-6](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(78)52032-6).
5. Canesi L., Ciacci C., Fabbri R., Marcomini A., Pojana G., Gallo G. Bivalve mollusks as a unique target group for nanoparticle toxicity. *Marine Environmental Research*, 2012, vol. 76, pp. 16–21. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.06.005>.
6. Canesi L., Frenzilli G., Balbi T., Bernareschi M., Ciacci C., Corsolini S., Torre C. D., Rabbri R., Faleri C., Focardi S., Guidi P., Kocan A., Marcomini A., Mariotti M., Nigro M., Pozo-Gallardo K., Rocco L., Scarcelli V., Smerilli A., Corsi L. Interactive effects of *n*- TiO_2 and 2,3,7,8-TCDD on the marine bivalve *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology*, 2014, vol. 153, pp. 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.11.002>.
7. Chen Z., Wang Y., Ba T., Li Y., Pu J., Chen T., Song Y., Gu Y., Qian Q., Yang J., Jia G. Genotoxic evaluation of titanium dioxide nanoparticles *in vivo* and *in vitro*. *Toxicology Letters*, 2014, vol. 226, iss. 3, pp. 314–319. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.02.020>.
8. Chelomin V. P., Slobodskova V. V., Zakhartsev M., Kukla S. Genotoxic potential of copper oxide nanoparticles in the bivalve mollusk *Mytilus trossulus*. *Journal of Ocean University of China*, 2017, vol. 16, iss. 2, pp. 339–345. <https://doi.org/10.1007/s11802-017-3133-y>.
9. Donaldson K., Poland K. A., Schins L. P. F. Possible genotoxic mechanisms of nanoparticles: Criteria for improved test strategies. *Nanotoxicology*, 2010, vol. 4, iss. 4, pp. 414–420. <https://doi.org/10.3109/17435390.2010.482751>.
10. Fang Q., Shi X., Zhang L., Wang Q., Wang X., Guo Y., Zhou B. Effect of titanium dioxide nanoparticles on the bioavailability, metabolism, and toxicity of pentachlorophenol in zebrafish larvae. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, vol. 283, pp. 897–904. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.039>.
11. Galloway T., Lewis C., Dolciotti I., Johnston B. D., Moger J., Regoli F. Sublethal toxicity of nanotitanium dioxide and carbon nanotubes in a sediment dwelling marine polychaete. *Environmental Pollution*, 2010, vol. 158, pp. 1748–1755. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.013>.
12. Girardello F., Custódio Leite C., Vianna Villela I., da Silva Machado M., Luiz Mendes Juchem A., Roesch-Ely M., Neves Fernandes A., Salvador M., Pêgas Henriques A. J. Titanium dioxide

- nanoparticles induce genotoxicity but not mutagenicity in golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Aquatic Toxicology*, 2016, vol.170, pp.223–228. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.030>.
13. Gomes T., Araujo O., Pereira R., Almeida A.C., Cravo A., Bebianno M.J. Genotoxicity of copper oxide and silver nanoparticles in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Environmental Research*, 2013, vol.84, pp.51–59. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.11.009>.
 14. Gottschalk F., Sun T.Y., Nowack B. Environmental concentrations of engineered nanomaterials: Review of modeling and analytical studies. *Environmental Pollution*, 2013, vol.181, pp.287–300. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.003>.
 15. Jugan M.L., Barillet S., Simon-Deckers A., Herlin-Boime N., Sauvaigo S., Douki T., Carriere M. Titanium dioxide nanoparticles exhibit genotoxicity and impair DNA repair activity in A549 cells. *Nanotoxicology*, 2012, vol.6, iss.5, pp.501–513. <https://doi.org/10.3109/17435390.2011.587903>.
 16. Kaegi R., Ulrich A., Sinnet B., Vonbank R., Wichser A., Zuleeg S., Simmler H., Brunner S., Vonmont H., Burkhardt M., Bollner M. Synthetic TiO₂ nanoparticle emission from exterior facades into the aquatic environment. *Environmental Pollution*, 2008, vol.156, iss.2, pp.233–239. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.004>.
 17. Keller A.A., Wang H., Zhou D., Lenihan H.S., Cherr G., Cardinale D.J., Miller R., Ji Z. Stability and aggregation of metal oxide nanoparticles in natural aqueous matrices. *Environmental Science & Technology*, 2010, vol.44, iss.6, pp.1962–1967. <https://doi.org/10.1021/es902987d>.
 18. Kiser M.A., Westerhoff P., Benn T., Wang Y., Perez-Rivera J., Hrisovski K. Titanium nanomaterial removal and release from wastewater treatment plants. *Environmental Science & Technology*, 2009, vol.43, iss.17, pp.6757–6763. <https://doi.org/10.1021/es901102n>.
 19. Magdolenova Z., Collins A., Kumar A., Dhawan A., Stone V., Dusinka M. Mechanisms of genotoxicity. A review of *in vitro* and *in vivo* studies with engineered nanoparticles. *Nanotoxicology*, 2014, vol.8, iss.3, pp.233–278. <https://doi.org/10.3109/17435390.2013.773464>.
 20. Mahaye N., Thwala M., Cowan D.A., Musee N. Genotoxicity of metal based engineered nanoparticles in aquatic organisms: A review. *Mutation Research / Reviews in Mutation Research*, 2017, vol.773, pp.134–160. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2017.05.004>.
 21. Manke A., Wang L., Rojanasakul Y. Mechanisms of nanoparticle-induced oxidative stress and toxicity. *BioMed Research International*, 2013, vol.2013, article ID 942916 (15 p.). <https://dx.doi.org/10.1155/2013/942916>.
 22. Matranga V., Corsi I. Toxic effects of engineered nanoparticles in the marine environment: Model organisms and molecular approaches. *Marine Environmental Research*, 2012, vol.76, pp.32–40. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.01.006>.
 23. Moore M.N. Do nanoparticles present ecotoxicological risks for the health of the aquatic environment? *Environment International*, 2006, vol.32, iss.8, pp.967–976. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.014>.
 24. Morelli E., Gabellieri E., Bonomini A., Tognotti D., Grassi G., Corsi I. TiO₂ nanoparticles in seawater: Aggregation and interactions with the green alga *Dunaliella tertiolecta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, vol.148, pp.184–193. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.024>.
 25. Mueller N., Nowack B. Exposure modeling of engineered nanoparticles in the environment. *Environmental Science & Technology*, 2008, vol.42, iss.12, pp.4447–4453. <https://doi.org/10.1021/es7029637>.
 26. Oberdorster G., Oberdorster E., Oberdorster J. Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives*, 2005, vol.113, iss.7, pp.823–839. <https://doi.org/10.1289/ehp.7339>.
 27. Piccinno F., Gottschalk F., Seeger S., Nowack B. Industrial production quantities and uses of ten engineered nanomaterials in Europe and the world. *Journal of Nanoparticles Research*, 2012, vol.14, article ID 1109 (11 p.). <https://doi.org/10.1007/s11051-012-1109-9>.
 28. Rim K.T., Song S.W., Kim H.Y. Oxidative DNA damage from nanoparticle exposure and its application to workers' health: A literature review. *Safety and Health at Work*, 2013, vol.4, iss.4, pp.177–186. <https://doi.org/10.1016/j.shaw.2013.07.006>.
 29. Rocco L., Santonastaso M., Mottola F., Castagliola D., Suero T., Pacifico S., Stingo V. Genotoxicity assessment of TiO₂ nanoparticles in the teleost *Danio rerio*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015, vol.113, pp.223–230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.012>.
 30. Robichaud C.O., Uyar A.E., Darbym R., Zucker L.G., Wiesner M.R. Estimates of upper

- bounds and trends in nano-TiO₂ production as a basis for exposure assessment. *Environmental Science & Technology*, 2009, vol. 43, iss. 12, pp. 4227–4233. <https://doi.org/10.1021/es8032549>.
31. Singh N., Manshian B., Jenkins G. J. S., Griffiths S. M., Williams P. M., Maffei T. G. G., Wright C. J., Doak S. H. NanoGenotoxicology: The DNA damaging potential of engineered nanomaterials. *Biomaterials*, 2009, vol. 30, iss. 23–24, pp. 3891–3914. <https://doi.org/10.1016/j.biomaterials.2009.04.009>.
 32. Sun T. Y., Bornhöft N. A., Hungerbühler K., Nowack B. Dynamic probabilistic modeling of environmental emissions of engineered nanomaterials. *Environmental Science & Technology*, 2016, vol. 50, iss. 9, pp. 4701–4711. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05828>.
 33. Suh W. H., Suslick K. S., Stucky Y. D., Suh Y.-H. Nanotechnology, nanotoxicology, and neuroscience. *Progress in Neurobiology*, 2009, vol. 87, iss. 3, pp. 133–170. <https://doi.org/10.1016/j.pneurobio.2008.09.009>.
 34. Tian S., Zhang Y., Song C., Zhu X., Xing B. Titanium dioxide nanoparticles as carrier facilitate bioaccumulation of phenanthrene in marine bivalve, ark shell (*Scapharca subcrenata*). *Environmental Pollution*, 2014, vol. 192, pp. 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.010>.
 35. Torres-Duarte C., Ramos-Torres K. M., Rahimoff R., Cherr G. N. Stage specific effects of soluble copper and copper oxide nanoparticles during sea urchin embryo development and their relation to intracellular copper uptake. *Aquatic Toxicology*, 2017, vol. 189, pp. 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.05.008>.
 36. Vignardía C. P., Hasue F. M., Sartório P. V., Cardoso C. M., Machado A. S. D., Passos M. J. A. C. R., Santos T. C. A., Nucci J. M., Hewerd T. L. R., Watanabe L., Gomes V., Phan N. V. Genotoxicity, potential cytotoxicity and cell uptake of titanium dioxide nanoparticles in the marine fish *Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766). *Aquatic Toxicology*, 2015, vol. 158, pp. 218–229. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.11.008>.
 37. Ward J. E., Kach D. J. Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Marine Environmental Research*, 2009, vol. 68, iss. 3, pp. 137–142. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.05.002>.

GENOTOXIC IMPACT OF TITANIUM DIOXIDE NANOPARTICLES ON MOLLUSK *MYTILUS TROSSULUS* (GOULD, 1850) IN MARINE ENVIRONMENT

S. P. Kukla, V. V. Slobodskova, V. P. Chelomin

V. I. Ilichev Pacific Oceanological Institute of the Far Eastern Branch of RAS, Vladivostok, Russian Federation
E-mail: kukla.sp@mail.ru

An increase in the input of titanium dioxide nanoparticles (NP TiO₂) into the marine environment can cause unpredictable consequences and create a potential danger to organisms of different trophic levels. Impact of NP TiO₂ on the bivalve *Mytilus trossulus* (Gould, 1850) was studied using the DNA comet method, and the levels of DNA damage were assessed. Shown that 10-day exposure to NP TiO₂ at concentrations of 200 and 1000 µg·l⁻¹ leads to destructive changes in the DNA of the gills and of the digestive gland of the mollusks. Difference between DNA damage in two examined tissues was noted. Furthermore, the elevation of titanium content and malondialdehyde content in digestive gland of mollusks was noted.

Keywords: nanoparticles, genotoxicity, titanium dioxide TiO₂, bivalves, comet assay



УДК 597.556.31:551.464.7:628.19(262.5)

**ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ
В ЕРШЕ *SCORPAENA PORCUS LINNAEUS*, 1758
В АКВАТОРИИ СЕВАСТОПОЛЯ (ЧЁРНОЕ МОРЕ):
ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ
И БИОЛОГИЧЕСКИЙ ОТКЛИК НА УРОВЕНЬ НАКОПЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ**

© 2018 г. Л. В. Малахова¹, Е. Н. Скуратовская¹,
Т. В. Малахова¹, А. Р. Болтачев¹, В. В. Лобко²

¹Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

²Филиал МГУ имени М. В. Ломоносова в г. Севастополе, Севастополь, Россия

E-mail: malakh2003@list.ru

Поступила в редакцию 10.04.2018; после доработки 14.05.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Несмотря на запрет применения хлорорганических соединений (ХОС), они до настоящего времени аккумулируются в различных абиотических и биотических компонентах экосистемы Чёрного моря, в том числе в рыбах, вызывая негативные изменения в их метаболизме. Как район активного хозяйственного использования, севастопольская морская акватория подвергается значительному антропогенному воздействию. Уровень содержания ХОС в тканях морского ерша (скорпены) *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, ведущего оседлый образ жизни и массово распространённого в прибрежных сообществах, может служить показателем степени загрязнения акватории данным поллютантом, а вид — удобным индикатором. Газохроматографическим методом с использованием микродетектора электронного захвата определены качественный состав и концентрация хлорорганических пестицидов (п,п'-ДДТ и его метаболитов) и шести индикаторных конгенов полихлорированных бифенилов в 58 пробах белых мышц, гонад и печени морского ерша, отловленного в 2016–2017 гг. в различных по степени загрязнённости бухтах региона Севастополя (Александровская, Казачья, Стрелецкая, Балаклавская, Ласпи), а также в открытой прибрежной акватории. Для определения отклика организма на уровень загрязнения в печени ерша исследовали комплекс биохимических маркеров: активность аланинаминотрансферазы, аспартатаминотрансферазы и каталазы, содержание альбумина, уровень окислительной модификации белков и концентрацию малонового диальдегида. Содержание ХОС в рыбах зависело от загрязнённости места их обитания. Наибольший уровень ХОС зафиксирован в органах ершей из бухт закрытого типа с затруднённым водообменом (Александровская, Стрелецкая и Балаклавская), наименьший — в открытой бухте Ласпи. Накопление ХОС в органах ершей зависело от содержания липидов в исследованных тканях. Максимальные концентрации ХОС обнаружены в печени скорпены из всех изученных акваторий, минимальные — в гонадах рыб из бухт и в белых мышцах особей из открытых районов. Полученные соотношения между содержанием ХОС в печени ерша и показателями комплекса биохимических маркеров свидетельствуют об ослаблении антиоксидантной защиты и о развитии окислительного стресса у рыб в результате накопления ксенобиотиков.

Ключевые слова: морской ёрш, *Scorpaena porcus*, ПХБ, ДДТ, биохимические маркеры, акватория Севастополя, Чёрное море

К наиболее опасным загрязнителям морской среды относятся такие хлорорганические соединения (далее — ХОС), как полихлорбифенилы (далее — ПХБ) и хлорорганические пестициды (далее — ХОП). Несмотря на запрещение производства в большинстве стран и на сокращение использования ХОП в сельском хозяйстве ещё в 70-х гг., а ПХБ в промышленности — с начала 90-х гг. XX века, они по-прежнему загрязняют акваторию Чёрного моря. Один из механизмов очищения водной среды от ХОС — извлечение их морскими организмами [10]. Аккумуляции поллютантов гидробионтами способствуют гидрофобные и липофильные свойства ХОС, а также высокая устойчивость ПХБ и ХОП к разложению в условиях окружающей среды. ХОС включаются в биогеохимические циклы и в течение продолжительного времени без изменения мигрируют между компонентами экосистемы. По нашим данным, коэффициенты накопления ХОС в различных видах рыб достигают 10^3 – 10^4 , поэтому в тканях рыб обнаруживается их значительное содержание. В высоких концентрациях ХОС являются чрезвычайно токсичными для гидробионтов, а в низких они вызывают хронические заболевания, в том числе злокачественные образования и нарушения воспроизводительной функции [12, 18].

Источники ХОС в Чёрном море — речные и сточные воды, водный транспорт, атмосферный перенос, субмаринная разгрузка, дампинг. Известно, что в последние десятилетия XX в. уровень загрязнённости Чёрного моря был настолько высок, что во всех без исключения компонентах его экосистемы обнаруживались значительные концентрации ХОС. В пелагических видах рыб (ставрида и кефаль) были отмечены более высокие, чем в донных, суммарные концентрации ХОС, достигающие 454 и 240 $\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сырой массы соответственно [11].

Повышенные концентрации ксенобиотиков в тканях рыб вызывают изменения биохимического статуса и стимулируют окислительный стресс, сопровождающийся смещением прооксидантно-антиоксидантного равновесия в сторону активации перекисных процессов. В связи с этим для оценки качества среды в последние годы всё чаще используют биомаркеры молекулярного уровня, отклики которых свидетельствуют о загрязнённости водных масс различными токсикантами, в том числе ХОС, и характеризуют их негативное влияние на организм на ранних стадиях развития патологий [7, 15, 17, 23]. К числу таких биомаркеров относятся активность аминотрансфераз и антиоксидантных ферментов, а также содержание низкомолекулярных антиоксидантов. Избыточное количество токсикантов в воде и накопление их в организме индуцируют процессы образования свободных радикалов, вызывающие повреждение жизненно важных биомолекул. Для их выявления в качестве маркеров повреждающего действия токсических веществ используют показатели перекисного окисления липидов и окислительной модификации белков [1, 20, 21, 23].

Севастопольская морская акватория относится к районам активного хозяйственного использования. В её водные массы поступают неочищенные или условно-чистые промышленные и хозяйственно-бытовые сточные воды, в связи с чем акватория является коллектором различных загрязняющих веществ. Повышенная концентрация токсикантов была зафиксирована в бухтах с затруднённым водообменом, подверженных максимальному антропогенному воздействию. В таких районах сформировались зоны с высокими концентрациями в донных осадках разных загрязнителей: тяжёлых металлов, ХОС, нефтяных углеводородов (далее — НУ). Выявленные особенности пространственного распределения на рыхлых субстратах различных типов поллютантов показали сходные черты для веществ разной природы (ртуть, медь, цинк, ХОС, НУ). Это определяется единым сложным комплексом факторов, в первую очередь местонахождением источников техногенного загрязнения и наличием в донных отложениях алевроито-пелитовых фракций [3, 5, 19]. Данный факт подтверждается установленной прямой связью между содержанием ХОС и НУ (коэффициент корреляции равен 0,8 [8]). Очевидно, что в таких районах бентосные организмы подвергаются комплексному влиянию всех поллютантов и изменения их биохимических показателей могут быть рассмотрены в качестве биологического отклика на данное воздействие.

В настоящее время значительное внимание уделяется поиску видов-индикаторов для оценки состояния загрязнения среды различными поллютантами. Наиболее репрезентативные результаты для конкретного участка моря могут быть получены при использовании гидробионтов, ведущих малоподвижный, оседлый образ жизни. Один из таких представителей — морской ёрш (скорпена) *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, широко распространённый и обычный вид для всей донной прибрежной ихтиофауны Чёрного моря, исключая опреснённые участки его северо-западной части. Использование биохимических показателей морского ерша нашло широкое применение в биоиндикации состояния севастопольских бухт [23], однако особенности накопления ХОС в органах скорпены до сих пор не изучены.

Для морских рыб, которых используют в пищевых целях, разработаны нормативы допустимых уровней концентраций (далее — ДУ) хлорорганических соединений, в том числе ДДТ и ПХБ. По данным Технического регламента Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» (ТР ТС 021/2011), ДУ в мышечной массе рыб составляет для Σ ДДТ 200, для Σ ПХБ — 2000, а в печени — 3000 и 5000 $\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сырой массы соответственно [14].

Целью работы являлось сравнение уровня содержания ХОС в тканях скорпены, а также сопоставление параметров различных биохимических маркеров с показателями накопления ПХБ и ХОП в печени особей, отловленных в акватории Севастополя в районах с разной степенью антропогенной нагрузки.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектом исследования служили особи обоих полов морского ерша *Scorpaena porcus*. Рыб отлавливали в 2016–2017 гг. в различных по размерам, степени изолированности от моря и уровню загрязнённости бухтах, а также в районах открытого побережья Севастополя. К бухтам относительно замкнутого типа, имеющим определяемый гидрометеорологическими условиями ограниченный водообмен с открытым морем, относятся Александровская, расположенная в нижней части б. Севастопольская, а также Стрелецкая, Балаклавская и Казачья. Они перечислены в соответствии со степенью уменьшения антропогенной нагрузки (сброс промышленно-бытовых и ливневых стоков, урбанизация, базирование флота, судоходство, наличие препятствующих водообмену гидротехнических сооружений и т. д.). Бухта Ласпи по своей морфологии — морской залив, поэтому данная исследованная акватория, как и открытая прибрежная зона микрорайона Любимовка, имеет свободный водообмен с шельфовой зоной Крыма.

Для определения индивидуальных особенностей накопления ХОС в каждом из вышеуказанных районов отбирали по 4–6 одноразмерных самок и самцов, имевших стандартную длину в пределах 16–17 см. После полного биологического анализа печень, гонады и белые мышцы герметично упаковывали, замораживали и сохраняли при температуре $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Определение качественного состава и содержания ХОС в органах ершей проведено в соответствии с методикой [6] на газовом хроматографе «Хроматэк-Кристалл 5000» с микро-ЭЗД в центре коллективного пользования «Спектрометрия и хроматография» ФГБУН ИМБИ. В пробах измерены концентрации п,п'-дихлордифенилтрихлорметилметана (п,п'-ДДТ) и его метаболитов п,п'-ДДЭ и п,п'-ДДД (далее — ДДТ, ДДЭ и ДДД), а также шести индикаторных конгенов ПХБ: трихлорбифенила (далее — ХБ) 28, тетраХБ 52, пентаХБ 101, гексаХБ 138, гексаХБ 153 и гептаХБ 180. Данные показатели рекомендованы Международным советом по исследованию моря (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) для мониторинга загрязнённости морских экосистем. Полученные результаты представлены в виде суммы концентрации ДДТ и его метаболитов (Σ ДДТ) и суммы концентрации шести конгенов ПХБ (Σ ПХБ₆), выраженной в $\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$ сырой и липидной массы. Ошибка определения ХОС не превышала 20 %.

Массовую долю жиров в органах определяли экстракционно-весовым методом согласно ГОСТ 7636–85.

Отклик организмов рыб на загрязнённость окружающей среды определяли по изменению биохимических показателей печени. Образцы ткани печени несколько раз промывали холодным физраствором, гомогенизировали, центрифугировали 15 минут при 8000 g. Активность аспаратамино-трансферазы (A_{ACT}) и аланинаминотрансферазы (A_{ALT}), а также концентрацию альбумина (C_{ALB}) определяли с использованием стандартных наборов реактивов «Ольвекс», активность каталазы (A_{CAT}) — по реакции взаимодействия перекиси водорода с молибдатом аммония [4], содержание малонового диальдегида (C_{MDA}) — по образованию окрашенного комплекса с тиобарбитуровой кислотой [13]. Уровень окислительной модификации белков анализировали на основе реакции взаимодействия окисленных аминокислотных остатков белка с 2,4-динитрофенилгидразином [2]. Оптическую плотность (D) образовавшихся 2,4-динитрофенилгидразонов регистрировали при следующих длинах волн: при 346 и 370 нм (альдегидные (C_{346}) и кетонные (C_{370}) продукты окислительной модификации нейтрального характера), а также при 430 нм (альдегидные продукты (C_{430}) окислительной модификации основного характера). Полученные данные пересчитывали с учётом содержания белка в экстрактах тканей. Его концентрацию определяли с использованием стандартного набора реактивов «Ольвекс». Все измерения проводили на спектрофотометре СФ-2000.

Достоверность различий выборочных совокупностей оценена с помощью t -критерия Стьюдента. Статистическая обработка данных проведена с помощью пакета прикладных программ R и Microsoft Excel 2016.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Выбор районов для изучения содержания ХОС в рыбах определён многолетними исследованиями авторов, позволившими установить уровни загрязнения ХОС в севавтопольской морской акватории. Станции отлова морского ерша в бухтах Александровская, Стрелецкая и Балаклавская расположены в районах с максимальным загрязнением хлорорганическими соединениями донных отложений. Концентрация Σ ПХБ₆ в указанных бухтах составляла в среднем 110, 100 и 59 нг·г⁻¹ (здесь и далее — на сухую массу) соответственно (рис. 1). В открытых прибрежных участках юго-западного района Крыма, к которым относятся б. Ласпи и акватория микрорайона Любимовка, среднее содержание Σ ПХБ₆ было намного меньше и составляло 6 и 4 нг·г⁻¹ соответственно. Уровень загрязнённости Σ ДДТ в грунтах бухт был более низким, чем таковой Σ ПХБ₆, и составлял в среднем в б. Стрелецкая 51 нг·г⁻¹, в бухтах Александровская и Балаклавская — 35 нг·г⁻¹. Отметим, что рыхлые грунты в указанных бухтах представлены в основном алеврито-пелитовыми фракциями, обладающими наибольшей аккумулярующей способностью. В б. Ласпи и в акватории микрорайона Любимовка, где донные отложения представлены в основном песками, слабо сорбирующими гидрофобные загрязняющие вещества, концентрация Σ ДДТ была намного ниже и в среднем составляла 1,3 нг·г⁻¹ (см. рис. 1) [3, 5, 8]. Указанные тенденции снижения концентрации поллютантов в зависимости от гранулометрического состава рыхлых грунтов исследованных районов относятся как к показателям сумм конгенов ПХБ и ДДТ с метаболитами, так и к параметрам содержания индивидуальных ХОС.

Результаты определения уровня накопления ХОС в мышцах, гонадах и печени ерша из районов с различной степенью антропогенного воздействия показали наличие во всех особях соединений ДДТ и его метаболитов ДДЭ и ДДД, а также шести индикаторных конгенов ПХБ. Распределение ХОС в органах отличалось значительной неоднородностью (рис. 2). В основном поллютанты накапливались в тканях органа с высоким содержанием липидов — в печени, средний показатель жирности которой в исследованных пробах составил $(24,51 \pm 6,29) \%$ (здесь и далее результаты представлены в виде (среднее значение \pm стандартное отклонение), % на сырую массу). В мышцах ерша среднее содержание жиров было равно $(0,59 \pm 0,35)$, в гонадах — $(1,59 \pm 1,29) \%$. Достоверных различий между показателями жирности органов рыб, отловленных в бухтах и в открытых акваториях, не выявлено.

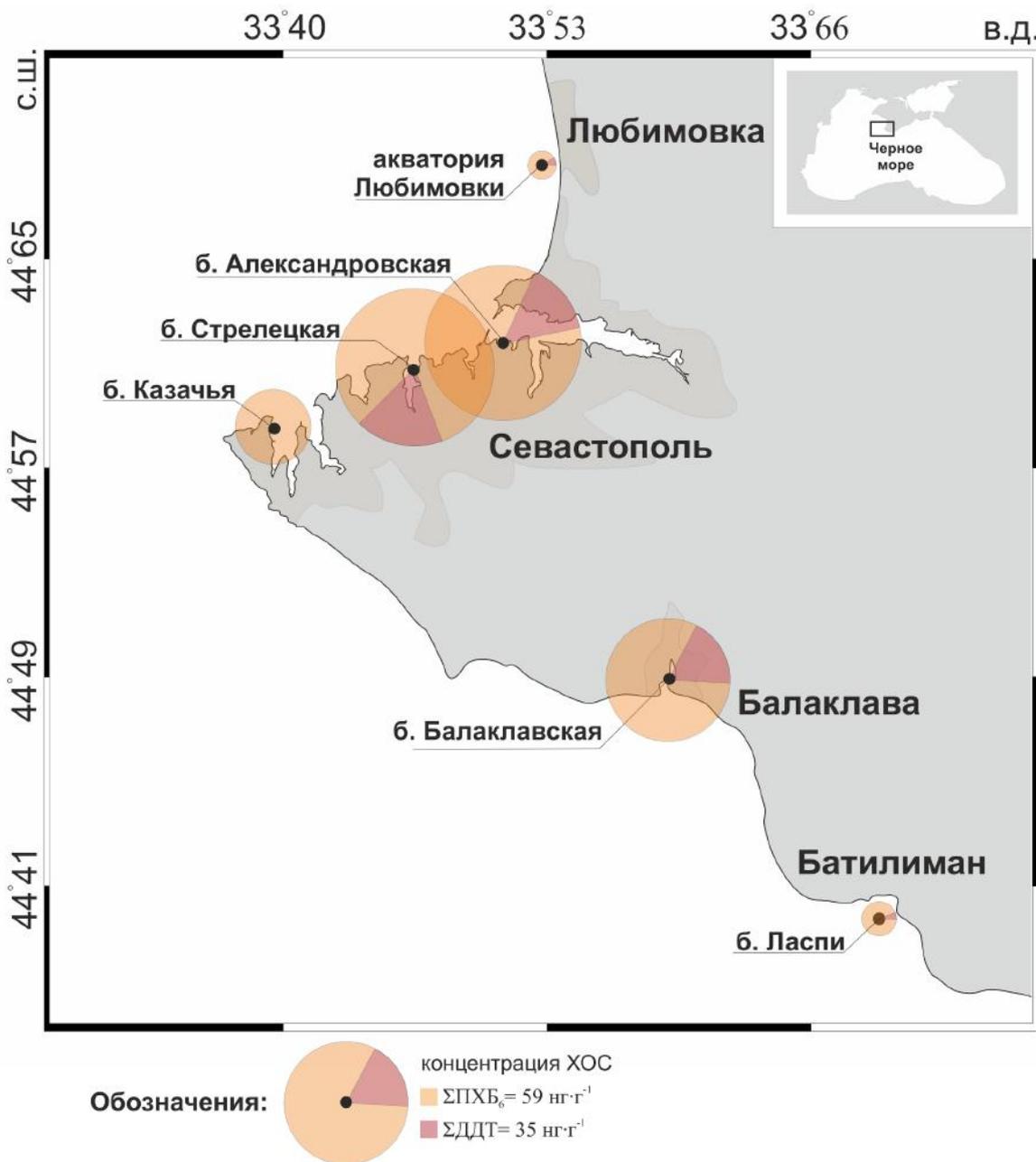


Рис. 1. Схема станций отлова морского ерша в морской акватории Севастополя в 2016–2017 гг. На круговых диаграммах показана средняя концентрация хлорорганических соединений в донных отложениях в районах исследования [3, 5, 8]

Fig. 1. The scheme of scorpion fish catch stations in the Sevastopol marine area in 2016–2017. The pie charts show the mean organochlorine compounds concentration in the bottom sediments at the studied areas [3, 5, 8]

Максимальные значения концентрации ΣПХБ₆ и ΣДДТ обнаружены в печени особей, отловленных в бухтах. Они составляли в среднем 990 и 261 нг·г⁻¹ (здесь и далее — на сырую массу) соответственно и были существенно выше, чем таковые в скорпенах из открытых районов (182 и 115 нг·г⁻¹ соответственно) (см. рис. 2). Значительная концентрация ΣПХБ₆ (в среднем — 205 нг·г⁻¹) зафиксирована в мышцах особей из бухт. В открытых акваториях содержание ΣПХБ₆ в мышцах оказалось ниже, чем в бухтах, примерно в 70 раз (в среднем — 2,2 нг·г⁻¹). В органах рыб, отловленных в бухтах, наименьшее содержание ΣПХБ₆ определено в гонадах — 96 нг·г⁻¹. В гонадах ершей из открытых акваторий концентрация ΣПХБ₆ была равна в среднем 28,9 нг·г⁻¹.

