

## Загрязнение свинцом воды и донных отложений Таганрогского залива и открытой части Азовского моря в 1991–2020 годах

М. В. Буфетова<sup>1\*</sup>, В. Н. Егоров<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Российский государственный геологоразведочный университет  
имени Серго Орджоникидзе (МГРИ), Москва, Россия*

<sup>2</sup> *Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН, Севастополь, Россия*

\* e-mail: mbufetova@mail.ru

### Аннотация

Проанализированы данные о содержании свинца в воде и в донных отложениях центральной части Азовского моря и Таганрогского залива за 1991–2020 гг. Исследования показали, что в 1991–2009 гг. концентрация свинца в воде центральной части моря была ниже предельно допустимой концентрации. С 2010 г. наблюдался более высокий уровень загрязнения свинцом вод, но более низкий уровень загрязнения им донных отложений. Показано, что с увеличением концентрации свинца в воде его содержание в донных отложениях снижалось, что связано не только с насыщением поверхности донных отложений, но и с уменьшением коэффициента накопления. В Таганрогском заливе до 2006 г., кроме небольших пиков в 1992–1998 гг., концентрация свинца в воде была достаточно низкой. После 2006 г. были отмечены ее изменения в сторону увеличения, которые в целом не превышали предельно допустимую концентрацию. Перечислены возможные источники повышения концентрации свинца в заливе и в море в 2010–2015 гг. За период 1991–2020 гг. концентрация свинца в донных отложениях Таганрогского залива изменялась в противофазе с изменением его содержания в воде и во всех случаях была ниже допустимой концентрации, нормируемой по «голландским листам». Зависимость между коэффициентом накопления и концентрацией свинца в воде залива характеризовалась высоким коэффициентом детерминации. Материалы иллюстрируют сорбционную способность донных отложений, которая является важным компонентом их ассимиляционной емкости в отношении свинца. Определены предельно допустимые потоки свинца (59.6 т/год – в открытую часть моря и 21.4 т/год – в Таганрогский залив), которые могут ассимилироваться акваториями без ущерба для их биологических и водных ресурсов. После анализа многолетних данных о содержании свинца в воде и в донных отложениях центральной части моря и Таганрогского залива делается вывод, что залив может выполнять функции как источника загрязнения свинцом, так и барьера, пропускающего этого свинец в Азовское море или задерживающего его.

**Ключевые слова:** Азовское море, свинец, загрязнение, вода, донные отложения, предельные потоки, нормирование, ассимиляционная емкость

© Буфетова М. В., Егоров В. Н., 2023



Контент доступен по лицензии Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0)

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non Commercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License

**Благодарности:** работа выполнена в рамках темы ФИЦ ИнБЮМ «Молисмологические и биогеохимические основы гомеостаза морских экосистем» (121031500515-8). Авторы благодарны филиалу «Азовморинформцентр» ФГБВУ «Центррегионводхоз» за предоставленные данные.

**Для цитирования:** Буфетова М. В., Егоров В. Н. Загрязнение свинцом воды и донных отложений Таганрогского залива и открытой части Азовского моря в 1991–2020 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2023. № 2. С. 105–119. EDN PFVZIIY. doi:10.29039/2413-5577-2023-2-105-119

## **Lead Contamination of Water and Sediments of Taganrog Bay and the Open Part of the Sea of Azov in 1991–2020**

**M. V. Bufetova<sup>1\*</sup>, V. N. Egorov<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Federal State Budgetary Institution of Higher Education “Sergo Ordzhonikidze Russian State University for Geological Prospecting”, Moscow, Russia*

<sup>2</sup> *A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS, Sevastopol, Russia*

\* e-mail: mbufetova@mail.ru

### **Abstract**

The paper analyzes the data on lead content in water and bottom sediments of the central part of the Sea of Azov and Taganrog Bay for 1991–2020. The studies showed that in 1991–2009 the lead concentration in the water of the central part of the sea was below the maximum permissible concentration. Since 2010, the lead contamination has been higher in waters and lower in bottom sediments. It is shown that with an increase in the lead concentration in water its content in bottom sediments decreased, which is associated not only with saturation of the bottom sediment surface, but also with a decrease in the accumulation coefficient. Until 2006, in Taganrog Bay, except for small peaks in 1992–1998, the lead concentration in water was quite low. After 2006, its upward changes were noted, which generally did not exceed the maximum permissible concentration. The paper lists possible sources of increased lead concentration in the bay and sea in 2010–2015. For 1991–2020, the lead concentration in the bottom sediments of Taganrog Bay varied in anti-phase with changes in its content in the water and in all cases was below the permissible concentration normalized according to the Dutch Lists. The relationship between the accumulation coefficient and lead concentration in the bay water was characterized by a high coefficient of determination. The materials illustrate the sorption capacity of bottom sediments, which is an important component of their assimilation capacity for lead. The paper defines the maximum permissible flows of lead (59.6 t/year into the open part of the sea and 21.4 t/year into Taganrog Bay), which can be assimilated by water areas without affecting their biological and water resources. After analyzing the long-term data on the lead content in the water and bottom sediments of the central part of the sea and Taganrog Bay, the paper concludes that the bay can serve both as a lead pollution source and a barrier that either transports lead into the Sea of Azov or entraps it.