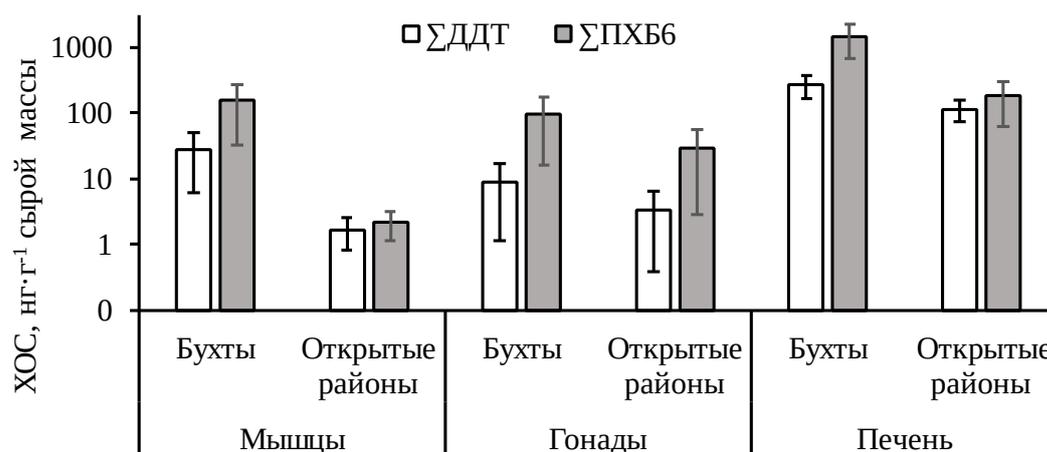


Рис. 2. Средняя концентрация Σ ДДТ и Σ ПХБ₆ (\pm стандартное отклонение) в мышцах, гонадах и печени ершей, отловленных в бухтах и в открытых районах морской акватории Севастополя в 2016–2017 гг.

Fig. 2. The mean concentration of Σ DDT and Σ PCB₆ (\pm standard deviation) in muscles, gonads and liver of scorpion fish sampled from bays and from open marine areas of the Sevastopol region in 2016–2017

Сравнение концентрации ХОС с ДУ показало, что как по сумме ПХБ, так и по Σ ДДТ показатели допустимых уровней концентрации превышены не были. Очевидно, что для человека риск интоксикации в результате употребления в пищу ершей из акватории Севастополя будет минимальным.

В мышцах и печени ершей, отловленных в бухтах, концентрация Σ ДДТ в общей сумме исследованных ХОС составляла в среднем 15,4 и 15,2 % соответственно. В органах *Scorpaena porcus* из открытых районов процент Σ ДДТ был выше — 43,2 и 38,8 % соответственно. Данное соотношение ДДТ и ПХБ в органах рыб, определяющееся балансом характеристик накопления и выведения токсикантов в организмах, свидетельствует о том, что в акваториях бухт уровень загрязнения ПХБ значительно превышает таковой ДДТ. В открытых районах, по-видимому, нет существенной разницы между источниками поступления ПХБ и ДДТ, вследствие чего диапазон концентраций ХОС в мышцах и печени у обитающих здесь особей не такой широкий, как в бухтах, и отношение ДДТ к ПХБ в мышцах и печени приближается к 1 : 1 (рис. 2).

При выражении соотношения концентрации ПХБ на липидную массу печени, нивелирующем разницу в жирности, обнаружено, что у отдельных рыб, отловленных в пределах бухт, содержание конгенов значительно варьировало. Наблюдаемые различия определяются, вероятно, индивидуальными особенностями питания и физиологии особей, а также уровнем загрязнения среды обитания. Низкие концентрации конгенов ПХБ зафиксированы в печени *Scorpaena porcus*, отловленных как в бухтах, так и в открытых районах (рис. 3). Отметим, что высокое содержание конгенов ПХБ обнаружено только в ершах, обитающих в бухтах, что опосредованно подтверждает наличие повышенного антропогенного воздействия на данные акватории.

Показатели концентрации конгенов ПХБ 101, 138, 153 и 180, а также Σ ПХБ₆ оказались достоверно больше ($p < 0,05$) в печени ершей из бухт с затруднённым водообменом, чем таковые в органах особей из открытых районов моря (рис. 3).

В сумме шести конгенов ПХБ в печени ершей преобладали два гексахлорированных конгенера — 153 и 138: их доля составляла 38 и 31 % соответственно (см. рис. 3). По-видимому, данные высоко насыщенные хлором соединения более длительное время, чем другие ХОС, не выводятся из организма, поскольку практически не подвергаются ферментативному гидролизу, что связано с особенностями структуры их молекул.

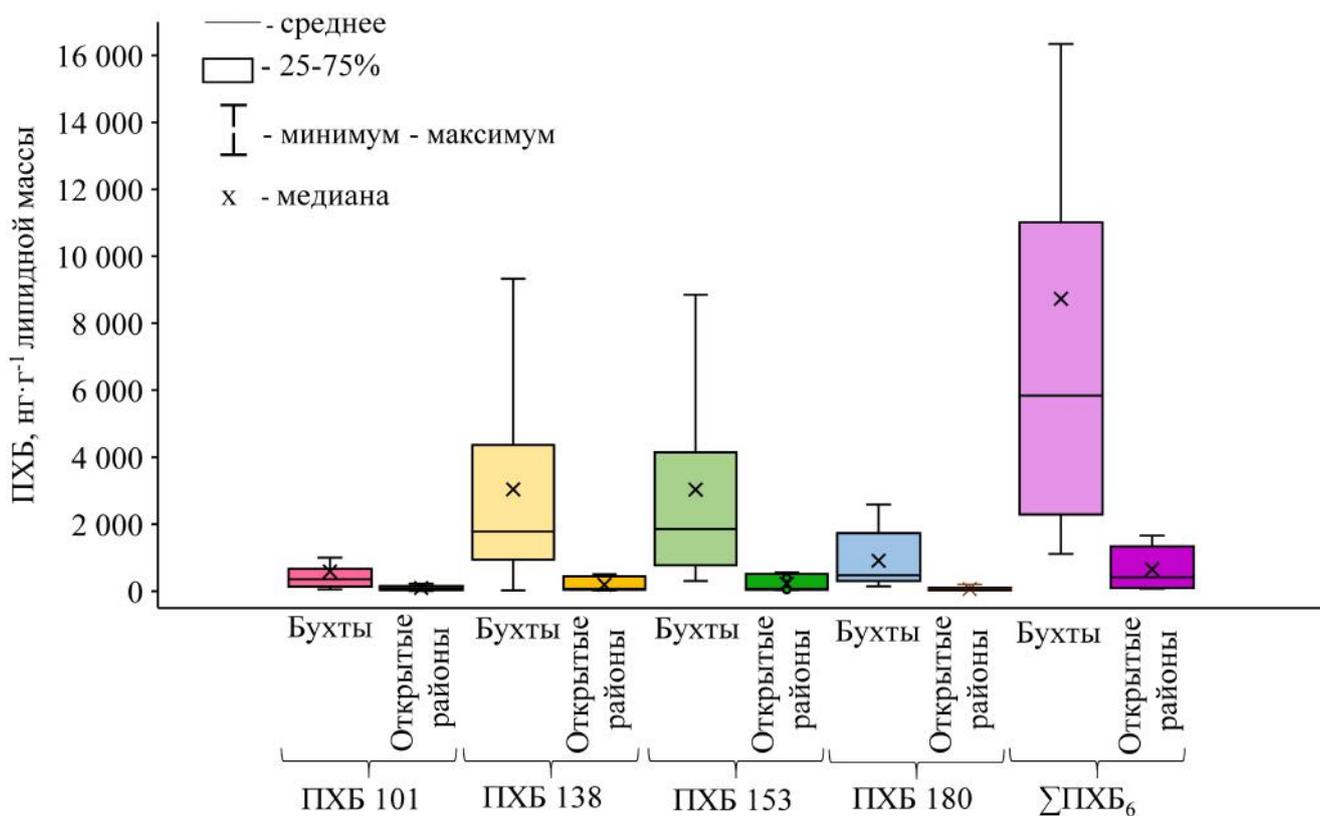


Рис. 3. Диапазоны изменчивости концентрации конгенов ПХБ 101, 153, 138 и 180, а также Σ ПХБ₆ ($\text{нг}\cdot\text{г}^{-1}$ липидной массы) в печени морских ершей, отловленных в бухтах (Александровская, Балаклавская, Казачья и Стрелецкая) и в открытых районах моря (б. Ласпи и акватория микрорайона Любимовка)

Fig. 3. The range of variability in the concentration of PCB congeners 101, 153, 138 and 180 as well as Σ PCB₆ ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ lipids) in the scorpion fish liver from bays (Aleksandrovskaya, Balaklava, Kazach'ya, Streletskaya) and from open marine areas (Laspi Bay and Lyubimovka marine area)

Преобладающим компонентом соединений группы ДДТ в органах ершей был его метаболит ДДЭ, содержание которого в сумме с ДДД составляло в среднем 80 %. Это свидетельствует об отсутствии современных источников поступления в морскую среду исходного препарата ДДТ.

При сопоставлении полученных данных по содержанию ДДЭ в органах ершей, отловленных во всех исследованных районах, обнаружилось достоверные различия ($p < 0,05$) между особями из закрытых бухт и из открытых акваторий (рис. 4).

Известно, что важнейший фактор, влияющий на накопление ХОС гидробионтами, — жирность их органов. Водные организмы различных таксономических групп интенсивно накапливают, как правило, и ПХБ, и ХОП в обогащённых липидами тканях — гонадах (моллюски) [16] и печени (рыбы) [22]. Нами обнаружена достоверная положительная корреляция между содержанием жиров в органах ерша и средней концентрацией Σ ДДТ ($r = 0,81$; $p < 0,05$). Зависимость уровня накопления Σ ПХБ₆ от показателя жирности выражена не так сильно ($r = 0,57$), как таковая Σ ДДТ. Как отмечено ранее, достоверной разницы в содержании липидов в органах *Scorpaena porcus* из исследованных районов не выявлено. В связи с этим можно заключить, что различие в содержании ХОС в тканях скорпен из бухт и открытых акваторий не связано с данным фактором, а определяется разным уровнем загрязнённости изученных полигонов. Так, сведения по уровням загрязнённости донных осадков исследованных акваторий (см. рис. 1) хорошо соотносятся с показателями содержания ХОС в печени ерша (рис. 5). В районах с высокой концентрацией ХОС в донных отложениях

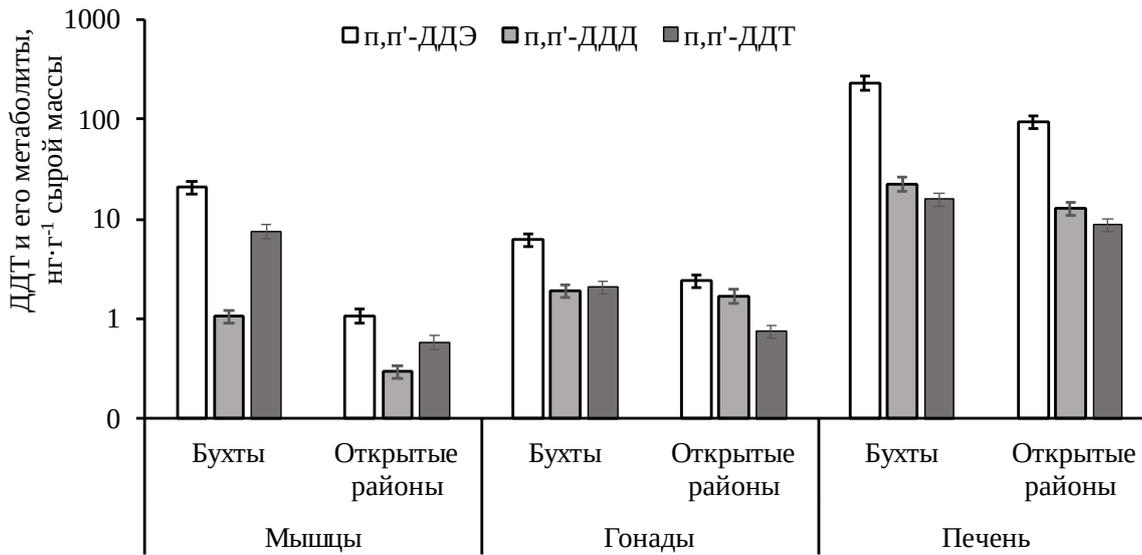


Рис. 4. Средняя концентрация ДДТ и его метаболитов в мышцах, гонадах и печени ерша из бухт с затруднённым водообменом и из открытых районов морской акватории Севастополя в 2016–2017 гг.

Fig. 4. The mean concentration of DDT and its metabolites in muscles, gonads and liver of scorpion fish from bays with the limited water circulation and from open marine areas of the Sevastopol region in 2016–2017

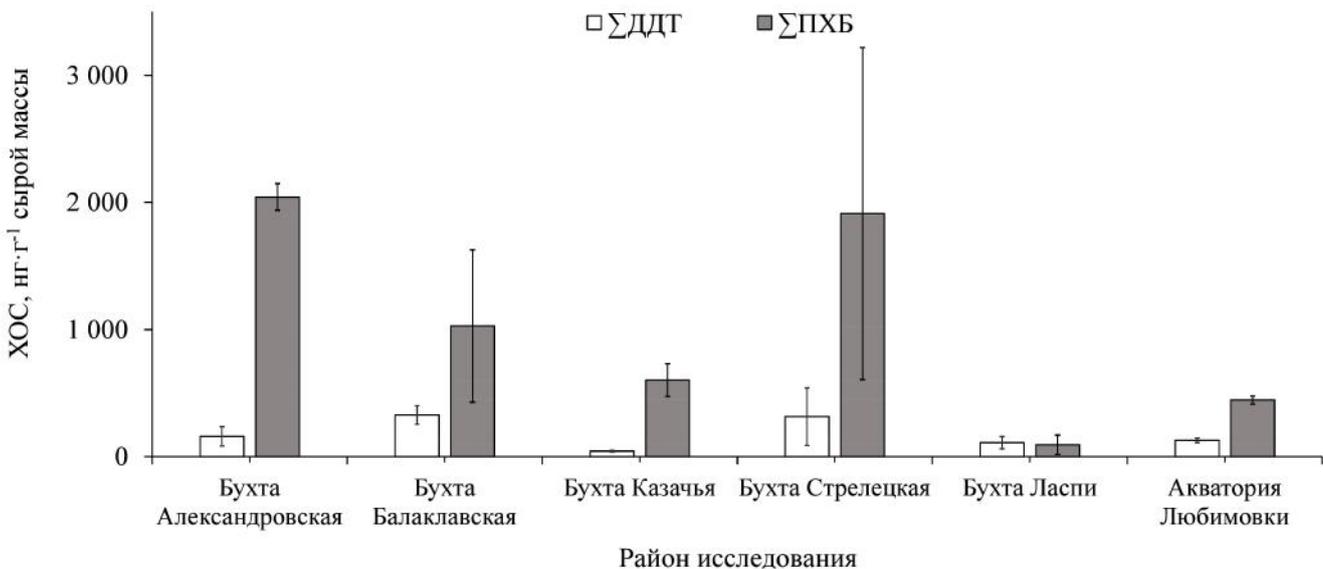


Рис. 5. Средняя концентрация ΣДДТ и ΣПХБ₆ (± стандартное отклонение) в печени ерша из районов с различным уровнем загрязнённости ХОС в донных отложениях

Fig. 5. The mean concentration of ΣDDT and ΣPCB₆ (± standard deviation) in the scorpion fish liver from areas characterized by different contamination levels of bottom sediments

(б. Александровская, Стрелецкая и Балаклавская) зафиксировано и наибольшее содержание ХОС в печени рыб. Минимальные уровни загрязнённости ΣПХБ₆ в печени определены для особей из б. Ласпи, ΣДДТ — для скорпен из б. Казачья (рис. 5).

В результате сравнительного анализа биохимических параметров определены достоверные отличия по содержанию альбумина, уровню альдегидных и кетонных продуктов окислительной модификации белков нейтрального характера, активности КАТ и АЛТ в печени ершей из бухт и открытых районов (табл. 1).

Таблица 1. Биохимические параметры в печени морского ерша из бухт и открытой морской прибрежной зоны Севастополя в 2016–2017 гг. ($M \pm m$)

Table 1. Biochemical parameters of scorpion fish liver from bays and from open marine areas of the Sevastopol region in 2016–2017 ($M \pm m$)

Параметры	Бухты ($n = 15$)	Открытая акватория ($n = 9$)
$S_{\text{АЛБ}}$, мг · г ⁻¹ белка	327,97 ± 47,1	83,1 ± 17,42*
$S_{\text{МДА}}$, мкмоль · г ⁻¹ белка	8,4 ± 0,51	6,91 ± 0,62
S_{346} , ед. опт. плотности · г ⁻¹ белка	31,94 ± 3,18	23,32 ± 2,64*
S_{370} , ед. опт. плотности · г ⁻¹ белка	48,5 ± 6,15	31,11 ± 2,88*
S_{430} , ед. опт. плотности · г ⁻¹ белка	22,94 ± 2,8	16,84 ± 1,89
$A_{\text{КАТ}}$, ммоль · г ⁻¹ белка · с ⁻¹	46,67 ± 5,5	32,51 ± 3,83*
$A_{\text{АЛТ}}$, ммоль · г ⁻¹ белка · с ⁻¹	0,194 ± 0,03	0,054 ± 0,018*
$A_{\text{АСТ}}$, ммоль · г ⁻¹ белка · с ⁻¹	0,031 ± 0,007	0,02 ± 0,007

Примечание: * — различия достоверны по сравнению со значениями особей из бухт при $p < 0,05$

Note: * – differences are significant in comparison with the values of the individuals from the bays at $p < 0,05$

Альбумин является основным белком плазмы крови, участвует в процессах детоксикации и обладает высокой антиоксидантной активностью, защищая от повреждения ферменты, нуклеиновые кислоты, липиды и другие биологически активные соединения [9]. В наших исследованиях существенная разница в концентрации альбумина в печени скорпены ($p < 0,01$) может определяться высоким уровнем загрязнения бухт. Установлена значимая обратная связь данного показателя с уровнем $\Sigma\text{ДДТ}$ ($r = -0,75$) и $\Sigma\text{ПХБ}_6$ ($r = -0,53$) в печени ершей, обитающих в бухтах (табл. 2).

Малоновый диальдегид — конечный продукт перекисного окисления липидов. Повышение его концентрации свидетельствует об усилении процессов перекисного окисления и/или об ослаблении антиоксидантной защиты [23]. Содержание МДА в печени ершей, отловленных в бухтах, превышало значения для особей из открытых районов, однако достоверных различий не установлено (см. табл. 1).

Значимая корреляционная связь была определена между содержанием МДА и концентрацией $\Sigma\text{ДДТ}$ ($r = 0,63$) и $\Sigma\text{ПХБ}_6$ ($r = 0,71$) в печени (см. табл. 2).

Обнаруженное в наших исследованиях увеличение уровня окислительной модификации белков в печени рыб из бухт (достоверно для $D = 346$ нм и $D = 370$ нм; $p < 0,05$) является следствием хронического загрязнения морской среды (см. табл. 1). Поступление в организм высоких концентраций токсикантов приводит к нарушению протеосинтетической функции печени, повреждению белковых молекул и интенсификации процессов их окислительной модификации.

Значимая прямая зависимость установлена также между содержанием окисленных белков и концентрацией ХОС в печени ершей из бухт и $\Sigma\text{ПХБ}_6$ — скорпен из открытых районов (см. табл. 2), что наиболее выражено для альдегидных продуктов окислительной модификации нейтрального и основного характера ($D = 346$ нм и $D = 430$ нм соответственно).

АЛТ и АСТ катализируют взаимопревращение аминокислот и α -кетокислот путём переноса аминогрупп, поэтому изменение их активности приводит к нарушению углеводного и белкового метаболизма. Аминотрансферазы обладают высокой чувствительностью к действию природных и антропогенных факторов и принимают участие в ответных реакциях организма на загрязнение среды обитания [23]. Существенное повышение (более чем в 3,5 раза; $p < 0,01$) активности АЛТ в печени рыб из бухт, по сравнению со значением показателя особей из открытых акваторий, может быть обусловлено усилением функциональной нагрузки на данный орган в результате детоксикации ксенобиотиков (табл. 1).

Таблица 2. Коэффициенты корреляции между биохимическими параметрами и содержанием ХОС в печени морского ерша, отловленного в бухтах и в открытых районах морской акватории Севастополя

Table 2. Correlation coefficients between the biochemical parameters and organochlorine compounds in the liver of the scorpion fish from the bays and from open marine areas of the Sevastopol region

Биохимические параметры	ΣДДТ	ΣПХБ ₆
С _{АЛЬБ}	-0,75	-0,53
С _{МДА}	0,63	0,71
С ₃₄₆	0,55	0,70
С ₃₇₀	0,41	0,52
С ₄₃₀	0,68	0,60
Общее содержание окисленных белков	0,53	0,62
А _{АСТ}	-0,31	-0,18
А _{АЛТ}	-0,44	-0,25
А _{КАТ}	-0,30	-0,08

Одним из ключевых ферментов антиоксидантной системы является каталаза, которая разлагает в клетках перекись водорода [23]. Активность фермента была выше в органах особей из бухт ($p < 0,05$). Это может свидетельствовать об адаптивной ответной реакции морского ерша на загрязнение, а также о способности противостоять последствиям окислительного стресса. В результате корреляционного анализа всего массива данных выявлена слабая отрицательная зависимость между активностью изученных ферментов и концентрацией ХОС (табл. 2). При этом, однако, отмечена существенная отрицательная связь с коэффициентами корреляции (от $-0,47$ до $-0,66$) при определении зависимости между активностью ферментов и концентрацией ΣДДТ в печени рыб, обитающих в бухтах с повышенным загрязнением. По-видимому, в таких районах накопление высоких концентраций токсикантов ингибировало ферментативную активность. В этих же бухтах с повышенным уровнем загрязнения определена и отрицательная зависимость между активностью исследованных ферментов и концентрацией ΣПХБ₆ в печени ершей с более низкими r , которые варьировали от $-0,19$ до $-0,51$.

Таким образом, полученные соотношения между содержанием ХОС и биохимическими показателями свидетельствуют об ослаблении антиоксидантной защиты и о развитии окислительного стресса у скорпены в результате накопления ксенобиотиков.

Заключение. Содержание ХОС в мышцах, гонадах и печени морских ершей, отловленных в 2016–2017 гг. в различных по уровню антропогенной нагрузки районах морской акватории Севастополя, зависело от различий в уровне загрязнения донных отложений в местах обитания рыб. Наибольшая концентрация ХОС зафиксирована в скорпенах, отловленных в бухтах с затруднённым водообменом с морем (Александровская, Стрелецкая, Балаклавская), наименьшая — в ершах из открытой бухты Ласпи. Концентрация конгенов ПХБ в органах *Scorpaena porcus* положительно коррелировала с содержанием липидов в их тканях.

Максимальные концентрации ХОС обнаружены в печени скорпен из всех изученных акваторий, минимальные — в гонадах рыб, отловленных в закрытых бухтах, и в белых мышцах особей из открытых районов. Содержание ПХБ и ДДТ в тканях исследованных *Scorpaena porcus* не превышало ДУ. Полученные соотношения между концентрацией ХОС и изученными показателями комплекса биохимических маркеров свидетельствуют об ослаблении антиоксидантной защиты и о развитии окислительного стресса у рыб в результате накопления ксенобиотиков. Таким образом, показано, что ХОС, одни из наиболее токсичных загрязнителей севастопольских бухт, оказывают достоверно отрицательное влияние на состояние рыб.

Учитывая способность морского ерша аккумулировать ХОС, его широкое распространение и доступность для изучения в разные сезоны года, а также хорошо выраженный биологический отклик на различный уровень загрязнения поллютантами донных отложений, целесообразно использовать данный вид как биоиндикатор и объект биомониторинга при оценке степени локального загрязнения морских акваторий хлорорганическими соединениями.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ИМБИ по темам «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2) и «Закономерности формирования и антропогенная трансформация биоразнообразия и биоресурсов Азово-Черноморского бассейна и других районов Мирового океана» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890074-2).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Барабой В. А. Механизм стресса и перекисное окисление липидов // *Успехи современной биологии*. 1991. Т. 111, вып. 6. С. 923–931. [Baraboi V. A. Mekhanizm stressa i perekisnoe okislenie lipidov. *Uspexhi sovremennoi biologii*, 1991, vol. 111, iss. 6, pp. 923–931. (in Russ.)].
2. Дубинина Е. Е., Бурмистров С. О., Ходов Д. А., Поротов И. Г. Окислительная модификация белков сыворотки крови человека, метод ее определения // *Вопросы медицинской химии*. 1995. Т. 41, № 1. С. 24–26. [Dubinina E. E., Burmistrov S. O., Khodov D. A., Porotov I. G. Okislitel'naya modifikatsiya belkov syvorotki krovi cheloveka, metod ee opredeleniya. *Voprosy meditsinskoi khimii*, 1995, vol. 41, no. 1, pp. 24–26. (in Russ.)].
3. Игнатъева О. Г., Овсяный Е. И., Романов А. С., Малахова Л. В., Костова С. К. Комплексная оценка загрязнения донных отложений Севастопольской бухты // *Система контроля окружающей среды: мониторинг и модели* : сб. науч. тр. / НАН Украины, Мор. гидрофиз. ин-т. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. С. 93–95. [Ignat'eva O. G., Ovsyanyi E. I., Romanov A. S., Malakhova L. V., Kostova S. K. Kompleksnaya otsenka zagryazneniya donnykh otlozhenii Sevastopol'skoi bukhty. *Sistema kontrolya okruzhayushchei sredy: monitoring i modeli*: sb. nauch. tr. / NAN Ukrainy, Mor. gidrofiz. in-t. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika, 2003, pp. 93–95. (in Russ.)].
4. Королюк М. А., Иванова Л. И., Майорова И. Г., Токарев В. Е. Метод определения активности каталазы // *Лабораторное дело*. 1988. № 1. С. 16–19. [Korolyuk M. A., Ivanova L. I., Maiorova I. G., Tokarev V. E. Metod opredeleniya aktivnosti katalazy. *Laboratornoe delo*, 1988, no. 1, pp. 16–19. (in Russ.)].
5. Малахова Л. В. Современный уровень загрязненности хлорорганическими соединениями донных отложений украинского шельфа Чёрного моря // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2012. Т. 26, № 1. С. 64–74. [Malakhova L. V. Current level of organochlorine pollution in sediments in the Ukrainian Shelf of the Black Sea. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoi i shel'fovoi zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*, 2012, vol. 26, iss. 1, pp. 64–74. (in Russ.)].
6. МВИ М. Н. 2352–2005. Методика одновременного определения остаточных количеств полихлорированных бифенилов и хлорорганических пестицидов в рыбе и рыбной продукции с помощью газожидкостной хроматографии. Минск : ГУ «РНПЦ гигиены» МЗ РБ. [MVI M. N. 2352–2005. *Metodika odnovremennogo opredeleniya ostatochnykh kolichestv polikhlorirovannykh bifenilov i khlororganicheskikh pestitsidov v rybe i rybnoi produktsii s pomoshch'yu gazozhidkostnoi khromatografii*. Minsk: GU “RNPTs gigieny” MZ RB. (in Russ.)].
7. Немова Н. Н., Мещерякова О. В., Лысенко Л. А., Фокина Н. Н. Оценка состояния водных организмов по биохимическому статусу // *Труды КарНЦ*. 2014. № 5. С. 18–29. [Nemova N. N., Meshcheryakova O. V., Lysenko L. A., Fokina N. N. The assessment of the fitness of aquatic organisms relying on the biochemical status. *Trudy KarNTs*, 2014, no. 5, pp. 18–29. (in Russ.)].
8. Осадчая Т. С., Малахова Л. В. Углеводородное загрязнение в прибрежной зоне (Чёрное море)

- // Проблемы устойчивого функционирования водных и наземных экосистем : материалы междунар. конф. (Ростов н/Д, Россия, 9–12 окт. 2006 г.). Ростов-на-Дону, 2006. С. 302–304. [Osadchaya T. S., Malakhova L. V. Uglevodorodnoe zagryaznenie v pribrezhnoi zone (Chernoe more). *Problemy ustoichivogo funktsionirovaniya vodnykh i nazemnykh ekosistem: materialy mezhdunar. konf.* (Rostov n/D, Russia, 9–12 Oct., 2006). Rostov-on-Don, 2006, pp. 302–304. (in Russ.)].
9. Пашина Е. В., Золотавина М. Л. Альбумин в оценке эндогенной интоксикации // *Наука и современность*. 2014. Вып. 33. С. 23–28. [Pashina E. V., Zolotavina M. L. Al'bumin v otsenke endogennoi intoksikatsii. *Nauka i sovremennost'*, 2014, iss. 33, pp. 23–28. (in Russ.)].
 10. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиохемэкология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 151 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya*. Moscow: Energoatomizdat, 1986, 151 p. (in Russ.)].
 11. Поликарпов Г. Г., Жерко Н. В. Экологические аспекты изучения загрязнения Чёрного моря хлорорганическими ксенобиотиками // *Экология моря*. 1996. Вып. 45. С. 92–100. [Polikarpov G. G., Zherko N. V. Ecological aspects of studying of pollution of the Black Sea by organochlorine xenobiotics. *Ekologiya morya*, 1996, iss. 45, pp. 92–100. (in Russ.)].
 12. Попова Г. В., Шамрова Л. Д. Накопление пестицидов в воспроизводительной системе рыб и их гонадотоксические воздействия // *Экспериментальная водная токсикология*. 1987. № 12. С. 191–201. [Popova G. V., Shamrova L. D. Nakoplenie pestitsidov v vosproizvoditel'noi sisteme ryb i ikh gonadotoksicheskie vozdeistviya. *Ekspierimental'naya vodnaya toksikologiya*, 1987, no. 12, pp. 191–201. (in Russ.)].
 13. Стальная И. Д., Гаришвили Т. Г. Метод определения малонового диальдегида с помощью тиобарбитуровой кислоты // *Современные методы в биохимии*. Москва : Медицина, 1977. С. 66–68. [Stal'naya I. D., Garishvili T. G. Metod opredeleniya malonovogo dial'degida s pomoshch'yu tiobarbiturovoi kisloty. *Sovremennye metody v biokhimii*. Moscow: Meditsina, 1977, pp. 66–68. (in Russ.)].
 14. *Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции»* (ТР ТС 021/2011). Утверждён Решением Комиссии Таможенного союза от 9 декабря 2011 г. № 880. [*Tekhnicheskii reglament Tamozhennogo soyuza "O bezopasnosti pishchevoi produktsii"* (TR TS 021/2011). Utverzhden Resheniem Komisii Tamozhennogo soyuza ot 9 Dec., 2011, no. 880. (in Russ.)].
 15. Ballesteros M. L., Rivett N. G., Morillo D. O., Bertrand L., Amé M. V., Biston M. A. Multi-biomarker responses in fish (*Jenynsia multidentata*) to assess the impact of pollution in rivers with mixtures of environmental contaminants. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 595, pp. 711–722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.203>.
 16. Bondarev I. P., Malakhova L. V. The total concentration of carotenoids in *Rapana venosa* gonad. *International Journal of Marine Science*, 2016, vol. 6, iss. 11, pp. 1–7. <https://doi.org/10.5376/ijms.2016.06.0011>.
 17. Bozcaarmutlu A., Sapmaz C., Aygun Z., Arinç E. Assessment of pollution in the West Black Sea Coast of Turkey using biomarker responses in fish. *Marine Environmental Research*, 2009, vol. 67, iss. 4–5, pp. 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.12.009>.
 18. Cogliano J. V. Assessing cancer risk from environmental PCBs. *Environmental Health Perspectives*, 1998, vol. 106, iss. 6, pp. 317–323.
 19. Egorov V. N., Gulin S. B., Malakhova L. V., Mirzoeva N. Yu., Popovichev V. N., Tereshchenko N. N., Lazorenko G. E., Plotitsina O. V., Malakhova T. V., Proskurnin V. Yu., Sidorov I. G., Stetsyuk A. P., Gulina L. V. Rating Water Quality in Sevastopol Bay by the Fluxes of Pollutant Deposition in Bottom Sediments. *Water Resources*, 2018, vol. 45, iss. 2, pp. 222–230. <https://doi.org/10.1134/S0097807818020069>.
 20. Javed M., Usmani N., Ahmad I., Ahmad M., Studies on the oxidative stress and gill histopathology in *Channa punctatus* of the canal receiving heavy metal-loaded effluent of Kasimpur Thermal Power Plant. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, vol. 187, iss. 1, pp. 4179 (11 p.). <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4179-6>.
 21. Kaptaner B., Kankaya E., Doğan A., Çelik I. Histopathology and oxidative stress in the liver of *Chalcalburnus tarichi* living in lake Van, Turkey. *Life Science Journal*, 2014, vol. 11, iss. 8, pp. 66–77.
 22. Malakhova L., Giragosov V., Khanaychenko A., Malakhova T., Egorov V., Smirnov D. Partitioning and level of organochlorine compounds in the tis-

- sues of the Black Sea turbot at the south-western shelf of Crimea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2014, 14, pp. 993–1000. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_4_19.
23. Rudneva I. I., Skuratovskaya E. N., Chesnokova I. I., Shaيدا V. G., Kovyreshina T. B. Biomarker response of Black Sea scorpion fish *Scorpaena porcus* to anthropogenic impact. In: *Advances in Marine Biology*. Vol. 1 / A. Kovács, P. Nagy (Eds). New York: Nova Sci. Publs, 2016, ch. 5, pp. 119–147.

**ORGANOCHLORINE COMPOUNDS
IN SCORPION FISH *SCORPAENA PORCUS* LINNAEUS, 1758
IN THE SEVASTOPOL MARINE AREA (BLACK SEA):
SPATIAL DISTRIBUTION AND BIOLOGICAL RESPONSE**

L. V. Malakhova¹, E. N. Skuratovskaya¹, T. V. Malakhova¹, A. R. Boltachev¹, V. V. Lobko²

¹Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

²Sevastopol Branch of Moscow State University, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: malakh2003@list.ru

Despite the ban on the use of organochlorine compounds (OCs), they are still widely distributed in various components of the Black Sea ecosystem, including fish. Sevastopol marine area, as a region of active economic use, is a subject of significant anthropogenic impact. The levels of OCs contamination in the scorpion fish *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758, which leads a sedentary life, can serve as an indicator of such impact. The organochlorine compounds were determined in 58 samples of white muscles, gonads and liver of the scorpion fish captured in 2016–2017 in the various bays of Sevastopol (Aleksandrovskaya, Balaklava, Kazach'ya, Streletskaya, Laspi), as well as in the open coastal water area (the area of the Lyubimovka village). The qualitative and quantitative analyses of organochlorine pesticides and six indicator congeners of polychlorinated biphenyls were performed by gas chromatography with a micro-electron capture detector. To determine the response of scorpion fish to the contamination level, such biochemical markers, as alanine aminotransferase, aspartate aminotransferase, catalase activities, albumin content, level of oxidative protein modification and malondialdehyde concentration, were studied in the liver of fish from these areas. The OCs content in fish depended on the contamination of the fish habitat. The highest OCs level is in fish organs from bays (Alexandrovskaya, Streletskaya, Balaklava), and the smallest – in the fish organs from open Laspi Bay. The accumulation of OCs in the scorpion fish organs differed according to the lipid content in their tissues. The maximum rates of OCs concentrations were in the liver of fish catch from all investigated regions, the minimum – in the gonads (from bays samples) and in the white muscles (from open areas samples). The obtained relationships between the OCs content and biochemical parameters indicate the weakening of antioxidant protection and the increasing of oxidative stress in fish as a result of the xenobiotic accumulation.

Keywords: scorpion fish, *Scorpaena porcus*, PCB, DDT, biochemical markers, Sevastopol marine area, Black Sea



УДК 546.56:594.124:551.35:639.4(262.5)

**СОДЕРЖАНИЕ МЕДИ
В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAMARCK, 1819
И ПОТОК ЕЁ СЕДИМЕНТАЦИОННОГО ДЕПОНИРОВАНИЯ
В ДОННЫЕ ОСАДКИ В ХОЗЯЙСТВАХ ЧЕРНОМОРСКОЙ АКВАКУЛЬТУРЫ**

© 2018 г. **Н. В. Поспелова, В. Н. Егоров, Н. С. Челядина, М. В. Нехорошев**

Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

E-mail: nypospelova@mail.ru

Поступила в редакцию 19.03.2018; после доработки 19.03.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Роль мидий в формировании химического состава морской воды определяется особенностями протекания в них сорбционных и трофодинамических процессов. Медь является жизненно необходимым элементом и в то же время занимает второе место по токсичности после ртути среди десяти металлов, токсическое действие которых проверено на эмбрионах мидий и устриц. Выявление закономерностей накопления содержания меди в органах и тканях моллюсков позволяет проанализировать как санитарно-гигиенические риски их продуктового использования при выращивании в марикультуре, так и их роль в биогеохимических процессах изменения состава морской среды в акваториях размещения мидийных плантаций. Цель работы — определить содержание ионов меди в органах и тканях мидий в масштабе сезонного хода онтогенеза, проанализировать с использованием математической модели и эмпирических данных степень их накопления моллюсками при пищевом пути минерального питания и оценить влияние марихозяйств на процессы переноса меди в прибрежной экосистеме. Моллюски отобраны с коллекторов мидийной фермы, расположенной на внешнем рейде г. Севастополя. Для определения содержания меди в системе среда — мидии — биоотложения использован метод атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической атомизацией. Представлена общая модель процесса обмена меди между мидиями и морской средой. Предложены уравнения для определения степени усвоения из пищи ионов меди (q) и предельного коэффициента их накопления (K_n) по результатам измерений концентрации в рационе мидий, в мягких тканях и в биоотложениях без применения радиоактивных меток микроэлементов. Рассчитаны величины изъятия меди из морской среды мидийной фермой. Показана роль культивируемых моллюсков в осаждении тяжёлых металлов.

Ключевые слова: Чёрное море, марикультура, *Mytilus galloprovincialis*, медь, степень усвоения, донные осадки

Медь является эссенциальным элементом, поскольку входит в состав крови, а также ряда ферментов и белков моллюсков. Между тем при повышенных концентрациях в среде она может оказывать негативное влияние на жизнедеятельность гидробионтов. Благодаря своей высокой химической активности и способности связываться с атомами азота и серы, медь способна изменять физико-химические свойства аминокислот, белков, нуклеопротеинов, ДНК [3, 8].

Интенсивность участия мидий *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 в формировании химического состава морской воды определяется особенностями протекания в них сорбционных и трофодинамических процессов. Фильтрационная активность моллюсков зависит от температуры, содержания кислорода в среде, пищевых потребностей, размерных спектров и энергетической ценности взвесей, а также от стадии развития и метаболической активности мидий [10].

Морская вода — слабый электролит, в котором медь может находиться в виде положительных ионов CuOH^+ и Cu^{2+} , солей углекислоты CuCO_3 , органокомплексов. Концентрация Cu в разных районах Мирового океана варьирует от 0,8 до 200,0 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [6, 12]. По санитарно-гигиеническим критериям, предельно допустимая концентрация ионов меди в морской среде (далее — ПДК) составляет 5 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [2]. Из десяти металлов, токсическое действие которых проверялось в экспериментах по выживаемости эмбрионов мидий и устриц, медь занимает второе место по токсичности после ртути; аномальное развитие эмбрионов наблюдается уже при её концентрации в среде 5,3 $\text{мкг}\cdot\text{л}^{-1}$ [9]. Мидий всё более активно используют как продуктовый ресурс, особенно в связи с их выращиванием в марикультурных хозяйствах, а значит, выявление закономерностей изменения содержания Cu в моллюсках в ходе онтогенеза позволяет определить как санитарно-гигиенические риски их употребления, так и их роль в биогеохимических процессах изменения состава морской среды в акваториях размещения мидийных плантаций.

Целями нашей работы были определение содержания ионов Cu в органах и тканях мидий в масштабе сезонного хода онтогенеза, анализ с использованием математической модели и эмпирических данных степени усвоения моллюсками меди при пищевом пути минерального питания и оценка влияния марихозяйств на процессы транспорта соединений металла в системе среда — мидии *Mytilus galloprovincialis* — биоотложения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Мидий размером 5–6 см собирали с коллекторов мидийной фермы, расположенной в б. Карантинная (г. Севастополь), с горизонта 3–4 м в летний, осенний и зимний сезоны 2003–2004 гг. У моллюсков определяли пол, стадию зрелости гонад, а также весовые характеристики (сухую и сырую массу створки, мягких тканей и гонад). Для определения пола и стадии зрелости гонад использовали методику визуального изучения мазков половых продуктов с помощью микроскопа [13]. Для работы отбирали моллюсков на 3-й (в период активного накопления питательных веществ и интенсивного роста генеративной ткани) и на 4-й (в период окончательного формирования половых клеток перед нерестом) стадиях зрелости гонад.

Для анализа содержания меди во взвешенном веществе морскую воду (20 л) фильтровали через ядерные (трековые) мембраны с диаметром пор 1 мкм , изготовленные в Исследовательском центре прикладной ядерной физики (ныне — Объединённый институт ядерных исследований) (г. Дубна, Россия). Содержание сухого вещества во взвеси определяли весовым методом после высушивания фильтров при 105 °С до постоянного веса.

Нахождение взвеси в желудках может влиять на определение концентрации тяжёлых металлов в тканях беспозвоночных [14, 15]. Для минимизации этого влияния моллюсков выдерживали в фильтрованной воде, чтобы освободить содержимое их пищеварительной системы.

Биоотложения собирали следующим образом. Мидий сразу после отлова помещали на 4 ч в ёмкости с профильтрованной (через ядерные мембраны с диаметром пор 1 мкм) морской водой с постоянной подачей воздуха компрессором. После освобождения содержимого их желудков экскременты собирали пипеткой и промывали дважды дистиллированной водой.

Скорость фильтрации рассчитывали по уравнениям Финенко Г. А. [4], учитывающим зависимость от сухой массы мягких тканей и от температуры. Время прохождения пищи через пищеварительный тракт определяли, добавляя в ёмкости с голодными моллюсками взвесь зелёной микроводоросли *Tetraselmis suecica* (Kylin) Butcher. Фиксировали время от начала раскрытия створок раковины до появления фекалий зелёного цвета [11].

При исследовании содержания меди в системе среда — мидии — биоотложения использован метод атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической атомизацией (ААС ЭТА) на спектрофотометре С-115М1 в комплексе с приставкой «Графит-5» после кислотной минерализации [7]. Для компенсации химических (матричных) помех в данном случае применяли дейтериевую лампу.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Мидии, как и другие морские организмы, поглощают ионы металлов и микроэлементы из воды (растворённая фаза) и из пищевых частиц (пищевой путь минерального питания). Общая модель процесса транспорта меди моллюсками может быть представлена в виде схемы (рис. 1). В наши задачи входило исследование системы среда — мидии — биоотложения без рассмотрения процессов адсорбции растворённых форм металла.

При решении задач настоящей статьи биомасса особей моллюсков дифференцирована по группам органов (створки, мягкие ткани, гонады), при этом приняты очевидные допущения, что раковины консервативны при накоплении микроэлементов, мягкие ткани наиболее динамичны в масштабе онтогенеза мидий, а гонады изменчивы за счёт колебаний физиологической активности в масштабе сезонных циклов гаметогенеза — нереста — покоя.

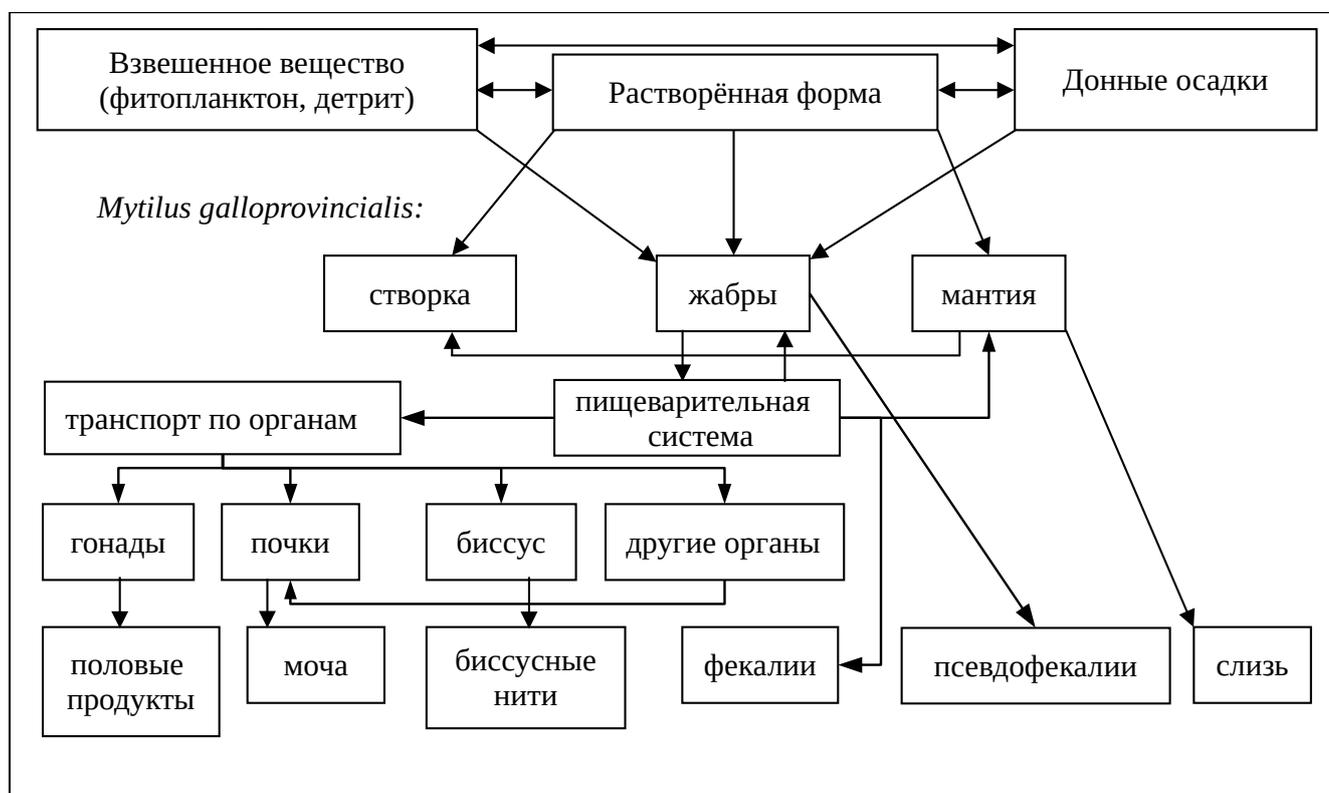


Рис. 1. Блок-схема процессов накопления и выведения меди мидиями

Fig. 1. The block diagram of processes of accumulation and excretion of copper by mussels

По соотношению сухой массы органов и тканей моллюсков в масштабе сезонного онтогенеза (рис. 2) определено, что створки раковин составляли от 93 до 96 % в общем сухом весе моллюска. Доля гонад колебалась от 0,5 до 2,0 % в течение года в зависимости от стадии репродуктивного цикла. Сухая масса жабр и гепатопанкреаса не превышала 1 %, а масса остальных тканей варьировала от 2 до 3 %.

Выявлено, что вес мантийной жидкости составляет 33–38 % от общего веса моллюсков (в пределах 2–4-й стадий зрелости гонад) (рис. 3).

Исследования показали, что доля меди максимальна (от 45 до 93 %) в створках мидий. Доля Cu в жабрах составляет 2–6 %, в гонадах — 1–10 %, в гепатопанкреасе — 2–16 %. На остальные ткани приходится от 2 до 23 % (рис. 4). Наибольшее содержание меди в метаболически активных органах мидий наблюдалось в летний период.

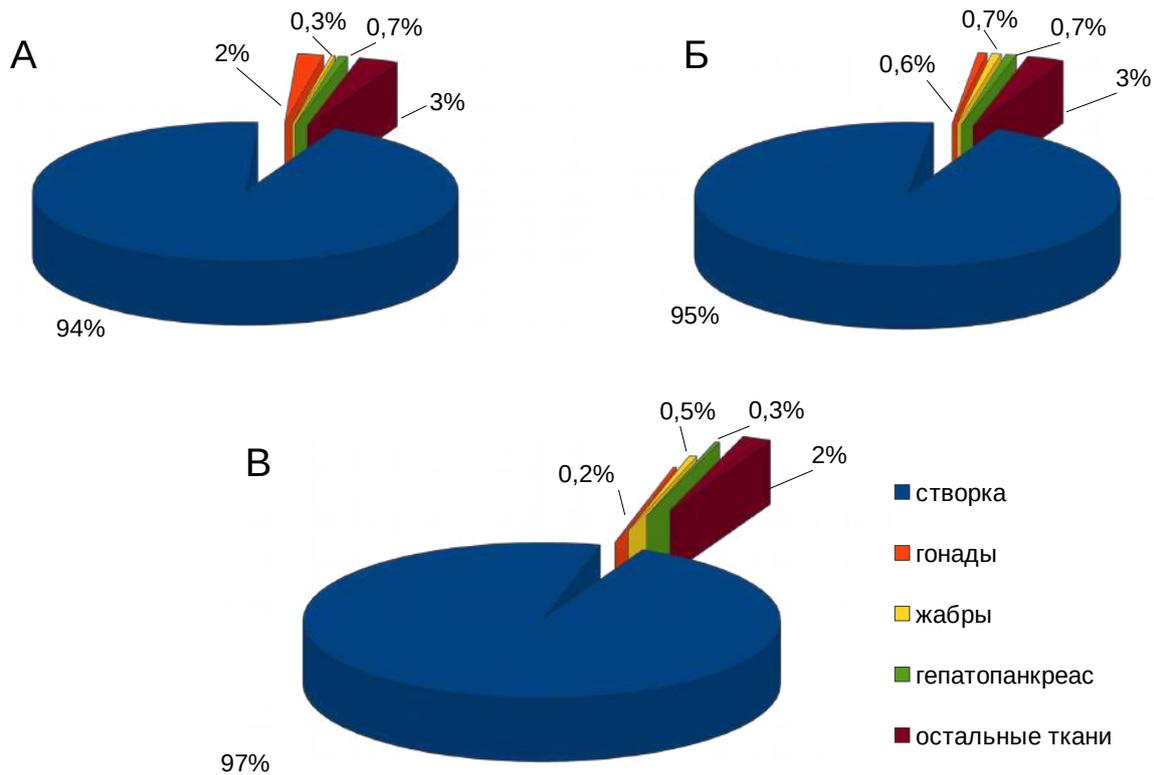


Рис. 2. Соотношение между сухим весом различных органов черноморской мидии (размер 50 мм) (А — лето 2003 г.; Б — осень 2003 г.; В — зима 2004 г.)

Fig. 2. The ratio of dry weight of various organs of the Black Sea mussel (size 50 mm) (A – summer 2003; B – autumn 2003; B – winter 2004)

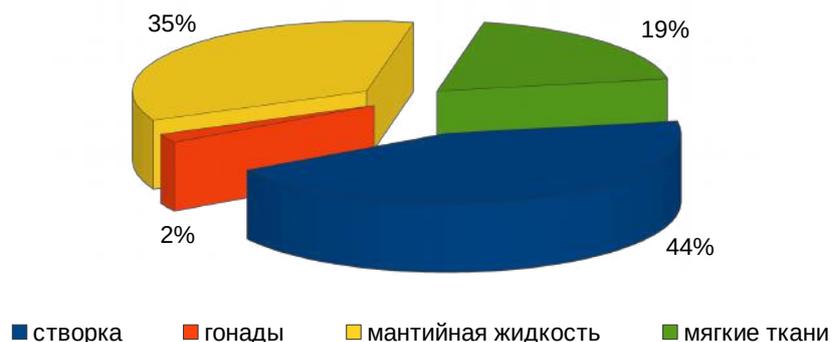


Рис. 3. Соотношение между сырым весом отдельных частей живой мидии

Fig. 3. The ratio of wet weight of individual parts of live mussels

Наши наблюдения выявили, что в пределах исследуемой размерной группы мидий концентрация Cu в сырой массе их гонад, составляющей от 0,20 до 0,45 г в общей массе органов и тканей, в условиях высокой вариабельности ($R^2 = 0,004$) достигала в среднем $8,0 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$. Результаты оценки распределения меди в органах и тканях моллюсков в целом, а также отдельно (в створках) показаны на рис. 5. Полученные данные свидетельствуют (рис. 5а), что в условиях высокой вариабельности показателей ($R^2 = 0,109$) концентрация Cu для рассмотренной размерной группы мидий возрастала с увеличением сырой массы их тканей.

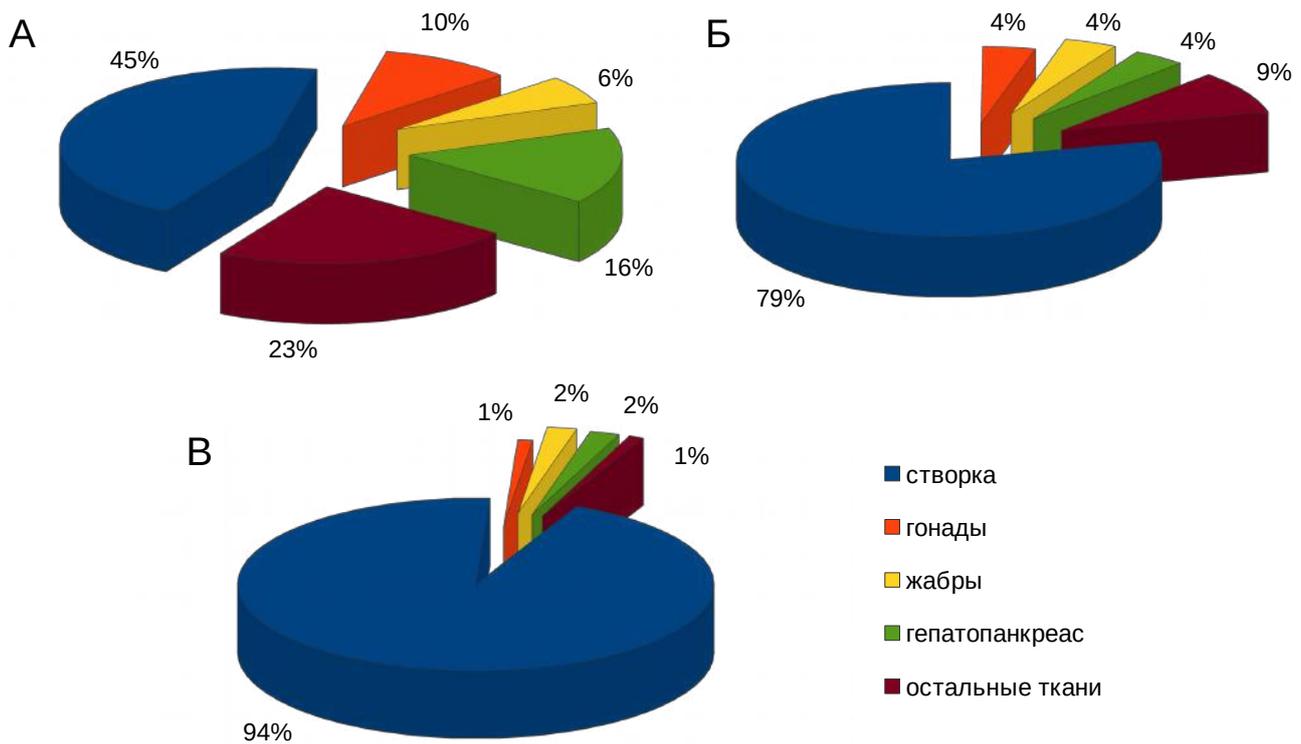


Рис. 4. Соотношение между содержанием меди в органах мидий в различные сезоны (А — лето 2003 г.; Б — осень 2003 г.; В — зима 2004 г.)

Fig. 4. The ratio of copper content in various mussel organs in different seasons (A – summer 2003; Б – autumn 2003; В – winter 2004)

При пересчёте степени адсорбционной способности моллюсков на сухую массу их органов и тканей отмеченная зависимость проявлялась с меньшей вариабельностью результатов наблюдений ($R^2 = 0,235$) (рис. 5б), что подтверждается повышением статистической значимости ($R^2 = 0,446$) отношения сухой массы органов и тканей мидий к сырой (рис. 5в). В то же время концентрация меди в створках моллюсков с увеличением их массы уменьшалась (рис. 5г). Характеристики распределения в целом свидетельствовали, что ионы Cu в большей степени концентрировались в синтезируемых в процессе роста необменных фондах меди. Эффект снижения адсорбционной способности створок может быть объяснён сокращением поверхностно массовых соотношений при превалировании процессов накопления Cu створками.

По современным представлениям, при изучении массового энергетического и минерального баланса морских организмов степень усвоения пищи для роста оценивается коэффициентом K_2 (для черноморских мидий он равен 0,14–0,42 [10]), а степень усвоения элемента из пищи — коэффициентом q [5]. Различие в оценках усвоения пищи для роста и усвоения химического элемента из пищи связано с тем, что в продукционных процессах потребность в энергетических компонентах (характеризуются K_2) и химических элементах (q) может отличаться. Именно поэтому определение степени усвоения меди из пищи может характеризовать потребность морских организмов в рассматриваемом микроэлементе. Применительно к моллюскам интерпретация величины K_2 имеет ряд особенностей. Мидия в процессе созревания гонад проходит шесть стадий зрелости [13], при этом стадии 1–4 сопровождаются соматическим и генеративным ростом, стадия 5 — только генеративным, а в стадии 6 рост моллюска отсутствует. Следовательно, для черноморских мидий надо или оценивать K_2 для каждой стадии, или использовать среднюю для цикла величину K_2 .