**Keywords:** Sea of Azov, lead, pollution, water, bottom sediments, marginal flows, rationing, assimilation capacity

**Acknowledgement:** The work was carried out under topic of A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS «Seismological and biogeochemical bases of homeostasis of marine ecosystems» (121031500515-8). The authors are grateful to Azovmorinformcenter for the data provided. The authors also express their gratitude to the reviewers for useful comments and to the editorial staff of the journal for competent, high-quality and well-organized editorial work.

**For citation:** Bufetova, M.V. and Egorov, V.N., 2023. Lead Contamination of Water and Sediments of Taganrog Bay and the Open Part of the Sea of Azov in 1991–2020. *Ecological Safety of Coastal and Shelf Zones of Sea*, (2), pp. 105–119. doi:10.29039/2413-5577-2023-2-105-119

### **Введение**

Попадающие в морскую среду радиоактивные и химические загрязнения различной природы подвергаются воздействию многих биотических и абиотических факторов. В первую очередь они переносятся течениями по акваториям. Благодаря вертикальной составляющей скорости течений, адвекции и диффузии загрязнения проникают в глубинные воды. Одновременно с миграцией вследствие перемешивания вод происходит их поглощение живыми и косными компонентами экосистем, абиотическая и биотическая трансформация физико-химических форм и перенос в водные и геологические депо [1, с. 150; 2].

По современным представлениям [2], экотоксикологическую обстановку акваторий в значительной степени определяет взаимодействие взвесей с тяжелыми металлами (ТМ). Под воздействием сорбционных и метаболических процессов ТМ извлекаются взвесьями из растворенного в воде состояния, приобретают плотность, отличающуюся от удельной массы воды, и вовлекаются в биогеохимические циклы, определяющие не только их миграцию по акваториям, но и седиментационное поступление в состав донных отложений. Интенсивность биогеохимических циклов зависит от концентрирующей способности взвесей, характеризуемой коэффициентами накопления ( $K_n$ ) [1]. В Черном море взвеси могут накапливать такие ТМ, как Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd и Pb, с  $K_n$ , равным  $(0.02–180) \cdot 10^4$  единиц в пересчете на сухую массу, а их пул может составлять 0.2–55.9 % от суммарного содержания в воде [3]. Пул ртути в составе черноморских взвесей может превышать 98 % от ее содержания в морской среде [4]. Пул ТМ (меди, цинка, ртути, свинца) во взвешенном веществе Азовского моря может достигать 95.6 % [5]. Отсюда следует, что высокая концентрирующая способность взвесей является значимым фактором биогеохимического самоочищения водной среды.

Как известно, морское природопользование регулируется антропоцентрическим и экоцентрическим принципами, различающимися в выборе «слабого звена», по которому управляются экосистемы [6]. Антропоцентрический подход базируется на учете только антропогенного фактора, а экоцентрический исходит из объективности существования единой системы, в рамках которой человек и все живые организмы взаимодействуют между собой и с окружающей средой. Поэтому «слабым звеном» в экосистеме может быть не только человек, но и ее отдельные биотические компоненты.

Учет этого обстоятельства требует разработки новых подходов в организации мероприятий морского природопользования. Один из них заключается в реализации концепции устойчивого развития акваторий за счет соблюдения баланса между потреблением и природным воспроизводством. Применительно к экотоксикологическим проблемам эта концепция базируется на учете ассимиляционной, или экологической, емкости морской среды в результате воздействия природных биогеохимических процессов [1, 2, 7]. Одним из перспективных путей развития этого направления является разработка биогеохимических

критериев для оценки потоков самоочищения вод с последующим нормированием предельно допустимого антропогенного воздействия на морские экосистемы по факторам радиоактивного и химического загрязнения морской среды.