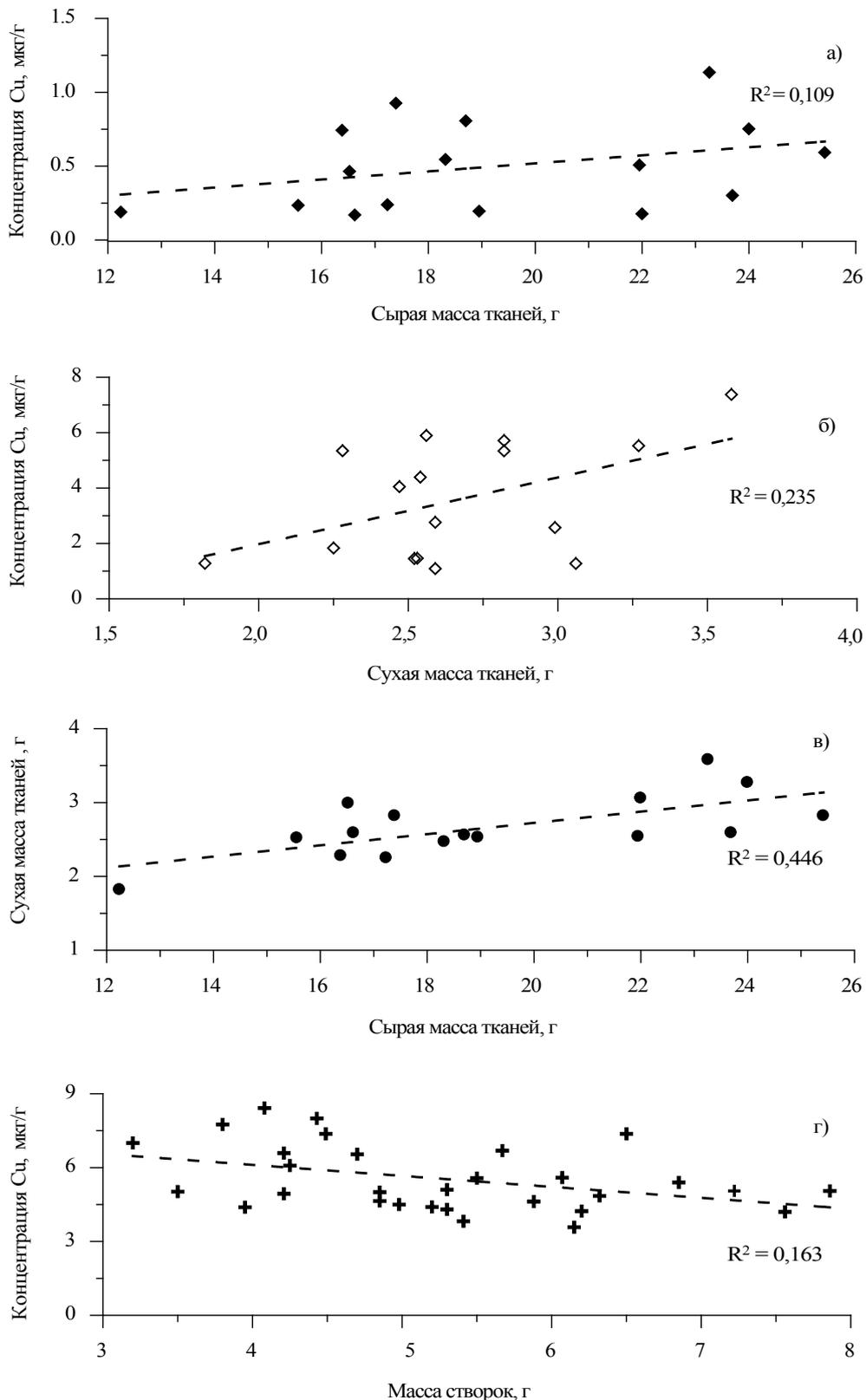


Рис. 5. Концентрационные характеристики содержания меди в мидиях: а) концентрация Cu в пересчёте на сырую массу органов и тканей; б) концентрация Cu в пересчёте на сухую массу органов и тканей; в) отношение сухой массы органов и тканей к сырой; г) концентрация Cu в сухой массе створок мидий

Fig. 5. The concentration characteristics of copper content in mussels: а) Cu concentration in terms of wet weight of organs and tissues; б) Cu concentration in terms of dry weight of organs and tissues; в) the ratio of dry to wet weight of organs and tissues; г) Cu concentration in dry mass of mussel flaps

В исследованиях для оценки степени усвоения пищи для роста обычно используют радиотрассерные методы [5]. Во избежание применения радиоактивных меток микроэлементов одной из наших задач был поиск иного способа определения q по результатам измерений концентраций элемента в пище мидий, их мягких тканях и биоотложениях. Для этой цели построена математическая модель, где в качестве базового использовано уравнение 4.15 [5, с. 92]:

$$\frac{dC_2}{dt} = R(C_n q - C_2 q_n) - C_2 p,$$

где C_2 и C_n — концентрация химического элемента в гидробионте и его пище, $\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1}$;

p — показатель скорости обмена элемента гидробионтом, сут^{-1} ;

R — относительный рацион, сут^{-1} ;

q_n — степень усвоения пищи для роста ($= K_2$);

q — степень усвоения элемента из пищи.

Из условия стационарности системы концентрирования меди в пище мидий (при $dC_2/dt = 0$) следует:

$$C_2 = \frac{C_n q R}{R q_n + p}, \quad (1)$$

откуда:

$$q = \frac{C_2 (R q_n + p)}{C_n R}. \quad (2)$$

Уравнение (2) показывает, что величина q в стационарном состоянии определяется концентрацией элемента в пище мидий C_n , относительным рационом R , степенью усвоения пищи для роста q_n ($= K_2$), а также константой времени обмена элемента мидиями p . В рамках наших исследований мы определяли C_2 и C_n по результатам наблюдений, а величину q_n оценивали по литературным данным [10].

Величина p может быть установлена, как правило, лишь по итогам экспериментов с радиоактивной меткой, а значит, выражение (1) содержит два неизвестных — q и p . Следовательно, для оценки q необходимы дополнительные допущения. Из уравнения (1) видно: если p намного меньше $R \times q_n$, то, пренебрегая величиной p , можно получить формулу расчёта для q , в которую входят C_2 , C_n и q_n :

$$C_2 = C_n \frac{q}{q_n},$$

откуда:

$$q = \frac{C_2 q_n}{C_n}. \quad (3)$$

В формулу (3) не входит величина концентрации микроэлемента в биоотложениях мидий C_{ϕ} , а значит, возможен поиск соотношений, которые бы повысили определённость q с учётом этого фактора. Для оценки величины q , позволяющей принимать в расчёт C_{ϕ} , мы использовали структурные схемы пищевого и минерального метаболизма мидий, указанные на рис. 6.

Рассмотрение данных структурных схем показало, что в первом случае мы имеем оценку массы биоотложений за сутки, а во втором — оценку потока выхода неусвоенного элемента с биоотложениями. Их отношение и является выражением концентрации элемента в биоотложениях C_{ϕ} :

$$C_{\phi} = C_n \frac{1 - q}{1 - q_n}. \quad (4)$$

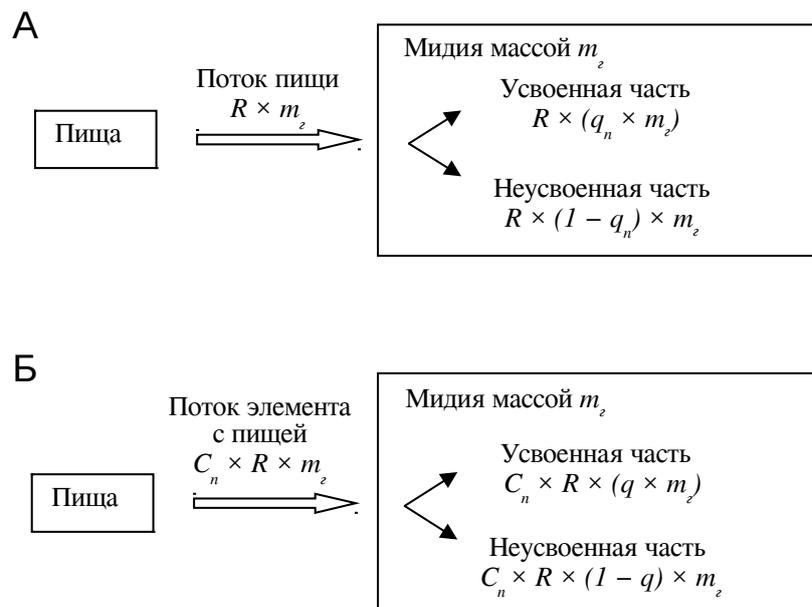


Рис. 6. Структурные схемы пищевого (А) и минерального (Б) метаболизма мидий
Fig. 6. The structural patterns of alimentary (A) and mineral (Б) metabolism of mussels

Отсюда можно получить формулу для расчёта q :

$$q = 1 - \frac{C_{\phi}}{C_n}(1 - q_n). \quad (5)$$

Из выражений (4) и (5) видно, что q можно определить по известным значениям C_{ϕ} , C_n и q_n . Следовательно, использование соотношений (3) и (5) позволяет получить две оценки, которые в пределах погрешности характеризуют величину q .

В то же время есть возможность определить q по данным измерений только концентраций элемента в мидии и биоотложениях C_{ϕ} , объединив уравнения (3) и (5). Значение C_n выражено из одной формулы и поставлено в соотношение:

$$q = \frac{C_2 q_n}{C_2 q_n + C_{\phi}(1 - q_n)}. \quad (6)$$

Проанализировав данные, полученные всеми тремя способами определения q , то есть с помощью формул (3), (5) и (6), мы остановились на уравнении (6) — на расчёте степени усвоения элемента из пищи q по его концентрациям в мидиях и их биоотложениях. Способы расчёта, учитывающие концентрацию элемента во взвешенном веществе, обычно дают большую погрешность и не отражают влияние процессов обмена металла в организме моллюсков. При известных значениях степени усвоения элемента из пищи q и степени усвоения пищи для роста q_n можно определить предельный коэффициент пищевого накопления металла (K_n) по уравнению 4.16 [5]:

$$K_n = Rq / (Rq_n + p), \quad (7)$$

из которого следует, что при $p = 0$ величина K_n представляет собой отношение степени усвоения элемента из пищи к степени усвоения пищи для роста, то есть $K_n = q/q_n$. Таким образом, коэффициент K_n в наших расчётах является максимально возможным: если $p \neq 0$, значение K_n будет снижаться с увеличением p .

Величина коэффициента q_n (K_2) для черноморских мидий нами принята равной 0,14–0,42 исходя из исследований, проведённых ранее другими авторами [10], поэтому в таблице 1 даются два значения q и K_n — для диапазона q_n от 0,14 до 0,42. Остальные данные, необходимые для расчётов q и K_n , получены нами.

Таблица 1. Степень усвоения меди из пищи (q) и предельный коэффициент пищевого накопления меди (K_n)

Table 1. The level of copper assimilation from food (q) and the limiting coefficient of food accumulation of copper (K_n)

Август 2003 г.		Ноябрь 2003 г.		Январь 2004 г.		Среднегодовое значение	
q	K_n	q	K_n	q	K_n	q	K_n
0,07–0,25	0,50–0,60	0,03–0,11	0,21–0,26	0,11–0,35	0,79–0,83	0,07–0,24	0,50–0,57

Несмотря на значительный разброс данных по q и K_n в разные сезоны, среднегодовые значения показателей q для меди составляют 0,07–0,35, что в 2 раза меньше значений степени усвоения пищи для роста. Это указывает на то, что потребность моллюсков в исследуемом микроэлементе значительно ниже, чем в энергетических компонентах питания.

Таким образом, показано, что уравнение описания кинетики обмена металлов в гидробионтах при пищевом поглощении элементов [5] может быть решено для черноморской мидии без использования радиотраассерных методов, если измерено содержание металлов в тканях моллюсков и в биоотложениях с учётом известного коэффициента K_2 .

Взвешенное органическое вещество морской воды играет роль концентратора, сорбента и транспортера микроэлементов из фотического слоя в донные отложения. На взвеси развивается множество микроорганизмов, которые, как показано, способны концентрировать значительные количества металлов. Взвешенное вещество — основной источник питания мидий, поэтому оценка транспорта тяжёлых металлов в составе взвеси через организм моллюсков в донные осадки имеет ключевое значение. Концентрирование живыми организмами микроэлементов существенно влияет на геохимическое поведение последних, так как способствует изменению их формы нахождения в морской воде. Нами выявлено значительное превышение содержания меди в биоотложениях гидробионтов по сравнению с содержанием её в тканях. При этом концентрации Cu в тканях мидий из марихозайства не превышали ПДК для мяса моллюсков и ракообразных ($30 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ сырого веса) [2], что особенно важно для марикультуры.

Организация крупных хозяйств по культивированию мидий требует определения их возможного влияния на окружающую среду. Ранее для Азовского моря и для северных частей Чёрного моря были рассчитаны величины изъятия тяжёлых металлов природной популяцией черноморской мидии и показана роль моллюсков в осаждении тяжёлых металлов [1]. Однако в этих работах не учитывалось содержание металлов в биоотложениях гидробионтов. Нами сделаны расчёты, показывающие степень участия мидийной фермы в изъятии и осаждении меди из акватории, в которой расположено марихозайство (табл. 2).

За годичный период выращивания мидии хозяйства фильтруют в среднем 70 млн м^3 воды, а за сутки — от 144 до 234 тыс. м^3 . Объём акватории, где расположена ферма, — более 120 тыс. м^3 , то есть за 24 ч вся вода марихозайства может быть полностью профильтрована 1–2 раза. Отметим, что моллюски за сутки потребляют от 181 до 846 кг взвеси, куда входят фитопланктон, детрит и неорганические фракции. Мидии, культивируемые на ферме, изымают за 24 ч из взвешенного вещества от 61,9 до 85,9 г ионов меди, при этом на марикультурном хозяйстве в составе мягких тканей моллюсков концентрируется от 28 до 408 г соединений этого металла (табл. 2).

Таблица 2. Поток меди на модульном мидийном хозяйстве (1 га, 15 млн экз. мидий размером 5–6 см)
Table 2. The copper flow in the modular mussel farm (1 hectare, 15 million mussels with a shell length 5–6 cm)

Сезон	Потреблено с взвешенным веществом, г·сут ⁻¹	Содержание в мягких тканях мидий, г	Выделено с биоотложениями, г·сут ⁻¹
август 2003 г.	85,9	408,5	46,7
ноябрь 2003 г.	67,9	105,0	26,2
январь 2004 г.	61,9	28,4	4,3

Определено, что мидия товарного размера выделяет от 12 до 46 мг биоотложений в сутки, что составляет в среднем 8,6 г в год. В пересчёте на модульное хозяйство (1 га, 5 тыс. коллекторов, 15 млн мидий) это 129 тонн сухого вещества биоотложения в год, то есть моллюски хозяйства за сутки могут перевести в биоотложения от 4,3 до 46,7 г Cu. Таким образом, мидийные фермы, изымая медь из взвешенного вещества и выделяя её с биоотложениями, участвуют в биогеохимическом круговороте Cu в прибрежных акваториях, способствуя процессам самоочищения прибрежных экосистем от тяжёлых металлов.

Заключение. В процессе роста моллюсков медь больше всего концентрировалась в необменных фондах их органов и тканей. Уравнение описания кинетики обмена металлов в гидробионтах при пищевом поглощении элементов может быть решено для черноморской мидии без использования радиотраассерных методов, если измерено содержание металлов в тканях моллюсков и в биоотложениях с учётом известного коэффициента K_2 . Впервые получены значения степени усвоения (q) и предельного коэффициента пищевого накопления (K_n) меди культивируемыми мидиями. Степень усвоения ионов Cu из пищи составляет в среднем 0,07–0,35, что в 2 раза ниже значения коэффициента эффективности усвоения пищи для роста (K_2). Показатели среднегодовых значений K_n для меди колеблются от 0,21 до 0,60. Полученные данные по изъятию гидробионтами меди из взвешенного вещества и по её выделению с биоотложениями позволяют рекомендовать использование мидийной фермы в качестве биотехнологического комплекса для улучшения качества воды в прибрежных акваториях.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ИМБИ по темам «Молисматологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (№ гос. регистрации АААА-А18-118020890090-2) и «Исследование механизмов управления продукционными процессами в биотехнологических комплексах с целью разработки научных основ получения биологически активных веществ и технических продуктов морского генезиса» (№ гос. регистрации АААА-А18-118021350003-6).

Благодарность. Авторы признательны к. б. н. Иванову В. Н. за идею настоящего исследования и за её плодотворное обсуждение на начальных этапах работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Доценко И. В. *Оценка осаждения тяжёлых металлов черноморской мидией (Mytilus galloprovincialis Lam.) в морских акваториях* : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.23. Ростов-на-Дону, 2005. 25 с. [Dotsenko I. V. *Otsenka osazhdeniya tyazhelykh metallov chernomorskoj midiei (Mytilus galloprovincialis Lam.) v morskikh akvatoriyakh*: avtoref. dis. ... kand. geogr. nauk: 25.00.23. Rostov-na-Donu, 2005. 25 p. (in Russ.)].
2. *Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения.* Утв. приказом Федерального агентства по рыболовству

- от 18.01.2010, № 20. 215 с. [*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*. Utv. prikazom Federal'nogo agentstva po rybolovstvu ot 18.01.2010, no. 20. 215 p. (in Russ.)].
3. Патин С. А. *Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана*. Москва : Пищевая промышленность, 1979. 250 с. [Patin S. A. *Vliyaniye zagryazneniya na biologicheskie resursy i produktivnost' Mirovogo okeana*. Moscow: Pischevaya promyshlennost', 1979, 250 p. (in Russ.)].
 4. Печень-Финенко Г. А. Фильтрационная активность мидий в условиях Севастопольской бухты // *Гидробиологический журнал*. 1992. Т. 28, № 5. С. 44–50. [Pechen-Finenko G. A. Filtration activity of mussels under conditions of the Sevastopol Bay. *Gidrobiologicheskij zhurnal*, 1992, vol. 28, no. 5, pp. 44–50. (in Russ.)].
 5. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиохемэкология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemiyeologiya*. Moscow: Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)].
 6. Попов Н. И., Федоров К. Н., Орлов В. М. *Морская вода*. Москва : Наука, 1979. 327 с. [Popov N. I., Fedorov K. N., Orlov V. M. *Morskaya voda*. Moscow: Nauka, 1979, 327 p. (in Russ.)].
 7. Поспелова Н. В., Копытов Ю. П., Нехорошев М. В. Простой способ подготовки проб для анализа содержания тяжёлых металлов в системе «взвесь – мидии – биоотложения» методом атомной абсорбции // *Учёные записки ТНУ. Сер. «Биология, химия»*. 2006. Т. 19 (58), № 1. С. 156–160. [Pospelova N. V., Kopytov Yu. P., Nekhoroshev M. V. Prostoi sposob podgotovki prob dlya analiza soderzhaniya tyazhelykh metallov v sisteme "vzves' – midii – biootlozheniya" metodom atomnoi absorptsii. *Uchenye zapiski TNU. Ser. "Biologiya, khimiya"*, 2006, vol. 19, iss. 58, no. 1, pp. 156–160. (in Russ.)].
 8. Саенко Г. Н. *Металлы и галогены в морских организмах*. Москва : Наука, 1993. 252 с. [Saenko G. N. *Metally i galogeny v morskikh organizmakh*. Moscow: Nauka, 1993, 252 p. (in Russ.)].
 9. Таможняя В. А., Горомосова С. А. Биохимические показатели метаболизма мидий при действии на них токсинов // *Экология моря*. 1985. Вып. 21. С. 64–68. [Tamozhnyaya V. A., Goromosova S. A. Biochemical indices of mussel metabolism under the toxin effect. *Ekologiya morya*, 1985, iss. 21, pp. 64–68. (in Russ.)].
 10. Финенко Г. А., Романова З. А., Аболмасова Г. И. Экологическая энергетика черноморской мидии // *Биоэнергетика гидробионтов* / ред.: Г. Е. Шульман, Г. А. Финенко. Киев : Наукова думка, 1990. С. 32–72. [Finenko G. A., Romanova Z. A., Abolmasova G. I. Ekologicheskaya energetika chernomorskoj midii. In: *Bioenergetika gidrobiontov* / G. E. Shul'man, G. A. Finenko (Eds). Kiev: Naukova dumka, 1990, pp. 32–72. (in Russ.)].
 11. Цихон-Луканина Е. А. *Трофология водных моллюсков*. Москва : Наука, 1987. 176 с. [Tsihon-Lukanina E. A. *Trofologiya vodnykh mollyuskov*. Moscow: Nauka, 1987, 176 p. (in Russ.)].
 12. Bryan G. W. Heavy metals contamination in the sea. In: *Marine pollution* / Johnston R. (Ed.). London ; New York ; San-Francisco: Academic Press, 1976, ch. 3, pp. 185–302.
 13. Pirkova A. V., Stolbova N. G., Ladygina L. V. Seasonal dynamics of spawning of *Mytilus galloprovincialis* on muddy biotopes in areas of the Black Sea. *Oceanographic Literature Review*, 1996, vol. 43, no. 4, pp. 398.
 14. Robinson W. E., Ryan D. K., Wallace G. T. Gut contents: A significant contaminant of *Mytilus edulis* whole body metal concentrations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1993, vol. 25, no. 4, pp. 415–421. <https://doi.org/10.1007/BF00214329>.
 15. Wallner-Kersanach M., Lobo S. E., Da-Silva E. M. Depuration effects on trace metals in *Anomalocardia brasiliiana* (Gmelin, 1791). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1994, vol. 52, no. 6, pp. 840–847. <https://doi.org/10.1007/BF00200692>.

**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**

N. V. Pospelova, V. N. Egorov, N. S. Chelyadina, M. V. Nekhoroshev

Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: nvpospelova@mail.ru

The role of mussels in formation of water chemical composition is determined by the peculiarities of sorption and trophodynamic processes. Copper is a vital element, but of ten metals the toxic effect of which was tested for the survival of mussel and oyster embryos, copper is following mercury. Studying the regularities of copper content change during mussel ontogeny allows to determine both sanitary and hygienic risks of mussel product use during the mollusks cultivation in mariculture and the biogeochemical role in the formation of the chemical composition of the marine water near mussel farms. The purpose of this work is to determine the copper content in the organs and tissues of the mussels during seasonal course of mollusks ontogenesis, to analyze the degree of copper assimilation along the food path of mineral nutrition using the mathematical model and empirical data and to assess the influence of marine farms on the copper exchange processes in the coastal ecosystem. The mollusks were collected from the mussel farm located in the external roadstead of Sevastopol. Studying the copper content in the environment – mussel – biodeposition system, a method of atomic absorption spectroscopy with electrothermal atomization was used. A general model illustrating the process of copper exchange between the mussels and the water environment is presented. Equations for determining the degree of assimilation of metal from food (q) and the limiting coefficient of food accumulation of metal (K_n) are proposed based on the results of measurements of its concentrations in the mussels' diet, soft tissue and their biodeposition without using radioactive trace elements. The values of the copper removal by the mussel farm were calculated. The role of cultivated mollusks in the heavy metals precipitation was shown.

Keywords: Black Sea, mariculture, *Mytilus galloprovincialis*, copper, degree of assimilation, benthic sediments



УДК 582.23:582.261.2(268.45)

**ЭПИФИТНЫЕ БАКТЕРИИ
БУРЫХ ВОДОРОСЛЕЙ *FUCUS VESICULOSUS* LINNAEUS, 1753
(БАРЕНЦЕВО МОРЕ)**

© 2018 г. **Д. В. Пуговкин, Г. М. Воскобойников**

Мурманский морской биологический институт Кольского научного центра РАН, Мурманск, Россия

E-mail: pugovkin2005@yandex.ru

Поступила в редакцию 19.03.2018; после доработки 14.05.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Бурые водоросли в симбиозе с эпифитными бактериями играют важную роль в биоремедиации морской среды после попадания в неё нефтепродуктов, поэтому их изучение в различных по уровню загрязнения местообитаниях представляется актуальным. Целью работы являлось определение методами сканирующей и трансмиссионной электронной микроскопии присутствия и локализации эпифитных бактерий бурых водорослей *Fucus vesiculosus* Linnaeus, 1753 из условно чистой (губа Зеленецкая, Восточный Мурман) и загрязнённой нефтепродуктами (Кольский залив, Мурманский морской порт) прибрежных акваторий Баренцева моря. Для учёта численности культивируемых гетеротрофных бактерий использован культуральный метод с применением жидких питательных сред. Выявлено, что большая часть бактерий в эпифитном сообществе концентрируется в естественных углублениях поверхности таллома. В загрязнённой акватории бактерии локализуются также в слизистом слое на поверхности водорослей, на плёнке нефтепродуктов или под плёнкой, покрывающей талломы. Помимо гетеротрофных бактерий, в перифитоне растений обнаружены в большом количестве цианобактерии. Показано, что количество культивируемых эпифитных гетеротрофных бактерий на поверхности водорослей в загрязнённой акватории превышало 17 млн кл. · см⁻², а в чистой акватории оно достигало 14,5 тыс. кл. · см⁻². Количество культивируемых эпифитных углеводородокисляющих бактерий в водных массах загрязнённой нефтепродуктами акватории составляло до 17,4 тыс. кл. · см⁻². В условно чистой акватории бактерии данной группы не обнаружены.

Ключевые слова: эпифитные бактерии, *Fucus vesiculosus*, таллом водорослей, электронная микроскопия, нефтепродукты, нефтяные углеводороды

Важная роль бурых водорослей, преимущественно фукусовых, в биоремедиации морской среды от загрязнения нефтепродуктами была определена ранее [3, 8]. Считается, что во многом очищение вод происходит благодаря существующим ассоциациям водорослей и эпифитных углеводородокисляющих бактерий [3, 6, 13]. Предполагается, что бактерии делают доступными для поглощения тканями водорослей нефтепродукты, аккумулированные на поверхности [20]. Количественный и качественный состав микробного эпифитного сообщества изучен нами и другими исследователями рутинными микробиологическими методами, а также методами молекулярной биологии [1, 7, 16].

В настоящей работе представлены результаты электронно-микроскопического исследования эпифитных бактерий *Fucus vesiculosus* Linnaeus, 1753 (Phaeophyta) из прибрежных акваторий Баренцева моря с различным уровнем загрязнения нефтепродуктами.

Цель исследования — определить, используя методы электронно-микроскопического анализа, присутствие и локализацию эпифитных бактерий на поверхности бурых водорослей вида *F. vesiculosus* в чистых и загрязнённых нефтепродуктами акваториях.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Талломы водорослей *F. vesiculosus* отбирали на литорали чистого (губа Зеленецкая, Восточный Мурман, 69°07'N, 36°05'E) и загрязнённого (Кольский залив, Мурманский морской порт, 68°58'N, 33°03'E) нефтепродуктами районов Баренцева моря. Для исследований использовали апикальные (молодые), средние и нижние (старые) части двух- или трёхлетних (имеющих от четырёх до шести ветвлений) талломов. При выборе талломов обязательным условием было визуальное отсутствие перифитона на их поверхности. Время от отбора проб до фиксации в лаборатории не превышало одного часа. Из фрагментов таллома (1 см²) делали высечки площадью около 0,25 см², затем производили фиксацию. Для анализа использовали по три высечки из каждой возрастной части трёх талломов из чистого и загрязнённого местообитаний. Параметры температуры, солёности и освещённости в местах отбора проб водорослей были сходными.

Для электронного микрофотографирования препараты готовили согласно стандартным методикам [9]. Для просмотра в трансмиссионном электронном микроскопе JEM-1011 (JEOL) при ускоряющем напряжении 80 кВ высечки фиксировали в 2,5 % глутаровом альдегиде на 0,1 н какодильчатном буфере при pH, составляющем 7,2–7,4. При приготовлении фиксатора в раствор добавляли танин (1,5 %). Далее выполняли отмывку образцов в буфере и постфиксацию 1 % OsO₄ на том же буфере. Фиксаторы и буфер для отмывки были изотоничны среде обитания водорослей (1200 мосм), что достигалось добавлением в раствор сахарозы. Каждая операция продолжалась 24 ч и проводилась при температуре +3...+5 °С. Дегидратацию осуществляли в спиртах восходящей концентрации: от 30 % до 100 %, далее в смеси 100 % спирта и 100 % ацетона, затем в 100 % ацетоне. Пропитку и заливку экспериментального материала в эпоксидных смолах производили согласно методике [9].

Для изучения тонкой структуры в трансмиссионном электронном микроскопе срезы толщиной 20–30 нм, полученные на ультрамикротоме Reichert UM-2, контрастировали цитратом свинца.

Для просмотра в сканирующем электронном микроскопе JSM-6510LV (JEOL) при ускоряющем напряжении 30 кВ и детекторе SEI образцы водорослей после фиксации глутаровым альдегидом размещали на «столиках» и напыляли золотом с помощью установки JFC-1600 (JEOL).

Методы анализа содержания нефтепродуктов в воде и водорослях представлены в работе [19].

Для учёта численности культивируемых гетеротрофных бактерий использовали метод предельных разведений с применением следующих жидких сред:

- 1) модифицированной среды Зобелла 2216Е [4] следующего состава (г): пептон — 5,0; КН₂РО₄×3Н₂О — 0,084; FeSO₄×7Н₂О — 0,185; NaCl — 24,0; MgSO₄×7Н₂О — 1,0; KCl — 0,7; дрожжевой экстракт — 1,0; вода дистиллированная — 1,0 л;
- 2) среды ММС: NaCl — 7,0; MgSO₄×7Н₂О — 1,0; KCl — 0,7; K₂НРО₄ — 2,0; Na₂НРО₄ — 3,0; NH₄NO₃ — 1,0; вода дистиллированная — 1,0 л [15], с добавлением стерильного дизельного топлива марки «летнее» [2].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Поверхности объектов, погружённых в водную среду, являются благоприятным субстратом для развития многих групп организмов, которые могут формировать структурированные сообщества со своими потоками вещества и энергии. Неотъемлемый компонент таких сообществ — эпифитные микроорганизмы, обитающие на поверхности водных растений.

Выявлено, что у фукуса пузырчатого *F. vesiculosus* поверхность таллома неоднородна: на ней имеются неровности, впадины и трещины, которые позволяют микроорганизмам легче закрепляться и количество бактерий в которых значительно больше, чем на ровных участках таллома (рис. 1).