В настоящее время в качестве основных показателей качества морской среды используются санитарно-гигиенические критерии, соответствующие предельно допустимым концентрациям (ПДК) загрязняющих веществ в воде или в гидробионтах. Нормативы качества водных объектов рыбохозяйственного значения, к которым относится Азовское море, были установлены приказом министра сельского хозяйства Российской Федерации от 13 декабря 2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения»<sup>1)</sup>. В соответствии с этим приказом свинец относится к третьему классу опасности и имеет ПДК в морской воде 10 мкг/л.

Для морских донных отложений в российских территориальных водах в настоящее время не существует нормативно закрепленных характеристик их качества по уровню концентрации загрязняющих веществ аналогично ПДК в водной толще. Однако существует возможность оценивать степень загрязнения донных отложений в контролируемом районе моря на основе соответствия уровня содержания отдельных загрязняющих веществ критериям экологической оценки загрязненности грунтов по принятым в других странах нормативным показателям, например по «голландским листам» (*Dutch List*)<sup>2)</sup>. Эти показатели могут быть использованы для упрощенной сравнительной характеристики различных участков акватории или для оценки межгодовой изменчивости. В России допустимые концентрации по «голландским листам» применяются, например, в ежегодниках «Качество морских вод по геохимическим показателям»<sup>3)</sup>. Допустимая концентрация свинца в донных отложениях по «голландским листам» составляет 85 мкг/г сухой массы.

Следует отметить, что экотоксикологические характеристики по ПДК и «голландским листам» имеют размерность предельно допустимой концентрации загрязняющих веществ в воде, гидробионтах и в донных отложениях. Эти характеристики являются лишь диагностическими показателями. С другой стороны, биогеохимические критерии имеют размерность потоков самоочищения вод [2]. Поэтому их использование допускает возможность оценки предельно допустимых потоков загрязнения вод исходя из условия соблюдения стационарности состояния экосистем за счет равенства потоков самоочищения и загрязнения морской среды. При этом нельзя не учитывать того обстоятельства, что в результате воздействия гидродинамических процессов

---

<sup>1)</sup> URL: <http://publication.pravo.gov.ru/Document/View/0001201701160006> (дата обращения: 25.10.2022).

<sup>2)</sup> Dutch Target and Intervention Values (2000) (the New Dutch List). Annexes. Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. P. 8. URL: <https://www.yumpu.com/en/document/read/44815398/dutch-target-and-intervention-values-2000-esdat/13> (дата обращения: 30.05.2023).

<sup>3)</sup> Качество морских вод по геохимическим показателям. Ежегодник 2021 / Под ред. А. Н. Коршенко. Москва : Наука, 2022. 230 с. URL: [http://гоин.рф/lmz-docs/ez\\_2021.pdf](http://гоин.рф/lmz-docs/ez_2021.pdf) (дата обращения: 30.11.2022).

растворенные в воде загрязняющие вещества переносятся по акваториям и по глубине только в направлении снижения градиентов в полях их распределения в воде, а загрязнения в составе взвесей могут мигрировать по любым акваториям. Эти процессы протекают на разных масштабах пространства и времени. Поэтому необходимо учитывать периоды осреднения характеристик гидродинамических и биогеохимических процессов.

Цель работы заключалась в изучении содержания свинца в воде и в донных отложениях центральной части Азовского моря и в Таганрогском заливе за 1991–2020 гг. В настоящей работе исследования велись при среднегодовом осреднении параметров. При этом решались следующие задачи:

- 1) определить тренды и уровень загрязнения акваторий Таганрогского залива и открытой части Азовского моря (собственно моря) свинцом по результатам мониторинговых исследований с 1991 по 2020 г.;
- 2) изучить зависимость концентрации свинца в донных отложениях от его концентрации в воде Азовского моря;
- 3) оценить ассимиляционную емкость донных отложений в отношении свинца открытой части Азовского моря и Таганрогского залива;
- 4) выяснить, является ли Таганрогский залив источником загрязнения свинцом открытой части Азовского моря.

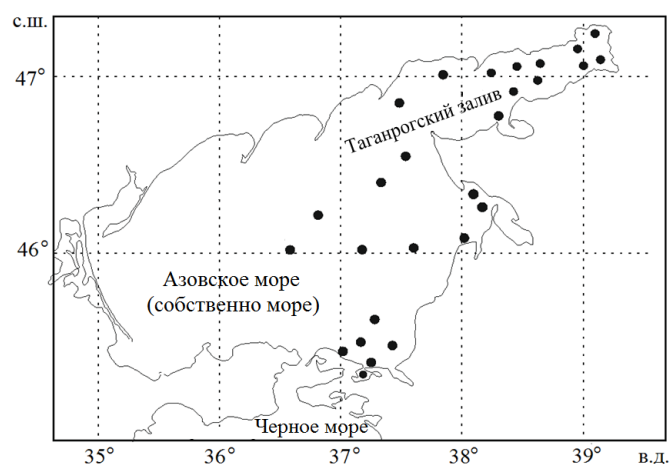
#### **Материалы и методы**

В работе были использованы данные, предоставленные филиалом «Азовморинформцентр» ФГБВУ «Центррегионводхоз» в рамках сотрудничества с кафедрой экологии и природопользования Российского государственного геологоразведочного университета имени Серго Орджоникидзе (МГРИ), о концентрации свинца в воде и донных отложениях в 2010–2020 гг. Пробы воды для анализа отбирались пробоотборной системой ПЭ-1220 согласно ГОСТ 31861-2012 и РД 52.24.309-2016 с поверхностного горизонта в 32 точках (рис. 1). Исследования проводились в центральной и восточной частях Азовского моря и в Таганрогском заливе. Пробы воды отбирались весной (март – апрель), летом (июнь – июль), осенью (сентябрь – октябрь) и зимой (декабрь). Заборные работы выполнялись по стандартным методикам. Химический анализ проб воды на содержание свинца производился в соответствии с методикой ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, нижний предел чувствительности составлял 0.0002 мг/дм<sup>3</sup>.

Пробы донных отложений для анализа отбирались на тех же станциях, что и пробы воды, при помощи пробоотборника-дночерпателя ДЧ-0.034 согласно ГОСТ 17.1.5.01-80 в поверхностном слое грунтов (0–2 см). Пробы донных отложений отбирались ежегодно в летний период. Химический анализ проб донных осадков на содержание свинца производился в соответствии с методикой М-МВИ-80-2008, нижний предел чувствительности свинца составил 0.0005 мг/г.

Содержание свинца в воде и в донных отложениях было измерено прибором ААС КВАНТ-З.ЭТА.

Для определения межгодовых трендов дополнительно были использованы ретроспективные данные о содержании свинца в воде и донных отложениях Азовского моря с 1991 по 2006 г. [8]. В данной работе исследования



Р и с . 1 . Схема станций для отбора проб воды и донных отложений в 2010–2020 гг.

Fig. 1. Map of sampling of water and bottom sediments in 2010–2020

проводились по ФР.1.31.2005.01514 – эта методика предшествовала методике ПНД Ф 14.1:2:4.140-98, по которой были определены концентрации свинца филиалом «Азовморинформцентр» ФГБВУ «Центррегионводхоз». С учетом этого данные из монографии [8] были использованы в нашей работе для сравнения.

Математическая обработка аналитических данных проводилась с помощью стандартного пакета *Excel*.

В работе были выделены два района в Азовском море: Таганрогский залив и открытая акватория Азовского моря (собственно море), что связано с их морфометрическими и гидрологическими особенностями. Параметры районов, используемые в расчетах, представлены в таблице.

Параметры районов исследования

Parameters of the studied areas

Район / Area	Площадь, км <sup>2</sup> / Total area, km <sup>2</sup> [9]	Средняя удельная скорость осадконакопления <sup>4)</sup> , г·м <sup>-2</sup> ·год <sup>-1</sup> / Average sedimentation rate <sup>4)</sup> , g·m <sup>-2</sup> ·year <sup>-1</sup>
Таганрогский залив / Taganrog Bay	5600	700
Открытая часть Азовского моря / Open part of Sea of Azov	33 400	300

<sup>4)</sup> Сорокина В. В. Особенности терригенного осадконакопления в Азовском море во второй половине XX века : дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.28. Ростов-на-Дону : Ростовский государственный университет, 2006. 216 с.

### Основные результаты

Одной из задач исследования было определение влияния Таганрогского залива на загрязнение свинцом воды и донных отложений открытой части Азовского моря. Ее решение выполнялось на основе сравнения концентраций свинца в воде и в донных отложениях Таганрогского залива и открытой части Азовского моря (рис. 2 и 3).

В Азовское море ТМ, в том числе свинец, могут поступать как из природных, так и из антропогенных источников. Одним из основных является сток крупных и малых рек: Дона, Кубани, Миуса, Еи, Бейсуга, Кагальника и т. д. [10, 11]. Большая роль в загрязнении моря принадлежит городам, расположенным на побережье и в дельте реки Дон: Азову, Таганрогу, Ейску, Приморско-Ахтарску, Темрюку, – в результате сброса недостаточно очищенных сточных вод. Стоит также отметить вклад портов, судоходства, свалок и дампинга грунта<sup>5), 6)</sup>. Свинец может поступать с атмосферными осадками [8, 10–12], а также в результате абразии берегов.