На поверхности водорослей обнаружены не только бактериальные клетки (рис. 1b–d), но и другие группы организмов, в том числе эукариоты: присутствуют диатомовые водоросли цилиндрической формы (класс Centrophyceae) размером около 40×20 мкм, образующие колонии

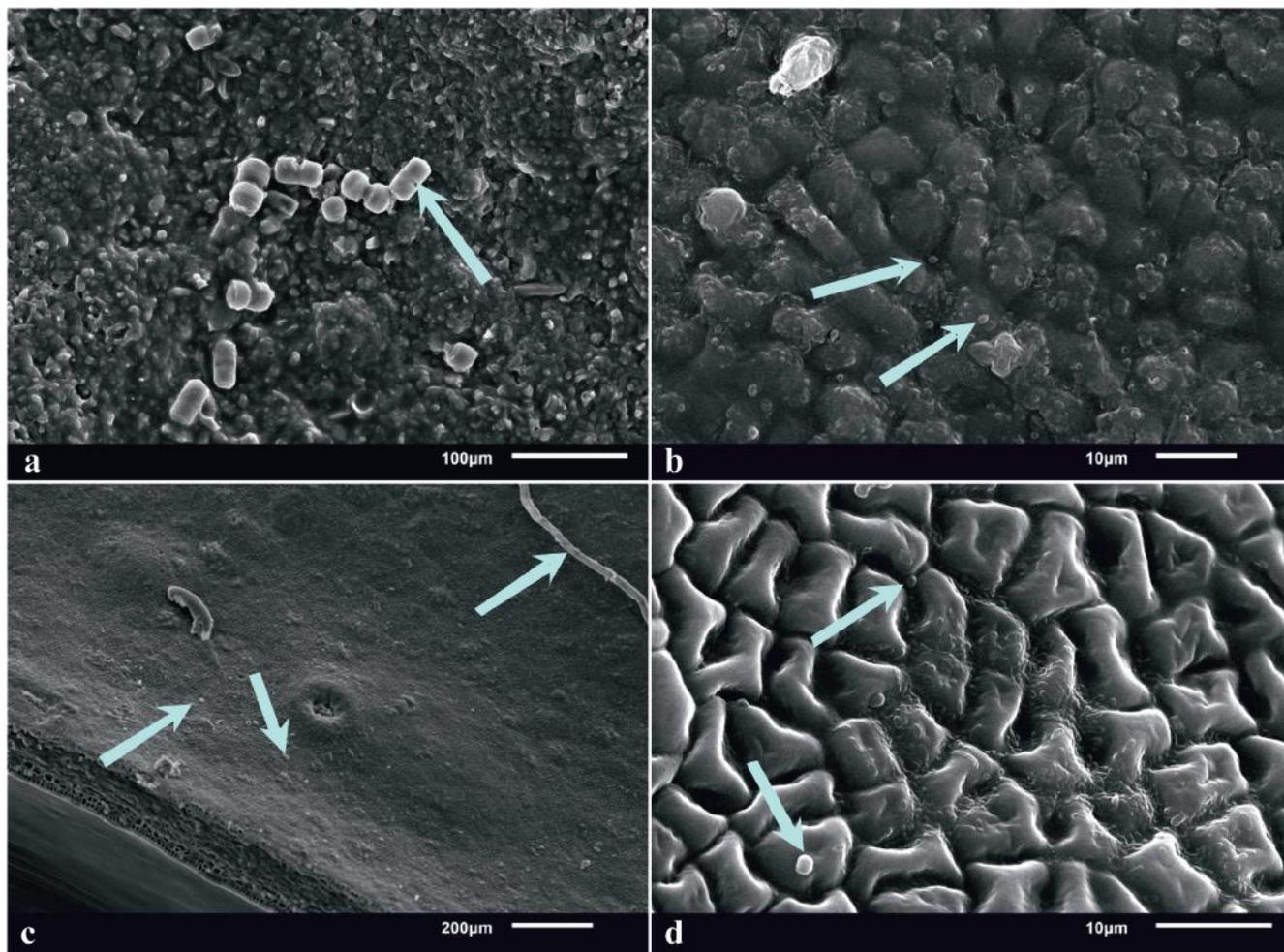


Рис. 1. Поверхность водоросли *F. vesiculosus* с находящимися на ней микроорганизмами (показаны стрелками): а — диатомовые водоросли; b, d — бактериальные клетки; с — мицелиарные грибы (сканирующий электронный микроскоп)

Fig. 1. The surface of *F. vesiculosus* with microorganisms located on it (indicated by arrows): a – diatoms; b, d – bacteria; c – micellar fungi (scanning electron microscope)

в виде цепочек, а также одиночные клетки (рис. 1а). Встречаются мицелиарные грибы (рис. 1с) с септированным мицелием.

Структура поверхности таллома у фукуса меняется с возрастом. Если изначально поверхность апикальных частей преимущественно гладкая, с присутствием только криптостом, то с возрастом она приобретает шероховатость, на ней появляется большое число углублений, трещин, волосков, что может влиять на количественное распределение микроорганизмов на разных её участках. Число криптостом с возрастом не меняется, однако их размер увеличивается. При этом количество сапротрофных эпифитных бактерий на поверхности таллома растёт от верхушечной (молодой) части таллома к старой (основанию).

Прикрепление бактерий к поверхности происходит различными путями. Бактериальные клетки могут использовать для закрепления на неровностях субстрата пили и даже жгутики либо прикрепляться за счёт слизистой капсулы. Таким образом, степень адгезии бактериальных клеток к поверхности талломов водорослей зависит, вероятно, от продолжительности процесса колонизации, от наличия у клеток-колонистов жгутиков, от возраста макрофитов и структуры их поверхности, а также от толщины и состава слизистого слоя как водорослей, так и бактерий.

Выделяют две основных стадии колонизации поверхности бактериями — обратимую и необратимую [14].

Бактерии, поселяясь на поверхностях живых организмов, могут вступать с ними в симбиотические отношения. Отметим, что морфологические аспекты симбиотической ассоциации водорослей и бактерий до настоящего времени практически не изучены.

Известно, что бактериальная колонизация поверхности может включать стадии, связанные с транспортом органических молекул и с метаболической активностью бактерий [12], что приводит к образованию биоплёнки и дальнейшему отрыву её части. А. И. Раилкин предположил, что не все указанные стадии являются непосредственно этапами колонизации, тем не менее некоторые из них способствуют облегчению заселения бактериями поверхностей, а отрыв части бактериальной биоплёнки может происходить и под воздействием течений [5].

Независимо от вида водорослей и места их произрастания, на талломах постоянно наблюдается высокая численность гетеротрофных эпифитных бактерий [11]. Так, исследования ламинариевых и ульвовых водорослей показали, что эпифитное бактериальное сообщество может меняться в зависимости от времени года — в результате изменений физиологических показателей в различные сезоны за счёт воздействия биотических и абиотических факторов [10, 17, 18].

Одним из таких факторов может являться антропогенное загрязнение органическими веществами, в том числе нефтепродуктами, как среды, так и самих водорослей. Нами показано, что при значительном загрязнении среды и водорослей нефтепродуктами большая часть бактерий располагается непосредственно на поверхности таллома в слизистом слое (рис. 2) либо концентрируется на плёнке или под плёнкой нефтепродуктов, адсорбирующейся на талломах фукуса и создающей дополнительные благоприятные условия для бактериальной колонизации.

Морфологически эпифитные бактерии представлены кокками, а также короткими и длинными палочками; встречаются и извитые формы. Размеры бактериальных клеток варьируют от 0,5 до 2–3 мкм.

Помимо гетеротрофных бактерий, на поверхности водорослей, отобранных в загрязнённой нефтепродуктами акватории, обнаружены в большом количестве цианобактерии (рис. 2а, с).

Выявлены как одиночные клетки, так и нити цианобактерий. Обнаружены колониальные формы, которые представляют собой «упакованные» мелкие клетки, заключённые в единую оболочку. Характерной особенностью цианобактериальных сообществ на поверхности водорослей из акватории Мурманского морского порта, подверженной хроническому нефтяному загрязнению, является отсутствие гетероцист у нитчатых форм.

Большая часть клеток микроорганизмов локализуется в углублениях. На открытых ровных участках поверхности обнаружены лишь единичные бактериальные клетки. Это может объясняться постоянным движением больших объёмов воды в природных условиях, которое препятствует массовому поселению и закреплению бактерий на открытых участках. Кроме того, неприкреплённые и плохо прикреплённые клетки микроорганизмов могут быть смыты при пробоподготовке фрагмента таллома водорослей к микроскопическим исследованиям, в то время как в неровностях и углублениях бактериальные клетки останутся.

На поверхности водорослей из чистых акваторий не выявлено ни колоний, ни отдельных клеток цианобактерий; кроме того, обнаружено значительно меньшее количество эпифитных гетеротрофных бактерий, чем на водорослях из загрязнённых районов (рис. 2е, ф).

На количественное развитие бактерий оказывают влияние такие факторы среды, как температура, численность фитопланктона, концентрация органического вещества в водных массах. В изученных нами районах преобладало, как указано выше, влияние нефтяного загрязнения среды. Так, содержание нефтепродуктов в исследованных акваториях, определённое на основании анализа 10 проб, было следующим: в чистой — 0,04–0,07 мг·л⁻¹, в грязной — 1,4–1,8 мг·л⁻¹ (при ПДК 0,05 мг·л⁻¹). Содержание нефтепродуктов в талломах фукуса из чистого местообитания не превышало 1,8 мкг·г⁻¹, а в пробах из загрязнённой акватории значение достигало 160 мкг·г⁻¹.

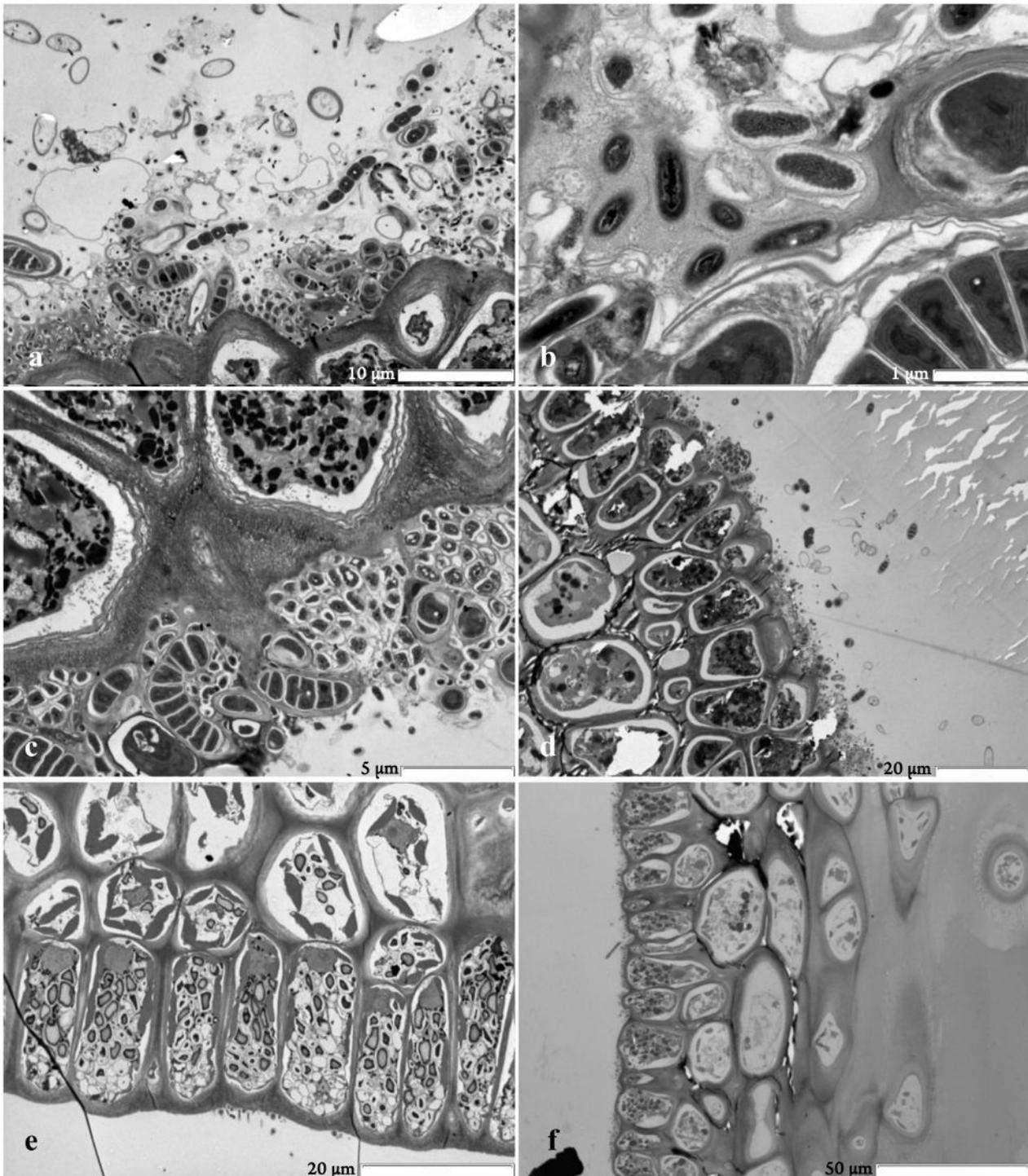


Рис. 2. Эпифитные бактерии и цианобактерии на поверхности *F. vesiculosus* из загрязнённой (a, b, c, d) и чистой (e, f) акваторий (трансмиссионный электронный микроскоп)

Fig. 2. Epiphytic bacteria and cyanobacteria on the *F. vesiculosus* surface from polluted (a, b, c, d) and clean (e, f) water areas (transmission electron microscope)

Влияние нефтяной контаминации на количественное развитие бактерий также подтверждается результатами, полученными с использованием культуральных методов. В загрязнённой нефтепродуктами акватории Кольского залива минимальное количество культивируемых эпифитных гетеротрофных бактерий на поверхности талломов водорослей достигало $2 \text{ млн кл.} \cdot \text{см}^{-2}$, а максимальная численность бактериальных клеток превышала $17 \text{ млн кл.} \cdot \text{см}^{-2}$. В чистой акватории губы Зеленецкой максимальное количество бактериальных клеток составляло $14,5 \text{ тыс. кл.} \cdot \text{см}^{-2}$.

Количество культивируемых углеводородокисляющих бактерий в водных массах загрязнённой акватории достигало 17,4 тыс. кл. · см⁻². В то же время на поверхности водорослей из данной акватории эти бактерии вообще не были обнаружены. Вероятнее всего, они присутствовали в среде, однако их количество оказалось ниже предела чувствительности использованного нами метода культивирования.

В отношении таксономической структуры бактериальных ценозов нами показано, что в чистой акватории в составе эпифитного бактериального сообщества присутствует меньшее количество родов, чем в районах, подверженных хронической контаминации нефтепродуктами [16]. Среди идентифицированных типов бактерий как в чистой, так и в загрязнённой акватории доминировали представители типов *Proteobacteria* и *Bacteroidetes*. При большем количестве родов на фукусах из акватории Мурманского морского порта преобладали бактерии, принадлежащие к типу *Proteobacteria* (> 63 %), с доминированием представителей рода *Acinetobacter* (32 % от состава всего бактериоценоза) [16].

Как отмечено выше, обитание бактерий на поверхности является нормальным условием существования растений, в том числе водорослей, и патологические процессы наблюдаются лишь при нарушении целостности поверхностных структур в клетках водорослей. Наши исследования позволили обнаружить, что ультраструктура клеток не имеет признаков повреждения у всех покрытых эпифитными бактериями водорослей, отобранных как из загрязнённых, так и из чистых районов.

Работа выполнена в рамках государственного задания ММБИ КНЦ РАН по теме «Механизмы адаптации, регуляции роста, размножения и рациональное использование водорослей-макрофитов арктических морей» (№ гос. регистрации АААА-А17-117052310082-8).

Благодарность. Авторы выражают благодарность профессору кафедры гидробиологии МГУ имени М. В. Ломоносова, д. б. н. Ильинскому В. В.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Ильинский В. В., Воскобойников Г. М., Пуговкин Д. В., Комарова Т. И., Адейкина А. А. Влияние нефтяного загрязнения среды на состав и численность гетеротрофных эпифитных бактерий бурой водоросли *Fucus vesiculosus* // *Вестник Южного научного центра РАН*. 2010. Т. 6, № 2. С. 98–100. [Il'inskiĭ V. V., Voskoboinikov G. M., Pugovkin D. V., Komarova T. I., Adeikina A. A. Influence of oil pollution on the composition and abundance of heterotrophic epiphyte bacteria of brown algae from the Barents Sea. *Vestnik Yuzhnogo nauchnogo tsentra RAN*, 2010, vol. 6, no. 2, pp. 98–100. (in Russ.)].
2. Коронелли Т. В., Ильинский В. В. Об учете численности углеводородокисляющих бактерий в морской воде методом предельных разведений // *Вестник Московского университета. Сер. 16. Биология*. 1984. № 3. С. 54–56. [Koronelli T. V., Il'inskiĭ V. V. Ob uchete chislennosti uglevodorodokislyayushchikh bakterii v morskoi vode metodom predel'nykh razvedenii. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Ser. 16. Biologiya*, 1984, no. 3, pp. 54–56. (in Russ.)].
3. Морозов Н. В. *Экологическая биотехнология: очистка природных и сточных вод макрофитами*. Казань : Издательство КГПУ, 2001. 396 с. [Morozov N. V. *Ekologicheskaya biotekhnologiya: ochildka prirodnykh i stochnykh vod makrofitami*. Kazan': Izdatel'stvo KGPU, 2001, 396 p. (in Russ.)].
4. *Практическая гидробиология. Пресноводные экосистемы* / под ред. В. Д. Федорова, В. И. Капкова. Москва : ПИМ, 2006. 367 с. [Prakticheskaya gidrobiologiya. Presnovodnye ekosistemy / V. D. Fedorov, V. I. Kapkov (Eds). Moscow: PIM, 2006, 367 p. (in Russ.)].
5. Раилкин А. И. *Колонизация твердых тел бентосными организмами*. Санкт-Петербург : Изд-во СПб. ун-та, 2008. 427 с. [Raïlkin A. I. *Kolonizatsiya tverdykh tel bentosnymi organizmami*. Saint Petersburg: Izd-vo SPb. un-ta, 2008, 427 p. (in Russ.)].

6. Садчиков А. П., Кудряшов М. А. *Гидробиотаника: прибрежно-водная растительность*. Москва : Академия, 2005. 240 с. [Sadchikov A. P., Kudryashov M. A. *Gidrobotanika: pribrezhno-vodnaya rastitel'nost'*. Moscow: Akademiya, 2005, 240 p. (in Russ.)].
7. Семенова Е. В., Шлыкова Д. С., Семенов А. М., Иванов М. Н., Шеляков О. В., Нетрусов А. И. Бактерии-эпифиты бурых водорослей в утилизации нефти в экосистемах северных морей // *Вестник Московского университета. Сер. 16. Биология*. 2009. Т. 16, № 3. С. 18–22. [Semenova E. V., Shlykova D. S., Semenov A. M., Ivanov M. N., Shelyakov O. V., Netrusov A. M. Bacteria-epiphytes of brown macro alga in utilization of oil in ecosystems of north seas. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Ser. 16. Biologiya*, 2009, vol. 16, no. 3, pp. 18–22. (in Russ.)].
8. Степаньян О. В., Воскобойников Г. М. Влияние нефти и нефтепродуктов на морфофункциональные особенности морских макроводорослей // *Биология моря*. 2006. Т. 32, № 4. С. 241–248. [Stepanyan O. V., Voskoboynikov G. M. The effects of oil and oil products on the morphofunctional characteristics of marine macroalgae. *Biologiya morya*, 2006, vol. 32, no. 4, pp. 241–248. (in Russ.)].
9. Уикли Б. *Электронная микроскопия для начинающих*. Москва : Мир, 1975. 324 с. [Uikli B. *Elektronnaya mikroskopiya dlya nachinayushchikh*. Moscow: Mir, 1975, 324 p. (in Russ.)].
10. Bengtsson M. M., Sjøtun K., Øvreås L. Seasonal dynamics of bacterial biofilms on the kelp *Laminaria hyperborea*. *Aquatic Microbial Ecology*, 2010, vol. 60, pp. 71–83. <https://doi.org/10.3354/ame01409>.
11. Bolinches J., Lemos M. L., Barja J. L. Population dynamics of heterotrophic bacterial communities associated with *Fucus vesiculosus* and *Ulva rigida* in an estuary. *Microbial Ecology*, 1988, vol. 15, iss. 3, pp. 345–357.
12. Characklis W. Biofilm development: a process analysis. In: *Microbial adhesion and aggregation* / Marshall K. C. (Ed.). Berlin ; Heidelberg ; New York ; Tokio: Springer-Verlag, 1984, pp. 137–157. https://doi.org/10.1007/978-3-642-70137-5_11.
13. Dimitrieva G. Y., Dimitriev S. M. Symbiotic microflora of brown algae of the genus *Laminaria* as a bioindicator of the ecological condition of coastal laminarian biocenoses. *Russian Journal of Marine Biology*, 1996, vol. 22, iss. 5, pp. 276–281.
14. Marshall K. C., Stout R., Mitchell R. Selective sorption of bacteria from seawater. *Canadian Journal of Microbiology*, 1971, vol. 17, no. 11, pp. 1413–1416.
15. Mills A. L., Breul C., Colwell R. R. Enumeration of petroleum-degrading marine and estuarine microorganisms by the most probably number method. *Canadian Journal of Microbiology*, 1978, vol. 24, pp. 552–557.
16. Pugovkin D. V., Liaimer A., Jensen J. B. Epiphytic bacterial communities of the alga *Fucus vesiculosus* in oil-contaminated water areas of the Barents Sea. *Doklady Biological Sciences*, 2016, vol. 471, iss. 1, pp. 269–271. <https://doi.org/10.1134/S0012496616060053>.
17. Staufenberger T., Thiel V., Wiese J., Imhoff J. F. Phylogenetic analysis of bacteria associated with *Laminaria saccharina*. *FEMS Microbiology Ecology*, 2008, vol. 64, iss. 1, pp. 65–77. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00445.x>.
18. Tujula N. A., Crocetti G. R., Burke C., Thomas T., Holmstrom C. & Kjelleberg S. Variability and abundance of the epiphytic bacterial community associated with a green marine *Ulvacean* alga. *The ISME Journal*, 2010, vol. 4, no. 2, pp. 301–311. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.107>.
19. Voskoboynikov G. M., Matishov G. G., Metel'kova L. O., Zhakovskaya Z. A., Lopushanskaya E. M. Participation of the green algae *Ulvaria obscura* in bioremediation of sea water from oil products. *Doklady Biological Sciences*, 2018, vol. 481, iss. 1, pp. 139–141. <https://doi.org/10.1134/S0012496618040026>.
20. Wrabel M. L., Peckol P. Effects of bioremediation on toxicity and chemical composition of No. 2 fuel oil: growth responses of the brown alga *Fucus vesiculosus*. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, vol. 40, iss. 2, pp. 135–139. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00181-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00181-2).

**EPIPHYTIC BACTERIA
ON THE BROWN ALGAE *FUCUS VESICULOSUS* LINNAEUS, 1753
(BARENTS SEA)**

D. V. Pugovkin, G. M. Voskoboinikov

Murmansk Marine Biological Institute, Kola Scientific Center of the RAS, Murmansk, Russian Federation
E-mail: pugovkin2005@yandex.ru

Brown algae in symbiotic relations with epiphytic bacteria play an important role in the bioremediation of the marine environment after the ingress of petroleum products; therefore, the study of these groups of organisms in the habitats with different pollution levels is of importance. The aim of the investigation was to study the structure of the surface of the brown algae *Fucus vesiculosus* and the localization of epiphytic bacteria on it in clean (Zelenetskaya Bay, East Murman) and oil-polluted (Kola Bay, Murmansk Seaport) water areas of the Barents Sea by the methods of scanning and transmission electron microscopy. To determine the number of cultivable heterotrophic bacteria, we chose the method of using liquid nutrient mediums. It was shown that most of the bacteria in the epiphytic community are concentrated in the natural "hollows" of the surface. On the surface of the algae from the polluted water area, bacteria are also localized in the mucous layer of plants, on the film and under the film of petroleum products, that covers the thallus. Besides the heterotrophic bacteria, a large number of cyanobacteria were found on the surface of algae from oil-polluted areas. It was shown that the number of cultivable bacteria on the surface of algae in the polluted area was more than 17 million cells per cm². In the clean water, the number of epiphytic bacteria reached 14.5 thousand cells per cm². The number of cultivable epiphytic hydrocarbon-oxidizing bacteria in the oil-polluted water was up to 17.4 thousand cells per cm². In the clean water, bacteria of this group were not detected.

Keywords: epiphytic bacteria, *Fucus vesiculosus*, thallus of algae, electron microscopy, oil products, oil hydrocarbons

УДК 582.272:577.127(262.5)

ВЛИЯНИЕ ИНСОЛЯЦИИ НА ДИНАМИКУ СОДЕРЖАНИЯ ФУКОКСАНТИНА В БУРЫХ ВОДОРОСЛЯХ РОДА *CYSTOSEIRA* С. AGARDH (ЧЁРНОЕ МОРЕ)

© 2018 г. В. И. Рябушко¹, Е. В. Гуреева¹, М. А. Гуреев^{2,3}, М. В. Нехорошев¹

¹Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

²Первый московский государственный медицинский университет имени И. М. Сеченова, Москва, Россия

³Санкт-Петербургский государственный технологический институт, Санкт-Петербург, Россия

E-mail: rabushko2006@yandex.ru

Поступила в редакцию 10.08.2018; после доработки 28.09.2018;
принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

Фотосинтетически активная радиация играет важную роль в регулировании жизнедеятельности морских макрофитов, поэтому задача определения зависимости концентрации фукоксантина (Фк) у бурых водорослей рода *Cystoseira* от энергии светового потока представляется актуальной. Талломы *C. barbata* и *C. crinita* отбирали с глубины от 0,5 до 1,0 м в условно чистом районе Южного берега Крыма (пгт Форос) и в акватории с умеренной антропогенной нагрузкой (г. Севастополь, б. Карантинная). Годовая динамика содержания Фк у макрофитов имеет хорошо выраженные периоды максимума и минимума. Пик концентрации Фк приходится на осенне-зимний период. Минимальные значения пигмента отмечены при максимальной освещённости в весенне-летний период. Моделирование зависимости содержания фукоксантина у бурых водорослей рода *Cystoseira* от интенсивности общего светового потока с помощью полиномиальной аппроксимации позволило установить, что данный процесс хорошо описывается биквадратным уравнением с высоким коэффициентом детерминации.

Ключевые слова: бурые водоросли рода *Cystoseira*, фукоксантин, энергия светового потока, Чёрное море

Фукоксантин (далее — Фк), являясь основным каротиноидом бурых водорослей, обладает высокой биологической активностью, в том числе антиоксидантными, противораковыми и антидиабетическими свойствами [7, 13]. Фк в бурых водорослях входит в состав светособирающего комплекса, где вместе с хлорофиллами *a* и *c* образует фукоксантин — хлф *a/c* пигмент-белковые комплексы, которые, объединяясь друг с другом, формируют супрамолекулярные структуры [11, 12]. Фк выступает в роли сенсibilизатора этих структур, что облегчает перенос энергии на белок-белковый комплекс. Полагают, что Фк — наиболее изменчивый компонент светособирающего комплекса бурых водорослей [8]. В результате многочисленных исследований по изучению факторов, влияющих на фотосинтетическую активность и пигментный состав бурых водорослей из разных мест обитания, выявлено, что основными являются освещённость, спектральный состав света, температура и стадия роста водорослей [2, 9, 14, 20, 21]. Обнаружено также, что при избыточном освещении в присутствии кислорода каротиноиды ксантофилловых циклов предохраняют хлорофиллы и липиды фотосинтетических мембран от фотодеструкции [1].

Бурые водоросли рода *Cystoseira* — массовые виды макрофитов в прибрежье Чёрного моря и перспективные источники получения Фк, поэтому важно определить факторы внешней среды, от которых зависит содержание биологически ценных веществ в талломах, включая Фк. Особое влияние

на пигментный состав водорослей оказывает уровень инсоляции, зависящий от энергии светового потока, что сказывается, в частности, на содержании Фк в макрофитах [6]. В связи с вышеизложенным целью данной работы была оценка влияния уровня энергии светопотока на концентрацию фукоксантина — основного каротиноида бурых водорослей рода *Cystoseira*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Известно, что проницаемость морской воды для солнечной радиации сильно зависит от содержания в ней различных химических соединений, которые образуют плёнку на водной поверхности либо повышают мутность воды. При отсутствии загрязнителей и биологических объектов около 80 % фотосинтетически активной радиации (далее — ФАР) задерживается поверхностным метровым слоем воды [2]. Для выявления отклика влияния уровня ФАР на содержание Фк в бурых водорослях *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. Agardh 1820 и *C. crinita* Duby 1830 талломы отбирали ежемесячно в 2013–2014 гг. с глубины не более 1,0 м в районах с различным уровнем загрязнения: в условно чистой акватории Южного берега Крыма (пгт Форос) и в б. Карантинная г. Севастополя с умеренной антропогенной нагрузкой. Акватория бухты характеризуется повышенным содержанием меди и цинка в грунте, а также более высоким индексом эвтрофикации E-TRIX [17]. Талломы *C. barbata* и *C. crinita* разделяли на ствол и ветви первого порядка [5], ветви освобождали от видимых эпифитов, промывали дистиллированной водой, обсушивали фильтровальной бумагой и измельчали до частиц размером 8–15 мм. Для исследования годовой динамики концентрации Фк взяты ветви только возрастной группы от двух до трёх месяцев, что исключает влияние фактора роста на изменение содержания Фк. Концентрацию фукоксантина в навеске определяли с помощью препаративной тонкослойной хроматографии по описанной ранее методике [18]. В ходе исследования обработано 150 талломов *C. barbata* и 280 — *C. crinita*. Значения энергии светопотока для мест пробоотбора получены из данных спутникового мониторинга уровня инсоляции земной поверхности в 2013 г. [16]. Статистическая обработка данных выполнена с помощью дисперсионного анализа (ANOVA) с использованием программного обеспечения OriginLab OriginPro 2015.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Годовая динамика концентрации фукоксантина в ветвях бурых водорослей рода *Cystoseira* имеет хорошо выраженные периоды максимума и минимума (рис. 1). В весенне-летний период при максимальной температуре и освещённости отмечены минимальные значения концентрации пигмента. Пик концентрации Фк приходится на осенне-зимний период с пониженным уровнем ФАР. В исследованных районах поверхностная температура воды зависит от уровня инсоляции и коррелирует с энергией светового потока. Известно, что температура воды оказывает меньшее влияние на фотосинтез бурых водорослей, чем энергия светового потока: например, при уменьшении температуры воды с 25 до 15 °С уровень фотосинтеза *Undaria pinnatifida* сократился лишь на 5 % [21]. В исследованиях с тем же видом водоросли при сезонном изменении температуры всего на 3 °С обнаружено снижение скорости фотосинтеза на 60 % [9]. Показано также, что сокращение видового разнообразия бурых водорослей в высоких широтах в большей степени связано с длительным отсутствием освещения (полярная ночь), чем с понижением температуры [3]. Таким образом, уровень освещения оказывает более сильное влияние на концентрацию фотосинтетических пигментов макрофитов, чем температура среды обитания.

По мере снижения энергии общего светопотока отмечено постепенное увеличение уровня Фк в массе макрофита. Это может свидетельствовать о двойной функции пигмента: при низкой инсоляции он выступает в роли сенсориализатора светособирающего комплекса, а при высокой — в роли антиоксиданта, который модулирует защитные процессы, ассоциированные с подавлением фотоллиза в растениях [15].