Содержание свинца в воде центральной части моря и Таганрогского залива повышалось в 2010–2015 гг., что, возможно, было связано с развитием промышленного производства данного региона (например, в 2010–2012 гг. начаты строительство портового комплекса в районе г. Приморско-Ахтарска, Таманского перегрузочного комплекса, реализация Темрюкско-Ахтарского проекта по добыче нефти и газового конденсата, увеличение мощностей Таганрогского металлургического комбината, Таганрогского котлостроительного завода «Красный котельщик» и Таганрогского автомобильного завода с увеличением выброса и сброса загрязняющих веществ).

По данным, представленным на рис. 2, *a*, видно, что в 1991–2009 гг. концентрация свинца в воде открытой части Азовского моря была значительно ниже ПДК. С 2010 г. наблюдались более высокие уровни загрязнения вод свинцом, но более низкий уровень загрязнения донных отложений (рис. 2, *b*). Зависимость концентрации свинца в донных осадках от изменения средних годовых значений его удельного содержания в поверхностных водах с достаточной степенью вероятности ( $R^2 = 0.6$ ) легла на прямую линию в логарифмическом масштабе по осям ординат (рис. 2, *c*), что позволило ее описать степенной функцией. Она имеет следующий вид:

$$C_{до} = 14.14 \cdot C_{в}^{-0.39}, \quad (1)$$

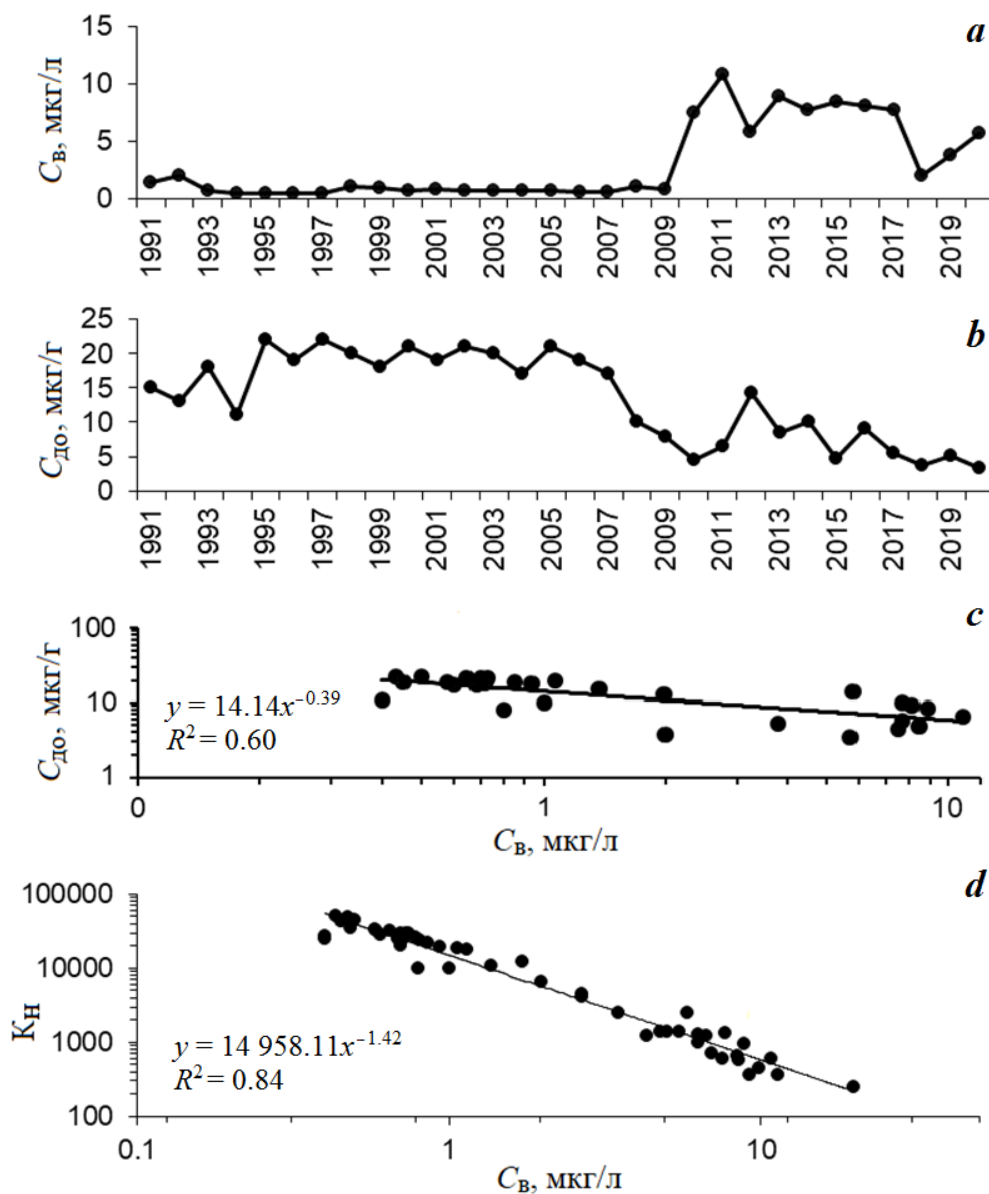
где  $C_{до}$  – концентрация свинца, содержащегося в верхнем слое донных отложений;  $C_{в}$  – концентрация свинца в жидкой фазе.