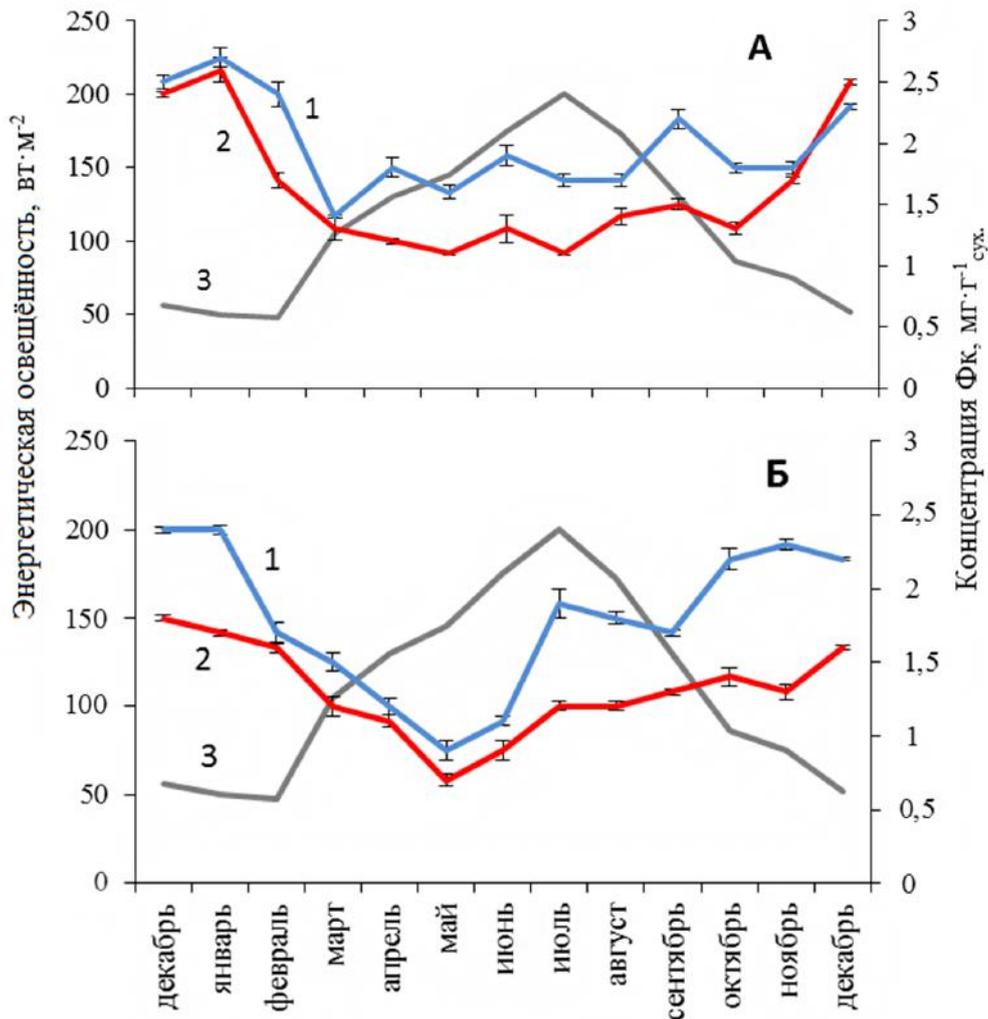


Рис. 1. Годовая динамика концентрации фукоксантина (среднее значение \pm SD) в бурых водорослях *Cystoseira barbata* (1) и *C. crinita* (2) из б. Карантинная (А) и акватории пгт Форос (Б); энергия светового потока (3) [16]

Fig. 1. Fucoxanthin concentration annual dynamics (average value \pm SD) in brown algae *Cystoseira barbata* (1) and *C. crinita* (2) from Karantinnaya Bay (A) and Foros area (B); the energy of the light flow (3) [16]

В связи с большим количеством пиковых показателей концентрации фукоксантина для исследуемых видов *Cystoseira* и параметров энергии светового потока данные были нормализованы с помощью программы OriginPro. С ростом модальностей в области высоких значений энергии светового потока проведена процедура сглаживания по алгоритму Савицкого — Голея для устранения «шума» при построении функциональной зависимости [19]. Моделирование уравнения зависимости проведено полиномиальной аппроксимацией, реализованной с помощью алгоритмов машины Тьюринга в среде программы OriginPro [4]. В итоге для обеих кривых получена биквадратная зависимость, описываемая уравнением типа:

$$Y = a + b_1x + b_2x^2 + b_3x^3 + b_4x^4, \quad (1)$$

где Y — концентрации фукоксантина, $\text{мг} \cdot \text{г}^{-1}_{\text{сух}}$;
 x — энергия светового потока, $\text{Вт} \cdot \text{м}^{-2}$;
 a — константа;
 b_1 – b_4 — коэффициенты уравнения (табл. 1).

Таблица 1. Показатели коэффициентов уравнения (1); a — варьируемая константа; b_1 – b_4 — поправочные коэффициенты; r^2 — коэффициент детерминации

Table 1. Values of coefficients for the equation (1); a – constant; b_1 – b_4 – correction coefficients; r^2 – determination coefficient

Коэффициент	<i>Cystoseira crinita</i>		<i>Cystoseira barbata</i>	
	Значение	Ошибка	Значение	Ошибка
акватория пгт Форос				
a	0,55	0,01	–1,01	0,02
b_1	0,04	$3,82 \cdot 10^{-4}$	0,12	$7,21 \cdot 10^{-4}$
b_2	$-6,32 \cdot 10^{-4}$	$5,11 \cdot 10^{-6}$	–0,001	$9,65 \cdot 10^{-6}$
b_3	$3,04 \cdot 10^{-6}$	$2,88 \cdot 10^{-8}$	$6,49 \cdot 10^{-6}$	$5,42 \cdot 10^{-8}$
b_4	$-4,71 \cdot 10^{-9}$	$5,78 \cdot 10^{-11}$	$-8,68 \cdot 10^{-9}$	$1,09 \cdot 10^{-10}$
r^2	0,99		0,99	
бухта Карантинная				
a	1,91	0,01	3,16	$3,26 \cdot 10^{-15}$
b_1	0,02	$5,44 \cdot 10^{-4}$	–0,02	$1,24 \cdot 10^{-16}$
b_2	$-5,43 \cdot 10^{-4}$	$7,28 \cdot 10^{-6}$	$2,31 \cdot 10^{-5}$	$1,66 \cdot 10^{-18}$
b_3	$3,39 \cdot 10^{-6}$	$4,09 \cdot 10^{-8}$	$7,03 \cdot 10^{-7}$	$9,32 \cdot 10^{-21}$
b_4	$-6,80 \cdot 10^{-9}$	$8,23 \cdot 10^{-11}$	$-2,54 \cdot 10^{-9}$	$1,87 \cdot 10^{-23}$
r^2	0,99		0,99	

Высокие коэффициенты детерминации r^2 показывают, что уравнение (1) очень хорошо описывает функциональную зависимость. По результатам полиномиального анализа построены графики, иллюстрирующие динамику концентрации фукоксантина в ветвях цистозеры в зависимости от уровня энергии светопотока. Для уточнения функциональных зависимостей применён алгоритм сглаживания, использующий разложение в ряд Фурье, что позволило нормализовать узкие высокие пики в моделируемых функциях. Затем на основе полученных функций промоделированы соответствующие зависимости, описывающие динамику концентрации фукоксантина в водорослях (рис. 2).

Применение смешанного алгоритма генерации функциональных зависимостей привело к разделению построенных кривых по наличию экстремумов функции. Так, для концентраций фукоксантина в водорослях из акватории пгт Форос характерно наличие двух выраженных экстремумов с большим разделением по оси X (рис. 2). Для *C. crinita* и *C. barbata* из б. Карантинная отмечено сглаживание экстремумов функции. Выявленные различия свидетельствуют о том, что на динамику концентрации фукоксантина влияет не только энергия освещённости, но и различные физико-химические факторы в местах отбора проб (прогрев воды, течение, наличие волнения и т. д.).

Анализ построенных усреднённых зависимостей показал, что биквадратная функция обладает лучшей детерминируемостью и позволяет охватить максимумы, сглаживаемые при использовании кубического уравнения. Установлено, что зависимость концентрации F_k от энергии светового потока оптимально описывается именно биквадратной функцией. Вероятно, коэффициенты промоделированных функций показывают наличие параметров, предположительно соответствующих внешним абиотическим факторам, которые вызывают варьирование построенных графических зависимостей. Роль влияния внешних факторов на процессы генерации F_k в бурых водорослях может быть оценена по значимости коэффициентов, приведённых в табл. 1. Таким образом, коэффициенты полученных уравнений могут быть применимы для описания влияния природных (сезонных) и антропогенных факторов на модуляцию синтеза фукоксантина.

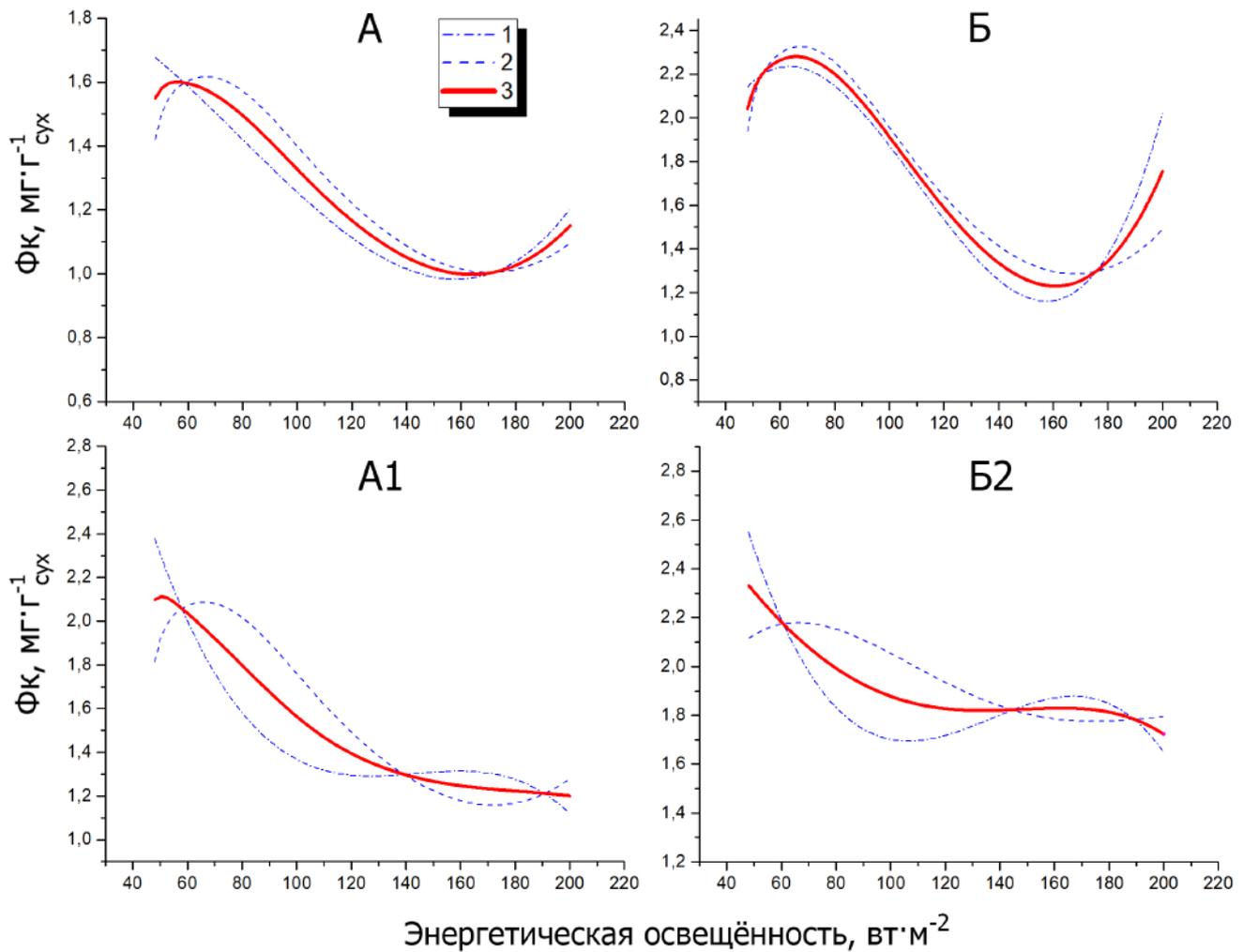


Рис. 2. Полиномиальная интерполяция ряда данных, сглаженных: по алгоритму Савицкого — Голя (1), методом быстрого преобразования Фурье (2); усреднённая функция (3) для показателей концентрации фукоксантина в бурых водорослях *Cystoseira crinita* (А, А1) и *C. barbata* (Б, Б2) в зависимости от уровня освещённости. А, Б — макрофиты из акватории пгт Форос, А1, Б2 — из б. Карантинная

Fig. 2. Polynomial interpolation of data, smoothed according to Savitzky – Golay (1) and by fast Fourier transform (2); fucoxanthin level averaged function (3) in brown algae *Cystoseira crinita* (А, А1) and *C. barbata* (Б, Б2), depending on the level of illumination. А, Б – samples from Foros area, А1, Б2 – from Karantinnaya Bay

Известно, что аккумуляция Фк в бурых водорослях является одним из способов поддержания нативной жизнедеятельности макрофита в стрессовых условиях [10]. Так, показатели содержания Фк и хлорофиллов *a* и *c* были выше в зимний и весенний периоды, чем в летний, и у молодых, и у старых спорофитов *U. pinnatifida* [9]. В *Cystoseira hakodatensis* и *Sargassum confusum* концентрация Фк достигала максимальных значений также в январе и марте при минимальных освещённости и температуре воды [20]. В многолетних исследованиях М.В. Макарова показано, что фотосинтетический аппарат бурых водорослей Баренцева моря адаптируется к интенсивности и спектральному составу освещения [2]. Размер ксантосомы зависит от изменения интенсивности освещения, однако адаптация происходит в основном за счёт снижения или увеличения общего содержания фотосинтетических пигментов. При этом отмечают следующие сезонные изменения фотосинтетического аппарата: в осенне-зимний (ноябрь — декабрь) и весенний (март — апрель) периоды наблюдается накопление фотосинтетических пигментов и увеличение размеров ксантосом. Осенью данный

процесс связан с адаптацией фотосинтетического аппарата к низкой интенсивности освещения, а весной — с необходимостью энергетического обеспечения процессов активного роста. Аналогично: описанный подход хорошо объясняет характер изменений содержания фукоксантина у бурых водорослей рода *Cystoseira* в течение годового цикла. Таким образом, корреляция фотосинтетической активности бурых водорослей с энергией светового потока может быть одной из причин сезонных изменений концентрации пигмента.

Заключение. Годовая динамика содержания фукоксантина у бурых водорослей рода *Cystoseira* имеет хорошо выраженные периоды максимума и минимума. Пик концентрации Фк приходится на осенне-зимний период. Минимальные значения пигмента отмечены в весенне-летний период при максимальной освещённости. В динамике изменения концентрации Фк у цистозиры наблюдается снижение уровня пигмента синхронно с ростом интенсивности общего светового потока. Разнонаправленный характер этих пиков может свидетельствовать об отрицательной регуляторной связи интенсивности светопотока и процесса снижения концентрации фукоксантина у бурых водорослей. Моделирование зависимости содержания Фк у бурых водорослей рода *Cystoseira* от энергии светового потока с помощью полиномиальной аппроксимации позволило установить, что данный процесс хорошо описывается биквадратным уравнением с высоким коэффициентом детерминации. При этом инкременты биквадратного уравнения показывают наличие внешних переменных величин, оказывающих влияние на рассматриваемый процесс. Таким образом, разработанный подход может быть использован для лабораторных биотехнологических экспериментов с автотрофами в средах с возможностью контролирования внешних параметров, с целью определения условий, оптимальных для поддержания высокого уровня биосинтеза фукоксантина и других каротиноидов.

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

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Ладыгин В. Г., Ширшикова Г. Н. Современные представления о функциональной роли каротиноидов в хлоропластах эукариот // *Журнал общей биологии*. 2006. Т. 67, № 3. С. 163–189. [Ladygin V. G., Shirshikova G. N. The current concepts of functional role of carotenoids in the eukaryotic chloroplasts. *Zhurnal obshhei biologii*, 2006, vol. 67, no. 3, pp. 163–189. (in Russ.)].
2. Макаров М. В. Адаптация светособирающего комплекса бурой водоросли *Fucus vesiculosus* L. Баренцева моря к условиям освещения // *Доклады Академии наук*. 2012. Т. 442, № 6. С. 845–849. [Makarov M. V. Adaptatsiya svetosobirayushchego kompleksa buroi vodorosli *Fucus vesiculosus* L. Barentseva morya k usloviyam osveshcheniya. *Doklady Akademii nauk*, 2012, vol. 442, no. 6, pp. 845–849. (in Russ.)].
3. Макаров М. В., Воскобойников Г. М. Влияние освещения и температуры на макроводоросли Баренцева моря // *Вопросы современной альгологии*. 2017. № 3 (15). URL: <http://algology.ru/1183>. [Makarov M. V., Voskoboynikov G. M. Influence of light and temperature on Barents Sea seaweed. *Voprosy sovremennoy al'gologii*, 2017, no. 3 (15). URL: <http://algology.ru/1183>. (in Russ.)].
4. Нефедов В. Н., Осипова В. А. *Курс дискретной математики*. Москва : МАИ, 1992. 260 с. [Nefedov V. N., Osipova V. A. *Kurs diskretnoi matematiki*. Moscow: MAI, 1992, 260 p. (in Russ.)].
5. Празукин А. В. Феноменологическое описание роста ветвей *Cystoseira barbata* как основа периодизации их онтогенеза // *Экология моря*. 1983. Вып. 15. С. 49–58. [Prazukin A. V. A phenomenological description of *Cystoseira barbata* branches growth as a basis of their ontogeny division into periods. *Ekologiya morya*, 1983, iss. 15, pp. 49–58. (in Russ.)].
6. Титлянов Э. А., Колмаков П. В., Лелеткин В. А.,

- Воскобойников Г. М. Новый тип адаптации водных растений к свету // *Биология моря*. 1987. №2. С. 48–57. [Titlyanov E. A., Kolmakov P. V., Leletkin V. A., Voskoboinikov G. M. Novyi tip adaptatsii vodnykh rastenii k svetu. *Biologiya morya*, 1987, no. 2, pp. 48–57. (in Russ.)].
7. Airanthi M. K. W.-A., Hosokawa M., Miyashita K. J. Comparative antioxidant activity of edible Japanese brown seaweeds. *Journal of Food Science*, 2011, vol. 76, iss. 1, pp. 104–111. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841.2010.01915.x>.
 8. Anderson J. M., Barrett J. Chlorophyll-protein complexes of brown algae: P700 reaction centre and light-harvesting complexes. *Ciba Foundation Symposium*, 1978, vol. 61, pp. 81–104.
 9. Campbell S. J., Bite J. S., Burrige T. R. Seasonal patterns in the photosynthetic capacity, tissue pigment and nutrient content of different developmental stages of *Undaria pinnatifida* (Phaeophyta: Laminariales) in Port Phillip Bay, South-Eastern Australia. *Botanica Marina*, 1999, vol. 42, iss. 3, pp. 231–241. <https://doi.org/10.1515/BOT.1999.027>.
 10. Eonseon J., Polle J. E. W., Lee H. K., Hyun S. M., Chang M. Xanthophylls in microalgae: from biosynthesis to biotechnological mass production and application. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2003, vol. 13, iss. 2, pp. 165–174.
 11. Katoh T., Mimuro M., Takaichi S. Light-harvesting particles isolated from a brown alga, *Dictyota dichotoma*: A supramolecular assembly of fucoxanthin-chlorophyll-protein complexes. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Bioenergetics*, 1989, vol. 976, iss. 2–3, pp. 233–240. [https://doi.org/10.1016/S0005-2728\(89\)80235-X](https://doi.org/10.1016/S0005-2728(89)80235-X).
 12. Katoh T., Tanaka A., Mimuro M. Xanthosomes: Supramolecular assemblies of xanthophyll-chlorophyll *alc* protein complexes. *Methods in Enzymology*, 1993, vol. 214, pp. 402–412. [https://doi.org/10.1016/0076-6879\(93\)14084-V](https://doi.org/10.1016/0076-6879(93)14084-V).
 13. Miyashita K., Nishikawa S., Beppu F., Tsukui A., Hosokawa M. The allenic carotenoid fucoxanthin, a novel marine nutraceutical from brown seaweeds. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2011, vol. 91, iss. 7, pp. 1166–1174. <https://doi.org/10.1002/jsfa.4353>.
 14. Nomura M., Kamogawa H., Susanto E., Kawagoe C., Yasui H., Saga N., Hosokawa M., Miyashita K. Seasonal variations of total lipids, fatty acid composition, and fucoxanthin contents of *Sargassum horneri* (Turner) and *Cystoseira hakodatensis* (Yendo) from the northern seashore of Japan. *Journal of Applied Phycology*, 2013, vol. 25, iss. 4, pp. 1159–1169. <https://doi.org/10.1007/s10811-012-9934-x>.
 15. Piovan A., Seraglia R., Bresin B., Caniato R., Filippini R. Fucoxanthin from *Undaria pinnatifida*: Photostability and coextractive effects. *Molecules*, 2013, vol. 18, iss. 6, pp. 6298–6310. <https://doi.org/10.3390/molecules18066298>.
 16. Pfeifroth U., Kothe S., Müller R., Trentmann J., Hollmann R., Fuchs P., Werscheck M. *Surface Radiation Data Set – Heliosat (SARAH)*. Satellite Application Facility on Climate Monitoring, 2017, Edition 2. https://doi.org/10.5676/EUM_SAF_CM/SARAH/V002.
 17. Ryabushko V. I., Prazukin A. V., Gureeva E. V., Bobko N. I., Kovrigina N. G., Nekhoroshev M. V. Fucoxanthin and heavy metals in brown algae of genus *Cystoseira* C. Agardh from water areas with different anthropogenic influences (Black Sea) // *Morskoj biologicheskij zhurnal*, 2017, vol. 2, no. 2, pp. 70–79. <https://doi.org/10.21072/mbj.2017.02.2.07>.
 18. Ryabushko V., Prazukin A., Popova E., Nekhoroshev M. Fucoxanthin of the brown alga *Cystoseira barbata* (Stackh.) C. Agardh from the Black Sea. *Journal of Black Sea / Mediterranean Environment*, 2014, vol. 20, no. 2, pp. 108–113.
 19. Savitzky A., Golay M. J. E. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Analytical Chemistry*, 1964, vol. 36, iss. 8, pp. 1627–1639. <https://doi.org/10.1021/ac60214a047>.
 20. Terasaki M., Hirose A., Narayan B., Baba Y., Kawagoe C., Yasui H., Miyashita K. Evaluation of recoverable functional lipid components of several brown seaweeds (Phaeophyta) from Japan with special reference to fucoxanthin and fucoxanthin contents. *Journal of Phycology*, 2009, vol. 45, iss. 4, pp. 974–980. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2009.00706.x>.
 21. Wu C. Y., Wen Z., Peng Z., Zhang J. A preliminary comparative study of the productivity of three economic seaweeds. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 1984, vol. 2, pp. 97–101.

INFLUENCE OF INSOLATION ON THE DYNAMICS OF FUcoxANTHIN CONTENT IN BROWN ALGAE OF THE GENUS *CYSTOSEIRA* C. AGARDH (BLACK SEA)

V. I. Ryabushko¹, E. V. Gureeva¹, M. A. Gureev^{2,3}, M. V. Nekhoroshev¹

¹Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

²I. M. Sechenov First Moscow State Medical University, Moscow, Russian Federation

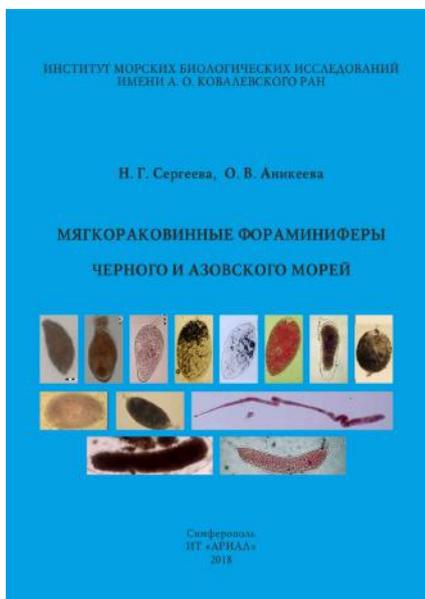
³Saint-Petersburg State Institute of Technology, Saint-Petersburg, Russian Federation

E-mail: rabushko2006@yandex.ru

Photosynthetically active radiation plays an important role in regulating the vital activity of marine macrophytes; therefore, the problem of determining the dependence of fucoxanthin concentration (FC) in brown algae of genus *Cystoseira* on the energy of the light flux seems to be relevant. *C. barbata* and *C. crinita* samples were taken from depth of 0.5 to 1.0 m in the conventionally clean region of the Southern Coast of Crimea (Foros settlement) and in the water area with moderate anthropogenic load (Sevastopol, Karantinnaya Bay). The annual dynamics of the FC content in macrophytes has well-defined periods of maximum and minimum. Peak concentrations of FC are in the autumn-winter period. The minimum values of the pigment in the spring-summer period are marked at maximum illumination. The modeling of the dependence of the fucoxanthin content in brown algae of the genus *Cystoseira* on the intensity of the total light flow using polynomial approximation made it possible to establish that this process is well described by a biquadrate equation with a high determination coefficient.

Keywords: brown algae genus *Cystoseira*, fucoxanthin, energy of light flow, Black Sea

Сергеева Н. Г., Аникеева О. В. Мягкораковинные фораминиферы Чёрного и Азовского морей / Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН. – Симферополь : ИТ «АРИАЛ», 2018. – 156 с. <https://doi.org/10.21072/978-5-907118-84-3>.



Монография представляет собой первую сводку, посвящённую одной из групп бентосных протистов Чёрного и Азовского морей — мягкораковинным фораминиферам. Основной объект — моноталамусные фораминиферы, обладающие нежными белковыми раковинами, не подверженные фоссилизации; они не попадают в поле зрения микропалеонтологов и геологов, что ограничивает возможности изучения некогда существовавших фораминифер и истории их видообразования, решения важных вопросов палеогеографии данных протистов. Главная задача авторов — познакомить читателя с группой мягкораковинных фораминифер, показать их морфологическое многообразие, дать краткие диагнозы видов и морфотипов, требующих дальнейшего изучения, акцентировать внимание на количественной оценке этих протистов как компонента мейобентоса, чтобы привлечь внимание учёных к всестороннему их изучению и оценке их роли в морских донных экосистемах.

Для широкого круга специалистов в области биологии, экологии, охраны природы, для преподавателей вузов, студентов.

Sergeeva N. G., Anikееva O. V. Soft-shelled foraminifera of the Black Sea and the Sea of Azov / A. O. Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS. – Simferopol: PP “ARIAL”, 2018. – 156 p. <https://doi.org/10.21072/978-5-907118-84-3>.

The monograph is the first summary dedicated to one of the groups of benthic protists of the Black Sea and the Sea of Azov — the soft-shelled foraminifera. The main object of this book is monothalamous foraminifera possessing delicate protein shells that are not subject to fossilization; they escape attention of micropalaentologists and geologists, that limits the possibilities of studying the once existing fauna and the history of its speciation, solving important issues of paleogeography of these protists. The main tasks of the authors are to acquaint the reader with soft-shelled foraminifera, to show their diversity in the Sea of Azov and Black Sea, to give brief diagnoses of valid species and morphotypes that require further study, to focus on the quantitative evaluation of these protists as a component of meiobenthos in order to attract scientists' attention to their comprehensive study in order to determine the role of such foraminifera in the bottom ecosystems of the seas.

For a wide range of specialists in the field of biology, ecology, environmental protection, for university professors and for students.



УДК 597.556.331.1:591.11:612.22

ЭРИТРОЦИТЫ ЦИРКУЛИРУЮЩЕЙ КРОВИ МОРСКОГО ЕРША *SCORPAENA PORCUS* L. 1758 В УСЛОВИЯХ ОСТРОЙ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЙ ГИПОКСИИ

© 2018 г. А. А. Солдатов^{1,3}, Т. А. Кухарева¹, А. Ю. Андреева¹, И. А. Парфенова²

¹Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия

²Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского, Симферополь, Россия

³Севастопольский государственный университет, Севастополь, Россия

E-mail: alekssoldatov@yandex.ru

Поступила в редакцию 23.07.2018; после доработки 16.08.2018;

принята к публикации 18.12.2018; опубликована онлайн 28.12.2018.

В условиях краткосрочного эксперимента исследовали влияние острой гипоксии на морфофункциональное состояние эритроцитов морского ерша (*Scorpaena porcus* L. 1758). Рыб содержали при 8,5–8,7 мг О₂ · л⁻¹ (100 % насыщение, контроль), 2,6 мг О₂ · л⁻¹ (30 % насыщение) и 1,3 мг О₂ · л⁻¹ (15 % насыщение) в течение 90 минут. При 30 % насыщении воды кислородом не наблюдали каких-либо изменений, показатели состояния эритроцитов сохранялись на уровне контрольных значений. При 15 % насыщении воды кислородом происходило угнетение эритропоэтических процессов, выраженное в преимущественном снижении содержания в крови наименее дифференцированных эритроидных форм (базофильных нормобластов). Одновременно отмечались набухание циркулирующих эритроцитов и лизис осмотически низкостойких и аномальных клеток, что приводило к снижению кислородной ёмкости крови и к росту осмотической резистентности циркулирующей эритроцитарной массы. Выявленный порядок изменений в системе красной крови способен индуцировать продукцию эритропоэтина в почках и активизировать эритроидный росток в гемопоэтической ткани.

Ключевые слова: гипоксия, эритроциты, гемоглобин, эритрограмма крови, морфометрия клеток, *Scorpaena porcus* L.

Механизм участия системы красной крови костистых рыб в адаптации к среде с низкой концентрацией кислорода наиболее активно исследуется последние 30 лет. Показано, что гипоксия и анемия усиливают продукцию эритропоэтина в почках рыб [18, 19]. Эритропоэтин впервые был идентифицирован у данной систематической группы с использованием методов иммунохимического анализа [30], а к настоящему времени уже подробно описана структура его гена на примере *Fugu rubripes* [12]. Эритропоэтин повышает темпы пролиферации и дифференцировки в эритроидном ростке гемопоэза, что с течением времени смещает эритроцитарный баланс в пользу продукционных процессов и сопровождается ростом кислородной ёмкости крови [6, 21]. Однако это сравнительно инерционный процесс, развивающийся на протяжении нескольких дней [6].