Полученная по результатам наблюдений в 1991–2020 гг. зависимость изменения  $K_n$  от величины  $C_v$  представлена на рис. 2, *d*. Материалы статистического

---

<sup>5)</sup> Беспалова Л. А. Экологическая диагностика и оценка устойчивости ландшафтной структуры Азовского моря : дисс. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону : Изд-во Ростовского ун-та, 2006. 271 с.

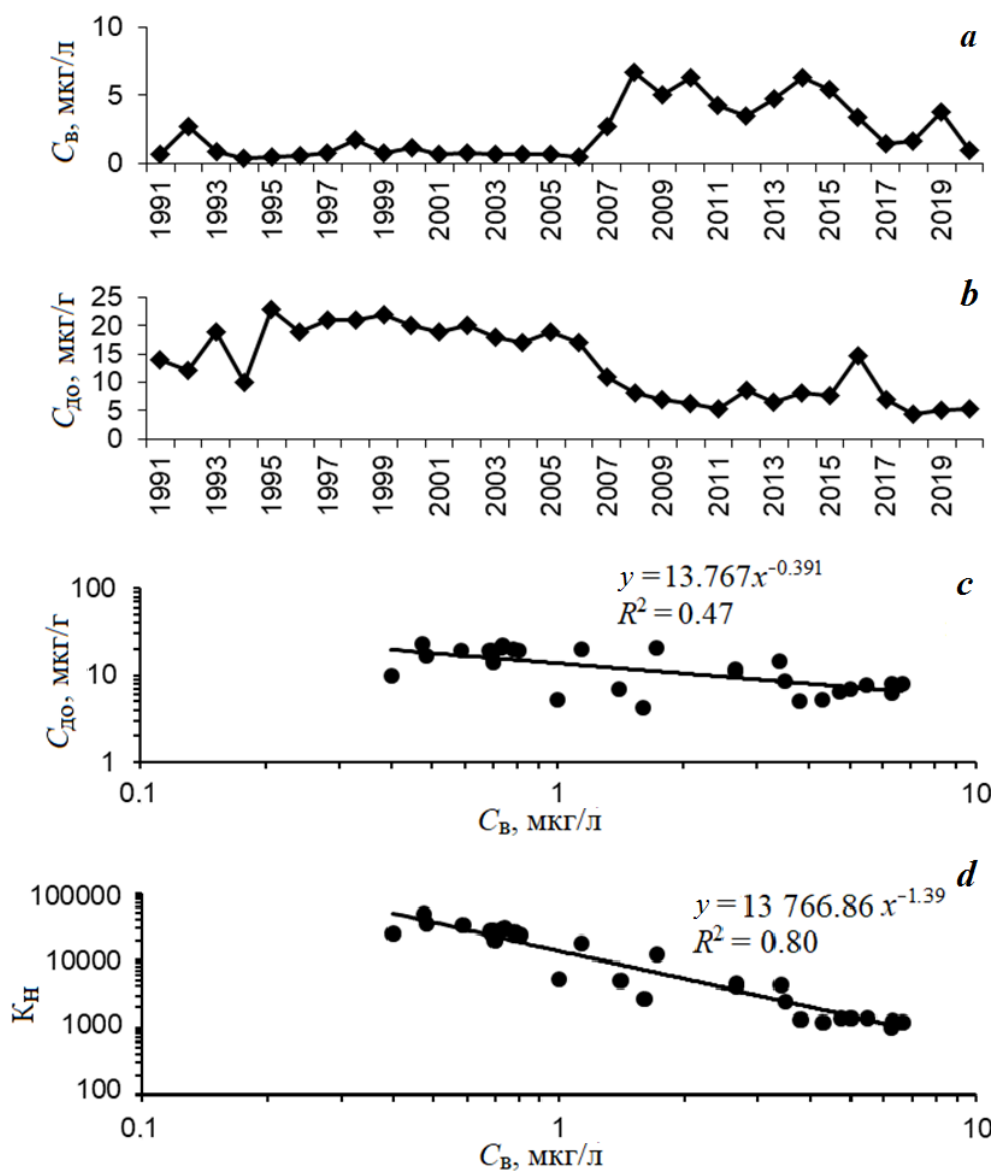
<sup>6)</sup> Латун В. В. Влияние функционирования судоходных каналов на экосистему Таганрогского залива : дисс. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону : Изд-во Ростовского ун-та, 2005. 209 с.