Другой, более лабильной компенсационной реакцией на гипоксию следует считать опорожнение кровяных депо [29], которое позволяет повысить кислородную ёмкость крови в относительно короткий промежуток времени. У рыб соответствующую функцию выполняет селезёнка [14, 17], при этом в крови появляются старые эритроциты, имеющие ограниченный срок циркуляции в периферическом русле [17]. Между тем продолжительность жизни клеток красной крови у рыб высока [2],

поэтому данная компенсационная реакция может быть эффективной на значительном временном отрезке. Сравнительная оценка резервов крови у пелагических и донных рыб показала, что у первых объём депо почти в 5 раз выше [7].

Рост кислородной ёмкости крови в условиях гипоксии может быть обусловлен и частичной дегидратацией плазмы, что сопровождается увеличением вязкости крови и негативно сказывается на работе сердца; в связи с этим процесс эффективен только на начальных этапах адаптации к дефициту кислорода. Ранее данный механизм был изучен в эксперименте у особей скорпены [9].

Существенным дополнением к процессам, происходящим на системном уровне, является также выявленная коррекция положения кривых диссоциации оксигемоглобина. В условиях гипоксии отмечаются количественные и качественные перестройки в гетерогенной системе данного белка [20]. Появляются компоненты, обладающие обратным эффектом Бора [13, 15], не чувствительные к рН [25, 28], сочетающие высокое средство с выраженным эффектом Бора [8], и др.

В настоящей работе особое внимание уделяется процессам, происходящим в системе красной крови толерантных к гипоксии рыб, на начальных этапах адаптации к дефициту кислорода, которые впоследствии определяют многие из вышеперечисленных адаптивных изменений. Цель работы — исследование морфофункциональных характеристик эритроцитов циркулирующей крови морского ерша в условиях острой гипоксии (краткосрочный эксперимент).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Работа выполнена на взрослых особях морского ерша (*Scorpaena porcus* L. 1758) в состоянии относительного физиологического покоя (III–IV стадия зрелости гонад): длина тела — 15–17 см, вес — 90–110 г. Данный вид отличается повышенной устойчивостью к гипоксии. Среди представителей донной ихтиофауны черноморского региона именно скорпена обладает устойчивостью к наиболее низким критическим и пороговым концентрациям кислорода [3]. Рыбу отлавливали при помощи ставного невода и доставляли в лабораторию в пластиковых баках объёмом 60 л с принудительной аэрацией. Транспортировка длилась не более трёх часов. После отлова скорпен рассаживали в аквариумы с естественным протоком, где выдерживали в течение одной недели для снятия состояния стресса, вызванного отловом и транспортировкой. Особей кормили фаршем из малоценных видов рыб. Суточный пищевой рацион составлял 6–7 % от массы тела. Исследовали только подвижных и активно питающихся особей.

Экспериментальная часть выполнена с применением специально разработанного стенда, который позволяет стабилизировать требуемую температуру и концентрацию кислорода в воде на протяжении неограниченного периода времени. Температура воды в рабочей камере поддерживалась на уровне 14–16 °С. Фотопериод — 12 ч день : 12 ч ночь. После адаптации к этим условиям (24 ч) содержание кислорода в воде в одной серии экспериментов снижали в течение 2,5–3,0 ч с 8,5–8,7 мг $O_2 \cdot л^{-1}$ (100 % насыщение, контроль) до 2,6 мг $O_2 \cdot л^{-1}$ (30 % насыщение, опыт), а в другой серии — до 1,3 мг $O_2 \cdot л^{-1}$ (15 % насыщение, опыт) путём прокачивания азота. Экспозиция особей в обеих сериях эксперимента составляла 90 минут. Содержание кислорода в воде контролировали потенциометрически с помощью оксиметра ELWRO PRL T N5221 (Польша). При изъятии особей из камеры применяли уретановую анестезию [26].

Кровь получали пункцией хвостовой артерии. В качестве антикоагулянта применяли гепарин («Рихтер», Венгрия). Образцы крови помещали в пластиковую пробирку объёмом 0,5 мл. Концентрацию гемоглобина в крови определяли при помощи гемиглобинцианидного метода с применением стандартного набора реактивов («Агат», Россия). Количество эритроцитов подсчитывали в камере Горяева [1]. Осмотическую резистентность клеток красной крови оценивали по микроскопическому методу Яновского [1]. Одновременно изготавливали мазки крови, которые окрашивали по комбинированному методу Паппенгейма (Май-Грюнвальд + Романовский — Гимза) [1]. На мазках подсчитывали количество незрелых (базофильных и полихроматофильных нормобластов)

и аномальных эритроидных форм (дакриоцитов, эритроцитарных теней, клеток с микроядерными включениями и со случаями инвагинации ядер). Объём выборочных совокупностей составил 10 000 клеток на мазок, с учётом зрелых эритроцитов. На основании полученных значений рассчитывали долю незрелых и аномальных эритроидных форм в процентах. В работе использовали светооптический микроскоп «Биолар» (Польша), оборудованный камерой Olympus C-7070.

Линейные размеры клеток крови определяли по фотографиям с помощью программы ImageJ 1.44р [16]. Измеряли большую и малую оси клеток (C_1 и C_2) и их ядер (N_1 и N_2). На основании определённых значений рассчитывали объём эритроцита (V_c), с учётом объёма его ядра (V_n) и толщины клетки (h), по следующим уравнениям:

$$V_c = 0,7012 \times \left(\frac{C_1 + C_2}{2} \right) \times h + V_n,$$

$$V_n = \frac{\pi \times N_1 \times N_2^2}{6},$$

$$h = 1,8 + 0,0915 \times (C_1 - 7,5).$$

Статистическую обработку и графическое оформление полученных результатов проводили с применением стандартного пакета Grapher (версия 7). Результаты представлены в виде $\bar{x} \pm S_{\bar{x}}$. Достоверность различий оценивали при помощи t-критерия Стьюдента, нормальность распределения — по критерию Пирсона.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Концентрация гемоглобина и число эритроцитов в крови контрольной группы рыб составляли $(43,7 \pm 2,8)$ г·л⁻¹ и $[(0,86 \pm 0,07) \cdot (10^6)]$ кл·к·мкл⁻¹. Снижение содержания кислорода в воде до уровня 30 % насыщения не оказывало значимого влияния на данные показатели (рис. 1). При более глубокой гипоксии (15 % насыщение) концентрация гемоглобина и число эритроцитов в крови ерша понижались на 17,6 и 12,8 % соответственно ($p < 0,05$).

В условиях эксперимента также отмечено изменение объёма циркулирующих эритроцитов. При 15 % насыщении воды кислородом увеличение составило $(270,4 \pm 1,7)$ мкм³, что на 4,1 % ($p < 0,01$) выше контрольных значений $[(259,7 \pm 1,3)$ мкм³]. При 30 % насыщении эритроциты, напротив, уменьшались в объёме на 4,0 % ($p < 0,01$) $[(249,1 \pm 1,5)$ мкм³]. Описанные выше изменения

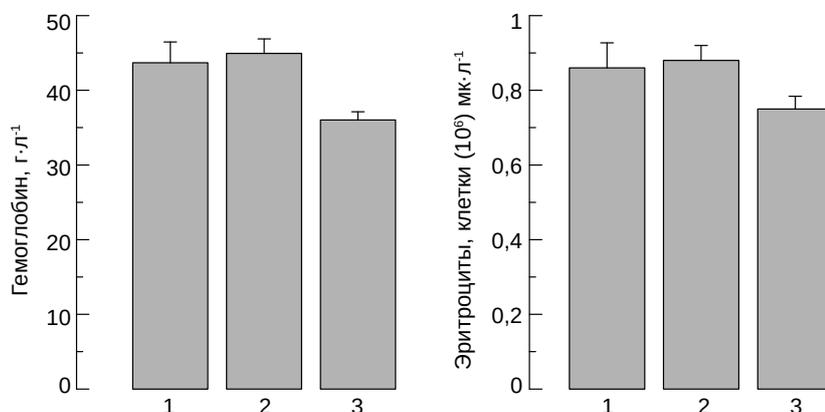


Рис. 1. Концентрация гемоглобина и число эритроцитов в крови морского ерша при различном насыщении воды кислородом (1 — нормоксия; 2 — 30 % насыщение; 3 — 15 % насыщение)

Fig. 1. The hemoglobin concentration and erythrocytes number in the scorpionfish blood under water with different oxygen saturation (1 – normoxia; 2 – 30 % saturation; 3 – 15 % saturation)

происходили на фоне роста осмотической стойкости эритроцитов при 15 % насыщении воды кислородом, что допускает лизис части клеток (табл. 1). Максимальная (полный лизис) и минимальная (начало лизиса) резистентность эритроцитов повышалась на 17–18 % ($p < 0,01$), то есть разрушение клеток происходило при более низких концентрациях NaCl в инкубационной среде.

Таблица 1. Показатели осмотической стойкости циркулирующих эритроцитов морского ерша в условиях экспериментальной гипоксии

Table 1. Parameters of osmotic resistance of circulating red blood cells of scorpionfish under experimental hypoxia

Условия эксперимента	Число особей	Осмотическая резистентность, % NaCl	
		минимальная	максимальная
Нормоксия	7	0,484 ± 0,013	0,311 ± 0,013
Насыщение 30 %	5	0,429 ± 0,029	0,293 ± 0,025
Насыщение 15 %	6	0,400 ± 0,020	0,225 ± 0,014

Одновременно наблюдали понижение числа эритроцитарных аномалий в крови в контрольной группе рыб: дакриоцитов — на 0,4 % ($p < 0,05$), клеток с микроядерными включениями — на 0,05 % ($p < 0,001$), эритроцитарных теней — на 0,26 % ($p < 0,001$). Данное явление происходило только при 15 % насыщении воды кислородом (рис. 2).

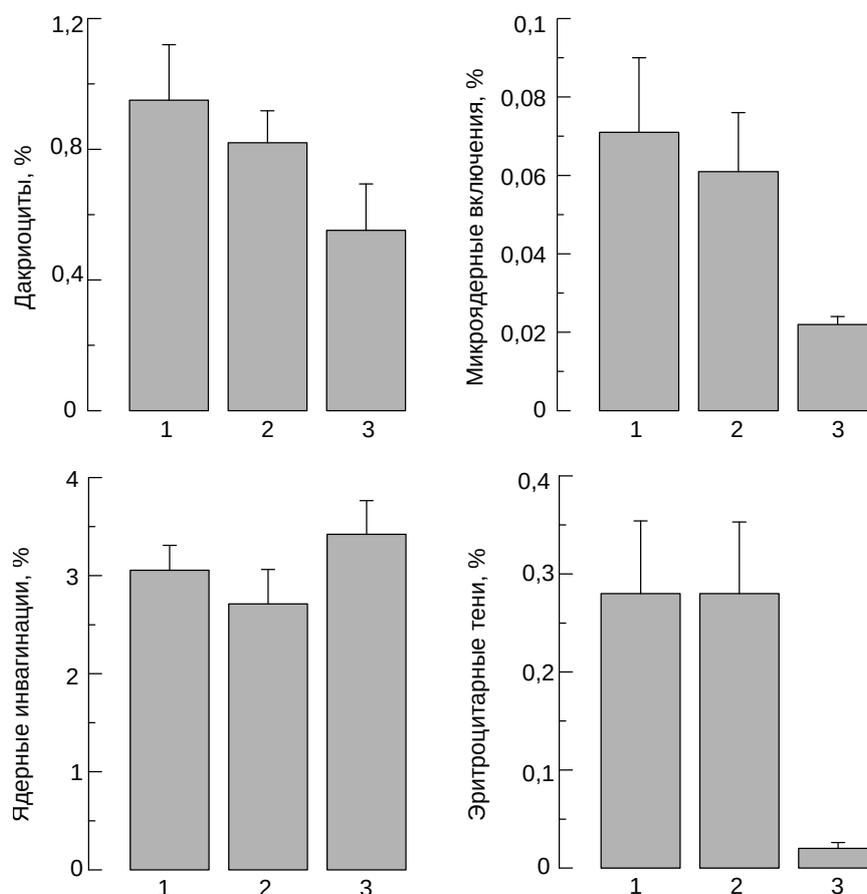


Рис. 2. Содержание аномальных эритроидных форм в крови морского ерша при различном насыщении воды кислородом (1 — нормоксия; 2 — 30 % насыщение; 3 — 15 % насыщение)

Fig. 2. The content of abnormal erythroid forms in the scorpionfish blood under water with different oxygen saturation (1 – normoxia; 2 – 30 % saturation; 3 – 15 % saturation)

Единственной аномалией, процентное содержание которой сохранялось в крови на уровне контрольных значений, являлись клетки со случаями инвагинации ядра. При 30 % насыщении воды кислородом, в сравнении со 100 % (контрольная группа рыб), различия не были выражены. Морфологические особенности аномальных клеток показаны на рис. 3.

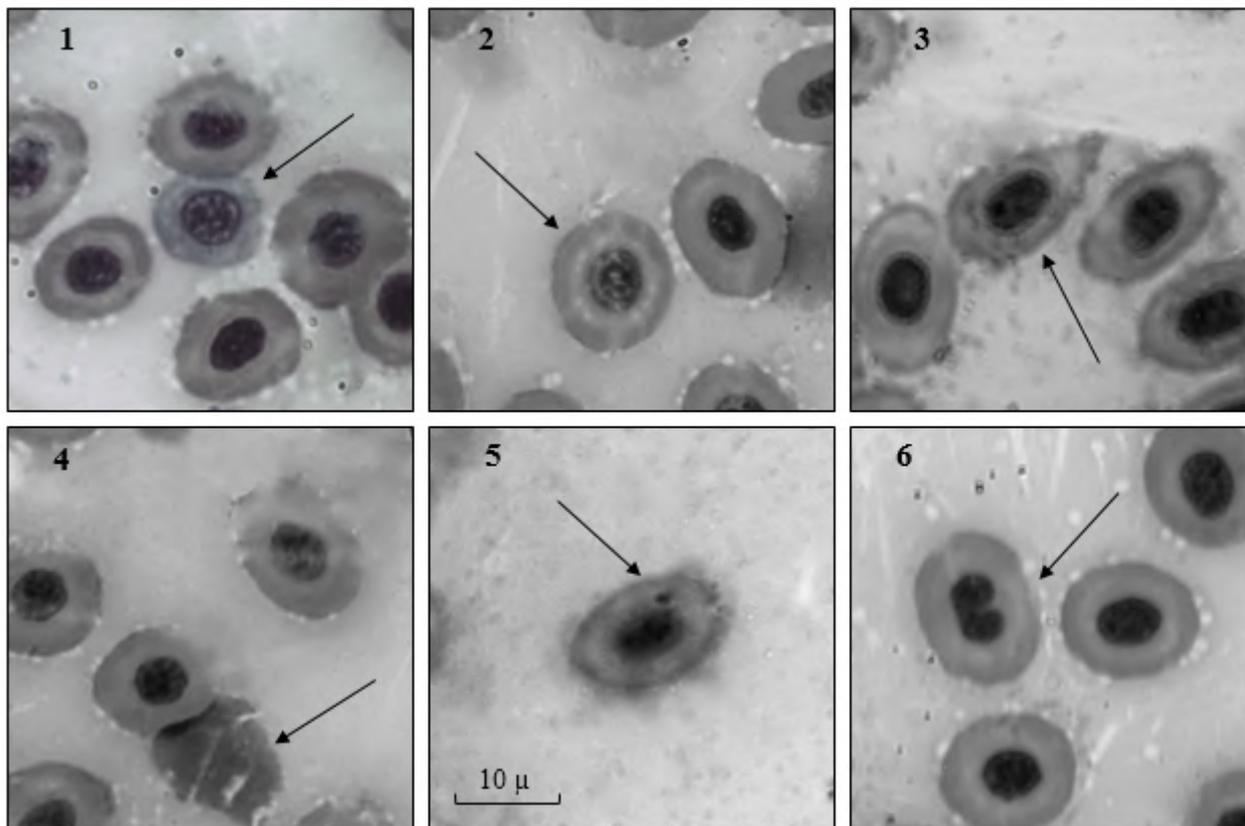


Рис. 3. Морфологические особенности незрелых и аномальных эритроидных форм крови морского ерша (1 — базофильные нормобласты; 2 — полихроматофильные нормобласты; 3 — дакриоциты; 4 — эритроцитарные тени; 5 — клетки с микроядерными включениями; 6 — клетки со случаями инвагинации ядер)

Fig. 3. Morphological features of immature and abnormal erythroid forms of the scorpionfish blood (1 – basophilic normoblasts; 2 – polychromatophilic normoblasts; 3 – dacryocytes; 4 – erythrocyte shadows; 5 – cell with a micronucleus inclusions; 6 – cell with nuclear invaginations)

Анализ содержания незрелых эритроидных форм (базофильных и полихроматофильных нормобластов) в крови ерша показал (рис. 3), что при 15 % насыщении воды кислородом их показатели относительно контрольных значений уменьшались на 2,2 % ($p < 0,05$) (рис. 4). В большей степени это затрагивало мало дифференцированные эритроидные формы (базофильные нормобласты, далее — БН), чем полихроматофильные нормобласты (далее — ПН), причём индекс БН/ПН уменьшался на 26 %. При более высоком насыщении воды кислородом (30 %) данное явление не наблюдали.

ОБСУЖДЕНИЕ

Необходимо обратить внимание на то, что основные эффекты выявлены только при акклимации рыб к условиям 15 % насыщения воды кислородом. Ключевыми результатами являются:

- понижение концентрации гемоглобина и числа эритроцитов в крови;
- рост осмотической стойкости клеток красной крови;
- уменьшение относительного содержания в крови аномальных и незрелых эритроидных форм.

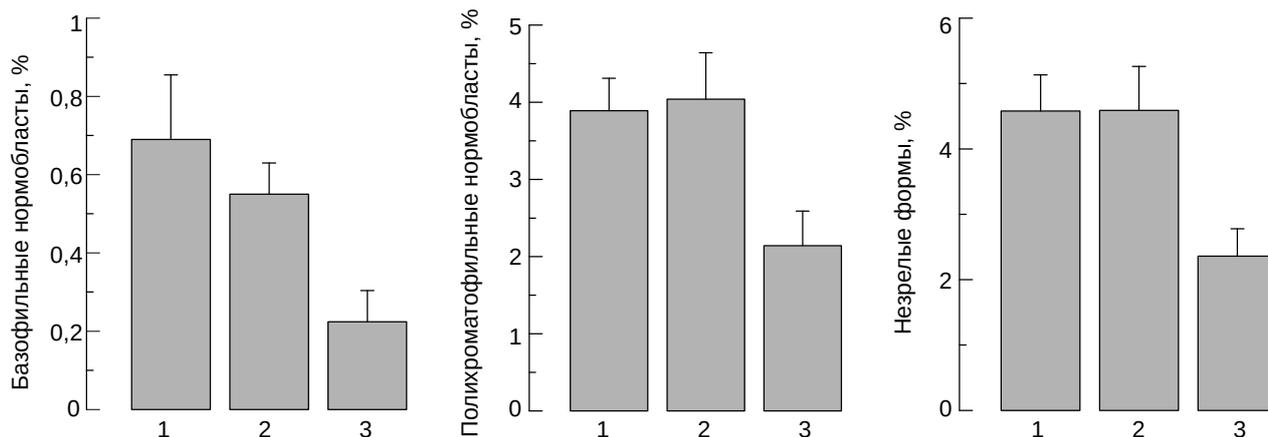


Рис. 4. Содержание незрелых эритроидных форм в крови морского ерша при различном насыщении воды кислородом (1 — нормоксия; 2 — 30 % насыщение; 3 — 15 % насыщение)

Fig. 4. The content of immature erythroid forms in the scorpionfish blood under water with different oxygen saturation (1 – normoxia; 2 – 30 % saturation; 3 – 15 % saturation)

Уменьшение концентрации гемоглобина и числа эритроцитов в крови в условиях краткосрочной адаптации к гипоксии отмечено и у высших позвоночных [4, 5]. В основе наблюдаемых изменений могут лежать несколько процессов:

- 1) смещение эритроцитарного баланса в пользу деструктивных процессов;
- 2) депонирование части циркулирующей эритроцитарной массы;
- 3) гидратация плазмы крови;
- 4) лизис части старых и аномальных эритроцитов.

Последние два упомянутых процесса могут дополнять друг друга.

Изменение баланса между продукцией и деструкцией эритроидных клеток в системе красной крови — весьма инерционный процесс, эффект от которого можно наблюдать только спустя несколько суток (в течение 90 минут это сделать не удастся). Данный процесс можно исключить из рассмотрения, поскольку гипоксия обычно не подавляет, а индуцирует продукцию эритроцитов в кроветворной ткани на значительном отрезке времени [21].

Резервирование части циркулирующей эритроцитарной массы в кровяных депо — реакция, которая может протекать в относительно короткий промежуток времени. Соответствующую роль у рыб, как и у других организмов, в основном выполняет селезёнка [14, 17]. Мембраны старых эритроцитов имеют изменённый антигенный комплекс [11], что позволяет строме селезёнки избирательно аттрагировать данные клетки на своей поверхности, выводя их из системы циркуляции. Вместе с тем маловероятно предположение, что за 90 минут экспериментальной гипоксии число этих клеток может существенно возрасти. К тому же, как уже отмечалось, функция депо крови у донных видов рыб, к которым относится и морской ёрш, развита значительно хуже, чем у пелагических [7]. Тем не менее процесс извлечения клеток из депо не следует исключать из рассмотрения.

Также лишь теоретическим является предположение о возможности частичной гидратации плазмы крови в условиях гипоксии. Ранее показано, что у ерша при гипоксии, напротив, незначительной дегидратации подвергается кровь [9], что должно приводить к относительному росту числа эритроцитов в крови, а не к его понижению.

Более вероятным процессом, определяющим сокращение числа эритроцитов в крови ерша, нам представляется избирательный лизис старых и аномальных клеток. В проведённом эксперименте действительно отмечено понижение содержания большинства аномальных эритроидных форм в крови скорпены в условиях гипоксии (15 % насыщение).

Причиной лизиса клеток красной крови в условиях экстремальной гипоксии может стать также их набухание (свеллинг), упомянутое во многих работах. Впервые данная реакция была отмечена

финскими исследователями у радужной форели [22], а затем — и у многих других видов рыб [24]. В основе процесса лизиса лежит трансмембранный Na^+/H^+ -обмен [23]. Это явление было описано и у морского ерша, причём как *in vitro*, так и *in vivo* [10, 27].

Продукты лизиса эритроцитов должны индуцировать выработку эритропоэтинов в почках [18], а те, в свою очередь, — повышать темпы пролиферации в эритроидном ростке гемопоэза [21]. Однако это происходит, по-видимому, не сразу. В нашем эксперименте содержание незрелых эритроидных форм в крови понижалось на 48 % ($p < 0,05$) (рис. 3) и в большей степени затрагивало мало дифференцированные формы БН, чем ПН. Индекс БН/ПН относительно контрольных значений уменьшался на 26 %. Сходные результаты были получены и в экспериментах на высших позвоночных [4, 5]. Всё вышеизложенное свидетельствует об определённой степени инерционности процессов эритропоэза, активизация которых при гипоксии происходит опосредованно, через выработку эритропоэтинов в почках.

Заключение. Краткосрочная гипоксическая нагрузка (15 % насыщение воды кислородом в концентрации $1,3 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$ в течение 90 минут) вызывает ряд однонаправленных изменений в системе красной крови рыб. Отмечено угнетение эритропоэтических процессов в гемопоэтической ткани, что выражается в преимущественном снижении содержания в крови малодифференцированных эритроидных форм (базофильных нормобластов). Одновременно наблюдается набухание циркулирующих эритроцитов и лизис осмотически низкостойких и аномальных клеток, что приводит к снижению концентрации гемоглобина и числа эритроцитов в крови, а также к росту осмотической резистентности циркулирующей эритроцитарной массы. Рассмотренные изменения в системе красной крови способны индуцировать продукцию эритропоэтинов в почках и активизировать эритроидный росток в гемопоэтической ткани.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФГБУН ИМБИ по теме «Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом» (№ гос. регистрации АААА-А18-118021490093-4) и при частичной поддержке гранта РФФИ («Метгемоглобин и антиоксидантный ферментный комплекс в поддержании окислительно-метаболизма тканей гидробионтов в условиях экстремальных форм внешней гипоксии», проект № 16-04-00135).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Золотницкая Р. П. Методы гематологических исследований // *Лабораторные методы исследования в клинике: справочник* / ред. В. В. Меньшиков. Москва : Медицина, 1987. С. 106–148. [Zolotnitskaya R. P. Metody gematologicheskikh issledovaniy. In: *Laboratornye metody issledovaniya v klinike: spravochnik* / V. V. Menshikov (Ed.). Moscow: Meditsina, 1987, pp. 106–148. (in Russ.).]
2. Золотова Т. Е. *Экспериментальное исследование кроветворения у рыб* : автореф. ... дис. канд. биол. наук. Москва : МГУ, 1987. 24 с. [Zolotova T. E. *Ekspierimental'noe issledovanie krovetvoreniya u ryb*: avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Moscow: MSU, 1987, 24 p. (in Russ.).]
3. Парфенова И. А. Критические и пороговые напряжения кислорода у морских рыб различной толерантности к внешней гипоксии // *Экология. Людина. Суспільство* : VII Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених, Київ, 13–15 травня 2004. Київ, 2004. С. 53. [Parfenova I. A. Kriticheskie i porogovye napryazheniya kisloroda u morskikh ryb razlichnoi tolerantnosti k vneshnei gipoksii. In: *Ekologiya. Liudyna. Suspilstvo*: VII Mizhnar. nauk.-prakt. konf. studentiv, aspirantiv ta molodykh vchenykh, Kiev, 13–15 May, 2004. Kiev, 2004, pp. 53. (in Russ.).]
4. Пахрова О. А., Криштоп В. В., Ленчер О. С., Курчанинова М. Г., Румянцева Т. А. Динамика клеточных показателей эритроцитарной системы при адаптации к острой экспериментальной гипоксии головного мозга в зависимости от уровня стрессоустойчивости // *Успехи современной науки*. 2016. Т. 9, № 12. С. 99–104. [Pakhrova O. A., Krishtop V. V., Lencher O. S., Kurchaninova M. G., Rumyantseva T. A. Dinamika kletochnykh pokazatelei eritrotsitarnoi sistemy pri adaptatsii k ostroi

- eksperimental'noi gipoksii golovnoho mozga v zavisimosti ot urovnya stressoustoichivosti. *Uspekhi sovremennoi nauki*, 2016, vol. 9, no. 12, pp. 99–104. (in Russ.).
5. Пахрова О. А., Ефремочкина О. С., Смолина Е. О., Криштоп В. В. Реакция эритроидного ростка кроветворных органов белых крыс при моделировании острой тотальной гипоксии головного мозга // *Актуальные вопросы научных исследований* : сб. науч. тр. III Междунар. науч.-практ. конф., Иваново, 15 июня 2016. Иваново : ИП Цветков А. А., 2016. С. 73–77. [Pakhrova O. A., Efremochkina O. S., Smolina E. O., Krishtop V. V. Reaktsiya eritroidnogo rostka krovetvornykh organov belykh krysov pri modelirovanii ostroi total'noi gipoksii golovnoho mozga. In: *Aktual'nye voprosi nauchnykh issledovaniy*: sb. nauch. tr. III Mezhdunar. nauch.-prakt. konf., Ivanovo, 15 June, 2016. Ivanovo: IP Tsvetkov A. A., 2016, pp. 73–77. (in Russ.).]
 6. Солдатов А. А. Особенности организации и функционирования системы красной крови рыб (обзор) // *Журнал эволюционной биохимии и физиологии*. 2005. Т. 41, № 3. С. 217–223. [Soldatov A. A. Osobennosti organizatsii i funktsionirovaniya sistemy krasnoi krovi ryb (obzor). *Zhurnal evolutsiionnoi biokhimii i fiziologii*, 2005, vol. 41, no. 3, pp. 217–223. (in Russ.).]
 7. Солдатов А. А. Формирование резервов депо крови в онтогенезе морских рыб // *Экология моря*. 1992. Вып. 42. С. 46–55. [Soldatov A. A. Development of the blood depot stores in the ontogenesis of the marine fishes. *Ekologiya morya*, 1992, vol. 42, pp. 46–55. (in Russ.).]
 8. Солдатов А. А., Парфенова И. А., Коношенко С. В. Гемоглобиновая система черноморского бычка-кругляка в условиях экспериментальной гипоксии // *Украинский биохимический журнал*. 2004. Т. 76, № 3. С. 85–90. [Soldatov A. A., Parfenova I. A., Konoshenko S. V. Haemoglobin system of Black Sea round goby under experimental hypoxia conditions. *Ukrainskii biokhimicheskii zhurnal*, 2004, vol. 76, no. 3, pp. 85–90. (in Russ.).]
 9. Солдатов А. А., Русинова О. С., Трусевич В. В., Звезда Т. Ф. Влияние гипоксии на биохимические показатели эритроцитов скорпены // *Украинский биохимический журнал*. 1994. Т. 66, № 5. С. 115–118. [Soldatov A. A., Rusinova O. S., Trusevich V. V., Zvezdina T. F. Vliyanie gipoksii na biokhimicheskie pokazateli eritrotsitov skorpeny. *Ukrainskii biokhimicheskii zhurnal*, 1994, vol. 66, no. 5, pp. 115–118. (in Russ.).]
 10. Andreyeva A. Y., Soldatov A. A., Mukhanov V. S. The influence of acute hypoxia on the functional and morphological state of the black scorpionfish red blood cells. *In Vitro Cellular & Developmental Biology – Animal*, 2017, vol. 53, iss. 4, pp. 312–319. <https://doi.org/10.1007/s11626-016-0111-4>.
 11. Bartosz G. Erythrocyte aging: Physical and chemical membrane changes. *Gerontology*, 1991, vol. 37, pp. 33–67. <https://doi.org/10.1159/000213251>.
 12. Chou C.-F., Tohari S., Brenner S., Venkatesh B. Erythropoietin gene from a teleost fish, *Fugu rubripes*. *Blood*, 2004, vol. 104, no. 5, pp. 1498–1503. <https://doi.org/10.1182/blood-2003-10-3404>.
 13. Fago A., Carratore V., Di Prisco G., Feuerlein R. J., Sottrup-Jensen L., Weber R. E. The cathodic hemoglobin of *Anguilla anguilla*. Amino acid sequence and oxygen affinity and phosphate sensitivity. *Journal of Biological Chemistry*, 1995, vol. 270, pp. 18897–18902. <https://doi.org/10.1074/jbc.270.32.18897>.
 14. Fänge R., Nilsson S. The fish spleen: structure and function. *Experientia*, 1985, vol. 41, iss. 2, pp. 152–158. <https://doi.org/10.1007/BF02002607>.
 15. Feuerlein R. J., Weber R. E. Oxygen equilibria of cathodic eel hemoglobin analysed in terms of the NWC model and Adiar's successive oxygenation theory. *Journal of Comparative Physiology B*, 1996, vol. 165, iss. 8, pp. 597–606. <https://doi.org/10.1007/BF00301127>.
 16. Girish V., Vijayalakshmi A. Affordable image analysis using NIH Image / Image J. *Indian Journal of Cancer*, 2004, vol. 41, iss. 1, pp. 47. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.474.9608&rep=rep1&type=pdf>.
 17. Houston A. H., Roberts W. C., Kennington J. A. Hematological response in fish: pronephric and splenic involvements in the goldfish, *Carassius auratus* L. *Fish Physiology and Biochemistry*, 1996, vol. 15, iss. 6, pp. 481–489. <https://doi.org/10.1007/BF01874922>.
 18. Kulkeaw K., Sugiyama D. Zebrafish erythropoiesis and the utility of fish as models of anemia. *Stem Cell Research & Therapy*, 2012, vol. 3, pp. 55. <https://doi.org/10.1186/scrt146>.
 19. Lai J. C. C., Kakuta I., Mok H. O. L., Rummer J. L., Randall D. Effects of moderate and substantial hypoxia on erythropoietin levels in rainbow trout kidney and spleen. *Journal of Experimental Biology*, 2006, vol. 209, pp. 2734–2738. <https://doi.org/10.1242/jeb.02279>.