Р и с . 2 . Характеристики распределения свинца в открытой части Азовского моря: концентрация в воде, мкг/л (а); концентрация в поверхностном слое донных отложений, мкг/г сухой массы (б); зависимость концентрации свинца в донных отложениях от его концентрации в воде (с); зависимость изменения коэффициента накопления свинца донными отложениями от его концентрации в воде (д)

Fig . 2 . Characteristics of lead distribution in the open part of the Sea of Azov: concentration in water, µg/L (a); concentration in the surface layer of bottom sediments, µg/g dry mass (b); dependence of the lead concentration in bottom sediments on its concentration in water (c); dependence of the change in the coefficient of accumulation of lead by bottom sediments on lead concentration in water (d)





Р и с . 3 . Характеристики распределения свинца в Таганрогском заливе: концентрация в воде, мкг/л (а); концентрация в поверхностном слое донных отложений, мкг/г сухой массы (б); зависимость концентрации в донных отложениях от концентрации в воде (с); зависимость изменения коэффициента накопления свинца донными отложениями от его концентрации в воде (д)

Fig. 3. Characteristics of lead distribution in Taganrog Bay: concentration in water,  $\mu\text{g/L}$  (a); concentration in the surface layer of bottom sediments,  $\mu\text{g/g}$  dry mass (b); dependence of the concentration in bottom sediments on the concentration in water (c); dependence of the change in the coefficient of accumulation of lead by bottom sediments on lead concentration in water (d)

анализа свидетельствовали, что зависимость между  $K_n$  и  $C_b$  с достоверностью, характеризуемой коэффициентом детерминации  $R^2 = 0.84$ , может быть описана уравнением степенной функции

$$K_n = 14958 C_b^{-1.42}. \quad (2)$$

Соотношение (1) показало, что с увеличением концентрации свинца в воде ( $C_b$ ) его концентрация в донных отложениях ( $C_{до}$ ) снижалась. Исследование этого эффекта показало, что уменьшение значения  $C_{до}$  с увеличением  $C_b$  связано не только с насыщением поверхности донных осадков, но и с уменьшением их  $K_n$ , с учетом согласования размерностей  $K_n = 1000 C_{до}/C_b$ .

На рис. 3, *a* видно, что, кроме небольших пиков в 1992–1998 гг., до 2006 г. концентрация свинца в воде Таганрогского залива была достаточно низкой. После 2006 г. были отмечены ее колебательные изменения в сторону увеличения концентрации в воде, которые в целом не превышали ПДК, равную 10 мкг/л. За 1991–2020 гг. (рис. 3, *b*) концентрация свинца в донных осадках Таганрогского залива, как правило, изменялась в противофазе с изменением его содержания в воде и во всех случаях была ниже ПДК, нормируемых по «голландским листам». Зависимость между  $C_{до}$  и  $C_b$  ложилась на прямую линию с определенностью, характеризуемой коэффициентом детерминации  $R^2 = 0.47$ . Полученное по данным рис. 3, *c* уравнение степенной функции имело вид

$$C_{до} = 13.767 \cdot C_b^{-0.391}. \quad (3)$$

Зависимость между  $K_n$  и  $C_b$  в логарифмическом масштабе по осям ординат (рис. 3, *d*) также описывалась прямой линией, характеризуемой коэффициентом детерминации  $R^2 = 0.8$ . При аппроксимации этих данных уравнением степенной функции было получено

$$K_n = 13766 \cdot C_b^{-1.39}. \quad (4)$$

Очевидно, что представленные на рис. 2, *c*, *d* и 3, *c*, *d* материалы иллюстрируют способность донных отложений концентрировать свинец в условиях совокупного воздействия биотических и абиотических факторов морской среды. Определение биогеохимических механизмов, ответственных за формирование степенного вида зависимостей между  $C_b$  и  $C_{до}$ , а также между  $C_b$  и  $K_n$ , требует исследования сорбционных, метаболических и трофических взаимодействий входящего в состав донных отложений живого и косного вещества в условиях изменения солености, pH, температуры и гидродинамических характеристик вод. В рамках выполненного ФГБВУ «Центррегионводхоз» мониторинга в 1991–2020 гг. эти параметры не регистрировались.