20. Marinsky C. A., Houston A. H., Murad A. Effect of hypoxia on hemoglobin isomorph abundance in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Canadian Journal of Zoology*, 1990, vol. 68, no. 5, pp. 884–888. <https://doi.org/10.1139/z90-128>.
21. Moritz K. M., Lim G. B., Wintour E. M. Developmental regulation of erythropoietin and erythropoiesis. *American Journal of Physiology – Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 1997, vol. 273, no. 6, pp. R1829–R1844.
22. Nikinmaa M. The effect of adrenaline on the oxygen transport properties of *Salmo gairdneri* blood. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 1982, vol. 71, iss. 2, pp. 353–356. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(82\)90416-9](https://doi.org/10.1016/0300-9629(82)90416-9).
23. Nikinmaa M. Control of red cell pH in teleost fishes. *Annales Zoologici Fennici*, 1986, vol. 23, no. 2, pp. 223–235.
24. Nikinmaa M., Cech J. J., Ryhaenen L., Salama A. Red cell function of carp (*Cyprinus carpio*) in acute hypoxia. *Experimental Biology*, 1987, vol. 47, no. 1, pp. 53–58.
25. Pellegrini M., Giardina B., Olianus A., Sanna M. T., Deiana A. M., Salvadori S., Di Prisco G., Tamburrini M., Corda M. Structure/Function relationship in the hemoglobin components from moray (*Muraena helena*). *European Journal of Biochemistry*, 1995, vol. 234, iss. 2, pp. 431–436. https://doi.org/10.1111/j.1432-1033.1995.431_b.x.
26. Soldatov A. A. Physiological aspects of effects of urethane anesthesia on the organism of marine fishes. *Hydrobiological Journal*, 2005, vol. 41, no. 1, pp. 113–126.
27. Soldatov A. A., Kukhareva T. A., Andreeva A. Yu., Parfenova I. A., Rychkova V. N., Zin'kova D. S. The functional morphology of erythrocytes of the black scorpion fish *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) during hypoxia. *Russian Journal of Marine Biology*, 2017, vol. 43, iss. 5, pp. 368–373. <https://doi.org/10.1134/S1063074017050091>.
28. Taiwo F. A. Hemoglobin of the lungfish *Clarias lazera*: isolation and oxygen equilibrium studies. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 1995, vol. 110, iss. 2, pp. 147–150. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(94\)00144-1](https://doi.org/10.1016/0300-9629(94)00144-1).
29. Wells R. W. G., Weber R. E. The spleen in hypoxic and exercised rainbow trout. *Journal of Experimental Biology*, 1990, vol. 150, pp. 461–466.
30. Wickramasinghe S. N. Erythropoietin and the human kidney: Evidence for an evolutionary link from studies of *Salmo gairdneri*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 1993, vol. 104, iss. 2, pp. 63–65. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(93\)90009-S](https://doi.org/10.1016/0300-9629(93)90009-S).

ERYTHROCYTES OF CIRCULATING BLOOD OF SCORPIONFISH *SCORPAENA PORCUS* L. 1758 UNDER ACUTE EXPERIMENTAL HYPOXIA

A. A. Soldatov^{1,3}, T. A. Kukhareva¹, A. Yu. Andreeva¹, I. A. Parfenova²

¹Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

²V. I. Vernadsky Crimean Federal University, Simferopol, Russian Federation

³Sevastopol State University, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: alekssoldatov@yandex.ru

The effect of short-term hypoxia on the black scorpionfish (*Scorpaena porcus* L.) red blood cells has been investigated. Fish were exposed to 8.5–8.7 mg O₂ · l⁻¹ (100 % saturation, control), 2.6 mg O₂ · l⁻¹ (30 % saturation) and 1.3 mg O₂ · l⁻¹ (15 % saturation) for 90 minutes. At 30 % saturation all parameters were kept at the control values. At oxygen-saturation level of 15 % we observed inhibition of erythropoietic processes in hematopoietic tissue, as number of immature erythroid forms (basophilic normoblasts) in the blood has reduced. This process was accompanied with circulating red blood cells swelling and lysis of osmotically fragile erythrocytes and abnormal cells. Thus, blood oxygen capacity declined, and osmotic resistance of red blood cells increased. It is supposed, that such changes of blood characteristics should induce the production of erythropoietin in fish kidneys and also enhance proliferation of erythroid cells in hematopoietic tissue.

Keywords: hypoxia, red blood cells, hemoglobin, blood erythrograms, cell morphometry, *Scorpaena porcus* L.



NOTES

UDC 597.556.35:556(262.5)

**WATER TURBULENCE EFFECT
ON EGG SURVIVAL AND CHARACTERISTICS
OF HATCHED LARVAE OF THE BLACK SEA TURBOT
SCOPHTHALMUS MAEOTICUS (PALLAS, 1814)**

© 2018 **Iu. S. Baiandina, A. N. Khanaychenko**

Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, Sevastopol, Russian Federation

E-mail: sepulturka@mail.ru

Received by the Editor 15.11.2018; after revision 14.12.2018;
accepted for publication 18.12.2018; published online 28.12.2018.

The impact of different level of turbulence on developing eggs and prelarvae of the Black Sea turbot *Scophthalmus maeoticus* obtained from the pair of wild spawners at the end of natural spawning season has been studied. The incubation was carried out at three different levels of turbulence generated by diffused aeration: without aeration (calm water), low aeration (34 ml per minute) and high aeration (75 ml per minute). In calm water hatching rate (HR) of turbot eggs was 20 % and the hatched prelarvae had the longest standard length (SL = 3.13 mm) and the biggest volume of the yolk sac (VYS = 0.37 mm³) as compared to those of low aeration (HR = 18 %; SL = 3.10 mm; VYS = 0.32 mm³) and high aeration conditions (HR = 14 %; SL = 3.10 mm; VYS = 0.29 mm³). One day after hatching the percentage of survived prelarvae from the number of hatched was the highest – 86 % at high aeration, compared with that of low aeration (72 %) and calm water (61 %). Application of turbulence leads to elimination of “poor” quality eggs during incubation, presumably enables hatching of more viable larvae and can reduce mortality of more advanced larvae.

Keywords: *Scophthalmus maeoticus*, turbot, turbulence, aeration, fish eggs, fish larvae, artificial reproduction

Valuable commercial fish species and a promising subject for mariculture, Black Sea turbot *Scophthalmus maeoticus* (Scophthalmidae, Pisces) is one of the important components of the Black Sea ecosystem. The Black Sea ichthyoplankton data from the 1950s [9] till 2016–2017 [3, 5] showed a significant number of anomalies and high mortality rate (up to 90 %) of turbot eggs in natural environment. In aquaculture facilities obtaining turbot eggs through artificial stripping of spawners is even less selective than through natural spawning as it is difficult to obtain oocytes just after ovulation. Eggs stripped more than 8 hrs after ovulation have significantly decreased quality and, in case of their fertilization success, result usually in low-quality embryos. Maldevelopment of both Atlantic and Black Sea turbot during embryogenesis was observed in 30 % of stripped and fertilized artificially eggs [1, 7, 8]. Besides, spontaneous chromosomal variability of turbot embryos was observed with cells with aberrant chromosomes varying from 1.5 to 20 % [4].

The efficiency of turbot reproduction depends on numerous biotic and abiotic factors including initial quality of eggs and hydrological conditions under which they develop. The main abiotic factors affecting early life stages survival prior start of exogenous feeding are hydrological conditions including level of turbulence.

In aquaculture facilities hydrodynamic conditions affecting survival and hatching rate of larvae are represented by intensity of water turbulence in incubators [2]. The objective of the work is to study the effect of turbulence level (intensity of aeration in incubators) on turbot eggs and larvae development.

MATERIAL AND METHODS

The impact of water turbulence on development of turbot eggs and larvae from the artificial dry fertilization of gametes obtained from a couple of wild Black Sea turbot spawners caught by the gill nets during the end of spawning season was monitored in laboratory conditions. Incubation of fertilized eggs (stocked within an hour after fertilization into six 40-liter blue plastic incubators at initial density of $75 \text{ eggs} \cdot \text{L}^{-1}$) and hatched larvae was run under temperature of $(17 \pm 1)^\circ\text{C}$ under the dim natural light. Incubators were cleaned daily, dead eggs and larvae were removed and calculated, clean water was replaced. Turbulence was maintained through experiment at 3 levels (2 replicates each) using aquarium compressor performing diffuse aeration 15 cm from the bottom of incubator: zero turbulence (no aeration), low (34 ml per minute) and high level of turbulence (75 ml per minute). Oxygen was maintained at $8.0\text{--}8.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Survival rate of embryos was estimated by daily calculation of the percentage of survived embryos from initial stocked number (%) up to hatching of the larvae. Survival and development of larvae were estimated at the time of hatching and 24 hours later. Percentage of survived larvae (%), body standard length (SL, mm), diameter of oil drop (OD, mm) and volume of yolk sac (VYS, mm^3) were registered; measurements were performed under binocular microscope MBC-10 at magnification 8×4 .

Statistical data analysis was carried out using STATISTICA 10. Data sampling was checked for normality using the Kolmogorov – Smirnov test. The coefficients of variation of larvae body standard length (CVSL, %), of diameter of oil drop (CVOD, %), and of the yolk sac volume (CVVYS, %) were calculated. To compare the data, analysis of variance ANOVA was applied. Differences were considered statistically significant at $p \leq 0.05$.

RESULTS

Incubation in calm water resulted in hatching rate (HR) 20 % (Fig. 1) of the larvae having larger standard length ($SL = (3.13 \pm 0.08) \text{ mm}$) and volume of the yolk sac ($VYS = 0.37 \text{ mm}^3$) (Fig. 2) in comparison with those of low aeration (HR = 18 %; $SL = (3.10 \pm 0.05) \text{ mm}$; $VYS = 0.32 \text{ mm}^3$) and high aeration conditions (HR = 14 %; $SL = (3.10 \pm 0.07) \text{ mm}$; $VYS = 0.29 \text{ mm}^3$).

The highest coefficient of variation of standard body length $CVSL = 2.5 \%$ and the least scattering of the coefficients of variation of diameter of oil drop $CVOD = 2.8 \%$ and of yolk sac volume $CVVYS = 0.29 \%$ were observed for hatched larvae incubated without turbulence (Table 1). Absorption of yolk sac and oil drop in this case was slower and more effective; consequently, the larvae of different body length (SL) and condition were able to hatch.

By the end of the first 24 hours after hatching the percentage of survived larvae from the number of hatched was the highest (86 %). The percentage of survived larvae resulted from low aeration conditions was 72 %. The lowest survival was obtained for the larvae hatched in calm water – 61 %.

Table 1. Variability of larvae characteristics at hatching under different level of turbulence

Таблица 1. Вариабельность размерных характеристик личинок на выклеве при различной интенсивности продувки

Level of turbulence	Rate of hatching	SL, mm	CVSL, %	OD, mm	CVOD, %	VYS, mm^3	CVVYS, %
Calm water	20 %	3.13	2.5	0.203	2.8	0.37	0.29
Low turbulence	18 %	3.10	1.7	0.202	5.2	0.32	0.42
High turbulence	14 %	3.10	2.3	0.208	5.5	0.29	0.37

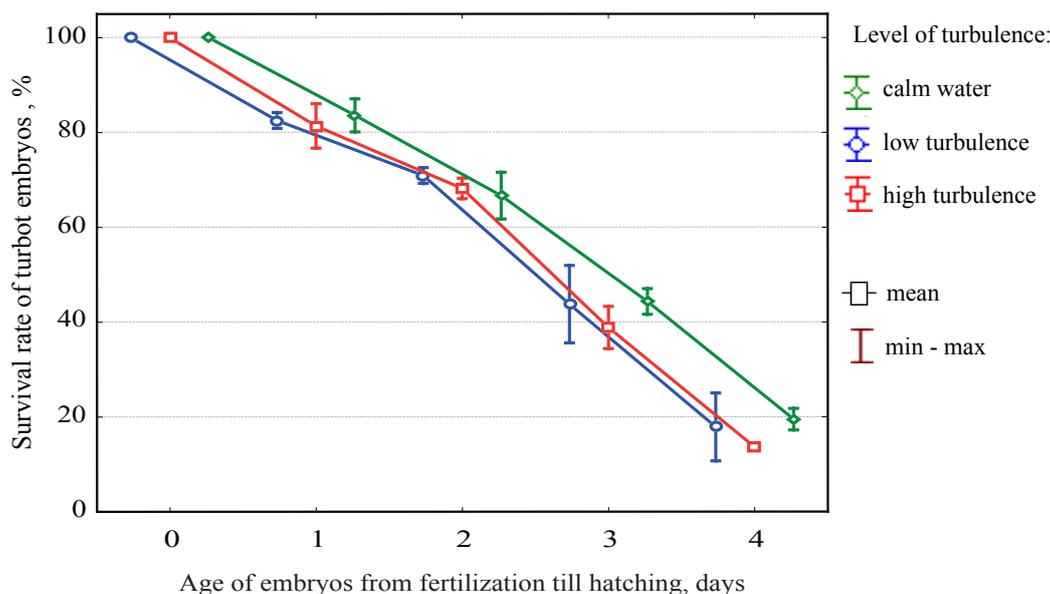


Fig. 1. Survival rate of turbot embryos (%) during incubation from fertilization till hatching in calm water (green line), low (blue line) and high (red line) level of turbulence

Рис. 1. Выживаемость эмбрионов калкана от момента оплодотворения икры до выклева личинок, инкубируемых без продувки (зелёная линия), при слабой продувке (синяя линия), при сильной продувке (красная линия)

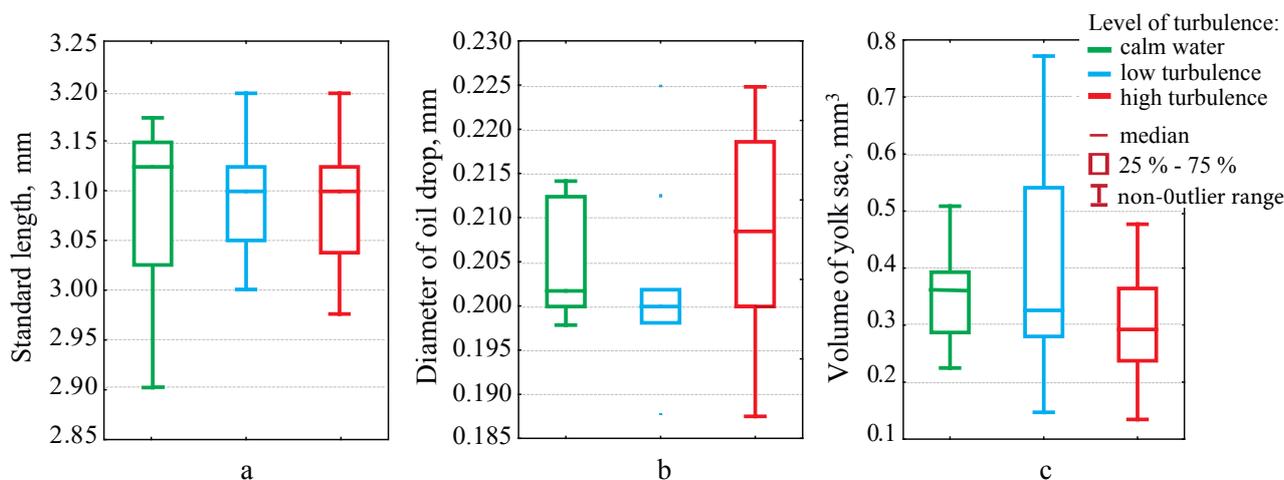


Fig. 2. Standard length SL, mm (a), diameter of oil drop OD, mm (b), volume of yolk sac VYS, mm³ (c), of larvae at the time of hatching incubated in calm water (green line), low (blue line) and high (red line) level of turbulence

Рис. 2. Стандартная длина SL, мм (а), диаметр жировой капли OD, мм (б), и объём желточного мешка VYS, мм³ (с), личинок на выклеве при инкубации без продувки (зелёная линия), при слабой продувке (синяя линия), при сильной продувке (красная линия)

DISCUSSION

The low hatching rate of turbot eggs obtained in our experiment is a result of multiple reasons, especially, that wild turbot spawners caught by gill nets at the end of natural spawning season were stressed, and, more likely, the eggs stripped from female were delayed more than 12 hrs after ovulation. Nonetheless, our results support previously reported data on the survival of more viable turbot larvae under turbulent conditions [7]. Calm water or very low water turbulence increased survival through incubation and hatching of turbot with minor developmental defects, and resulted in increased number of maldeveloped hatched larvae.

Increasing aeration (up to 10–30 ml per minute) decreased the number of hatched larvae from initial number of eggs through elimination of nonviable embryos at different stages of development. Experimental study of water turbulence impact (diffuse aeration) on the southern flounder, *Paralichthys lethostigma*, also showed that high rate of aeration during incubation favours further survival of newly-hatched larvae of better quality [6], that can be explained by the fact that a certain level of turbulence contributes to selection of more viable embryos.

Conclusion. The carried out trials suggest that though diffuse aeration of 30–75 ml per minute affected general survival rate of turbot from the start of incubation till hatching, elimination of embryos with developmental defects in turbulent conditions may turn out to be an effective technique of selection of more viable prelarvae. As a result, survived selected prelarvae can show their robustness during further development.

This scientific note was prepared within the framework of research issue of Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS no. AAA-A18-118021350003-6.

Acknowledgments. We are grateful to our colleague Dr Vitaly Giragosov for manipulations with the wild spawners obtained from the gill nets and carrying out artificial fertilization of the Black Sea turbot eggs.

REFERENCES / СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Devauchelle N., Letty Y., Quere M. Experimental units for incubation and larval rearing with special reference to four marine fish species. *Aquaculture*, 1986, vol. 58, iss. 3–4, pp. 297–304. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(86\)90095-5](https://doi.org/10.1016/0044-8486(86)90095-5).
2. Gagnon J. L., Petton B., Quémener L. Influence de l'hydrodynamique des bassins sur la survie et la croissance des larves de turbot (*Psetta maxima*). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 1998, no. 350–351, pp. 303–323. <https://doi.org/10.1051/kmae:1998007>.
3. Ignat'ev S. M., Mel'nikov V. V., Klimova T. N., Gubanov V. V., Biryukova M. A. Summer macro- and ichthyoplankton of Crimea coastal areas in 2016. *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy*, 2017, iss. 8 (28), pp. 93–100. (in Russ.).
4. Ivanov V. N. Voprosy tsitogenetiki kambaly-kalkana v svyazi s vozmozhnostyami ee iskusstvennogo razvedeniya. In: *Biologicheskie osnovy morskoi akvakul'tury*. Kiev: Naukova dumka, 1975, pp. 51–54. (in Russ.).
5. Klimova T. N., Ignat'ev S. M., Vdodovich I. V., Gubanov V. V. Sostoyanie ikhtio- i makroplanktonnogo kompleksov na shel'fe Krymskogo poluostrova v aprele 2016 g. In: *Sistemy kontrolya okruzhayushchei sredy: Mezhdunar. nauch.-tekhn. konf.*, 24–27 Oct., 2016. Sevastopol: IPTS, 2016, pp. 159. (in Russ.).
6. Mangino A. Jr, Watanabe W. O. Combined effects of turbulence and salinity on growth, survival, and whole-body osmolality of larval southern flounder. *Journal of the World Aquaculture Society*, 2006, vol. 37, iss. 4, pp. 407–420. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2006.00054.x>.
7. Maslova O. N. Razvedenie i tovarnoe vyrashchivanie chernomorskoi kambaly-kalkana *Scophthalmus maeoticus*: problemy i metody. *Trudy VNIRO*, 2013, vol. 150, pp. 35–49. (in Russ.).
8. McEvoy L.-A. Ovulatory rhythms and over-ripening of eggs in cultivated turbot, *Scophthalmus maximus* L. *Journal of Fish Biology*, 1984, vol. 24, iss. 4, pp. 437–448. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04814.x>.
9. Popova V. P. Osobennosti biologii razmnozheniya chernomorskoi kambaly-kalkana *Scophthalmus maeoticus* Pallas. *Voprosy ikhtiologii*, 1972, vol. 12, iss. 6, pp. 1057–1063. (in Russ.).

**ВЛИЯНИЕ ТУРБУЛЕНТНОСТИ ВОДЫ
НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ ИКРЫ И РАЗВИТИЕ РАННИХ ЛИЧИНОК
ЧЕРНОМОРСКОГО КАЛКАНА *Scophthalmus maeoticus* (PALLAS, 1814)**

Ю. С. Баяндина, А. Н. Ханайченко

Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия
E-mail: sepulturka@mail.ru

Изучено влияние различных режимов турбулентности воды на развитие икры и личинок черноморского калкана *Scophthalmus maeoticus*, полученных от производителей из естественной популяции в конце нерестового сезона. Инкубацию проводили в трёх режимах турбулентности: без продувки, при слабой продувке (34 мл в мин), при сильной продувке (75 мл в мин). При инкубации икры без продувки доля выклева составляла 20 %, личинки на выклеве имели крупные размеры тела (SL = 3,13 мм) и больший по размерам желточный мешок (VYS = 0,37 мм³), чем личинки при слабой (доля выклева 18 %; SL = 3,10 мм; VYS = 0,32 мм³) и сильной (доля выклева 14 %; SL = 3,10 мм; VYS = 0,29 мм³) продувке. К концу первых суток после выклева выживаемость личинок, инкубируемых в режиме сильной продувки, составила 86 %, без продувки — 61 %, при слабой продувке — 72 %. Показано, что наличие продувки вызывает гибель некачественной икры и способствует выклеву наиболее жизнеспособных личинок. Таким образом, элиминация нежизнеспособных личинок на этапе инкубации является эффективным способом снижения смертности личинок в дальнейшем.

Ключевые слова: *Scophthalmus maeoticus*, калкан, продувка, барботаж, икра рыб, личинки рыб, искусственное воспроизводство

Копытина Н. И. Водные микроскопические грибы Понто-Каспийского бассейна (чек-лист, синонимика) / Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН. – Воронеж : ООО «Ковчег», 2018. – 292 с. <https://doi.org/10/21072/978-5-6042082-0-5>.



В монографии изложены результаты инвентаризации и ревизии таксономического состава водных микроскопических грибов из водоёмов Понто-Каспийского бассейна, преимущественно российского, украинского и румынского секторов Чёрного моря и бассейна р. Волги. Сведения о грибах из других секторов Чёрного моря, а также Каспийского и Азовского морей малочисленны. В монографию включены грибы 600 видов из отделов Basidiomycota (3 вида), Ascomycota (371), Zygomycota (26), Blastocladiomycota (4), Chytridiomycota (19), дрожжевые грибы из отделов Basidiomycota (26) и Ascomycota (33), грибоподобные организмы из отделов Oomycota (83), Hyphochytriomycota (2), Labyrinthulomycota (14), а также Microsporidia (19) (группа родственных грибам организмов с неясным систематическим статусом). Список составлен по современным (валидным) названиям видов и родов, указанных в базе Index Fungorum, но информация по каждому таксону была сопоставлена и, при необходимости, дополнена из базы MycoBank. В работе рядом с названием вида расположены условные символы, указывающие на солёность воды и субстрат, с которого был выделен микромицет. В конце книги размещены «Указатели» родов и их синонимов (1577), видов, внутривидовых таксонов и их синонимов (4626 названий), а также авторов названий грибов (1550 имён). Монография подготовлена в качестве справочного и практического пособия для микологов, экологов, гидробиологов, паразитологов, аспирантов, студентов и преподавателей вузов.

Kopytina N. I. Microfungi of the Ponto-Caspian basin (check-list, synonymy) / A. O. Kovalevsky Institute of Marine Biological Research, RAS. – Voronezh: ООО “Kovcheg”, 2018. – 292 p. <https://doi.org/10/21072/978-5-6042082-0-5>.

The monograph presents the results of the inventory and revision of the taxonomic composition of microfungi from the waters of the Ponto-Caspian basin, mainly the Russian, Ukrainian and Romanian sectors of the Black Sea and the Volga basin. Information about fungi from other sectors of the Black, Azov, and Caspian seas is scarce. In this monograph of the fungi we document 600 species, members of Phylums Basidiomycota (3 species), Ascomycota (371), Zygomycota (26), Blastocladiomycota (4), Chytridiomycota (19), yeasts from Phylums Basidiomycota (26) and Ascomycota (33), fungi-like organisms from Phylums Oomycota (83), Hyphochytriomycota (2), Labyrinthulomycota (14), and Microsporidia (19) (the group of organisms related to fungi, with a controversial systematic status). The list consists of modern (valid) names of species and genera indicated in the Index Fungorum database, but the information on each taxon has been compared and, if necessary, supplemented with data from the MycoBank database. In the work, next to the species names are conventional symbols indicating the salinity of the water and substrates from of which the micromycete was isolated. There are Indexes of Genera and their synonyms (1577), of Species, intraspecific taxa and their synonyms (4626 names), as well as Author of fungal names (1550) at the end of the book. The monograph is prepared as a reference book and practical guide for mycologists, ecologists, hydrobiologists, parasitologists, graduate and undergraduate students, and teachers of universities.

Российская академия наук
Зоологический институт
Институт морских биологических исследований
имени А. О. Ковалевского

Морской биологический журнал

Основан в феврале 2016 г.

Научное издание

Издатели журнала:

ФГБУН Зоологический институт РАН
ФГБУН «Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН»

Печатается по рекомендации учёного совета
ФГБУН «Институт морских биологических исследований
имени А. О. Ковалевского РАН»
(протокол № 14 от 19.12.2018)

Свидетельство о государственной регистрации:
Сер. ПИ № ФС 77-64821 от 02.02.2016
Сер. Эл № ФС 77-64800 от 02.02.2016
ISSN 2499-9768 print
ISSN 2499-9776 online

Выпускающий редактор:
Неврова Е. Л.

Корректор:
Копытова О. Ю.

Разработка оригинал-макета:
Геворгиз Р. Г.

Компьютерная вёрстка:
Баяндин А. С.

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

Подп. к печати 19.12.2018	Формат 60 × 84/8	Бум. офсетная № 1	Печать офсетная
Уч.-изд. листов 12,1	Усл.-печ. листов 12	Тираж 150 экз.	Заказ № 121218

Отпечатано в ООО «Фаворит», ОГРН 1173668019205 от 06.04.2017,
394036, г. Воронеж, ул. Трудовая, 50, кв. 10, тел.: +7 958 649-53-31, e-mail: 89586495331@mail.ru



Вниманию читателей!

*Зоологический институт РАН,
Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН*

*издают
научный журнал*

МОРСКОЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

- МБЖ — периодическое издание открытого доступа. Подаваемые материалы проходят независимое двойное слепое рецензирование. Журнал публикует обзорные и оригинальные научные статьи, краткие сообщения и заметки, содержащие новые данные теоретических и экспериментальных исследований в области морской биологии, материалы по разнообразию морских организмов, их популяций и сообществ, закономерностям распределения живых организмов в Мировом океане, результаты комплексного изучения морских и океанических экосистем, антропогенного воздействия на морские организмы и экосистемы.
- Целевая аудитория: биологи, экологи, биофизики, гидро- и радиобиологи, океанологи, географы, учёные других смежных специальностей, аспиранты и студенты соответствующих научных и отраслевых профилей.
- Статьи публикуются на русском и английском языках.
- Периодичность — четыре раза в год.
- Подписной индекс в каталоге «Пресса России» — E38872.

Заказать «Морской биологический журнал»

можно в научно-информационном отделе ИМБИ.
Адрес: ФГБУН «Институт морских биологических исследований имени А. О. Ковалевского РАН», пр. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, Российская Федерация.
Тел.: +7 8692 54-41-10.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.

*Zoological Institute, RAS,
Kovalevsky Institute of Marine
Biological Research, RAS*

*publish
scientific journal*

MARINE BIOLOGICAL JOURNAL

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

You may order Marine Biological Journal

in the Scientific Information Department of IMBR.
Address: Kovalevsky Institute of Marine Biological Research RAS, 2 Nakhimov avenue, Sevastopol, 299011, Russian Federation.
Тел.: +7 8692 54-41-10.
E-mail: mbj@imbr-ras.ru.