Следует отметить, что свинец, поступающий в Азовское море со стоком рек, со склоновым стоком с побережья и из атмосферных выпадений, разносится течениями по акватории моря и по вертикали. По справочным данным<sup>3)</sup>, в Азовском море наблюдаются сгонно-нагонные явления высотой до 4–6 м, проявляющиеся на масштабе времени до 12 ч, и сейши до 1 м с периодом

от минут до нескольких часов. При средней скорости течения 60–80 см/с сравнительно равномерное распространение примесей по акватории моря обеспечивается на недельном масштабе времени, а по глубине – на масштабе часов. Однако при сильных ветрах наблюдается взмучивание донных отложений. Повторяемость волн высотой свыше 2 м, вызывающих взмучивание донного осадка, составляет 13 %. В целом нестационарность гидродинамических характеристик Азовского моря можно оценить масштабом времени не более чем полтора месяца. Размерный спектр взвешенных частиц в Азовском море лежит в пределах 1–300 мкм, а их осаждение на дно в соответствии с законами Стокса и Бернулли протекает на масштабах времени от минутного до недельного. Обзор гидродинамических и седиментационных особенностей Азовского моря в целом свидетельствует, что среднегодовые оценки загрязнения его вод и донных отложений свинцом обладают приемлемой адекватностью.

По современным представлениям, донные осадки могут рассматриваться в качестве сорбента, взаимодействующего с растворенным в воде свинцом. Степень их сорбционного насыщения обычно отражается уравнением Фрейндлиха. В рамках принятых в настоящей работе обозначений уравнение Фрейндлиха имеет следующий вид:

$$C_{до} = A \cdot C_v^n, \quad (5)$$

где  $A$  и  $n$  – параметры ( $n < 1$ ).

Сравнение соотношений (1) и (3) с выражением (5) показало, что при идентичности общей записи этих уравнений параметр  $n$  в уравнениях (1) и (3) имеет отрицательный знак. Это означает, что уравнение Фрейндлиха вида (5) не отражает сорбционное насыщение донных отложений свинцом или что сорбционное насыщение не превалирует над другими, не учтенными в настоящее время факторами.

Рассмотрение соотношений (2) и (4) показало, что существенное влияние на концентрирующую способность донных осадков оказывает достоверное ( $R^2 = 0.84$  и  $R^2 = 80$ ) снижение  $K_n$  свинца в соответствии со степенной функцией вида (5), но с отрицательным знаком показателя степени  $n$ . Сравнение соотношений (1) и (3) показало, что относительная ошибка несовпадения параметра  $A$  в них составила 7.9, а  $n$  – 2.1 %. При вариабельности данных, характеризующихся коэффициентами детерминации, соответственно  $R^2 = 0.84$  и  $R^2 = 80$ , это свидетельствует об идентичности соотношений (2) и (4). Первое из них получено по результатам мониторинга открытой части Азовского моря со скоростью осадконакопления  $300 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ , а второе – по данным исследования Таганрогского залива со скоростью осадконакопления  $700 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ . Отсюда следует, что закономерности изменения концентрирующей способности донных осадков в отношении свинца не зависят от интенсивности седиментации.

В то же время следует отметить, что представленные на рис. 2, *c*, *d* и 3, *c*, *d* материалы иллюстрируют закономерности изменения сорбционной ( $C_{до}$ ) и концентрирующей ( $K_n$ ) способности донных отложений на масштабе всего периода наблюдений. Поэтому эти зависимости являются значимыми показателями ассимиляционной способности донных отложений в отношении

загрязняющих веществ. Ассимиляционная емкость донных осадков акваторий определяется из соотношения [2]:

$$Q_{as} = S \cdot V_{sed} \cdot C_{до}, \quad (6)$$

где  $S$  – площадь рассматриваемой акватории, км<sup>2</sup>;  $V_{sed}$  – удельная скорость осадконакопления, г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>.

Формула (6) применима при нормировании предельно допустимых потоков загрязнения акваторий ТМ по «голландским листам» (при  $C_{до} = ПДК_{до}$ ). Принимая во внимание, что  $C_{до} = C_B \cdot K_n$ , и учитывая формулы вида (2) и (4), уравнение (6) трансформируется в соотношение

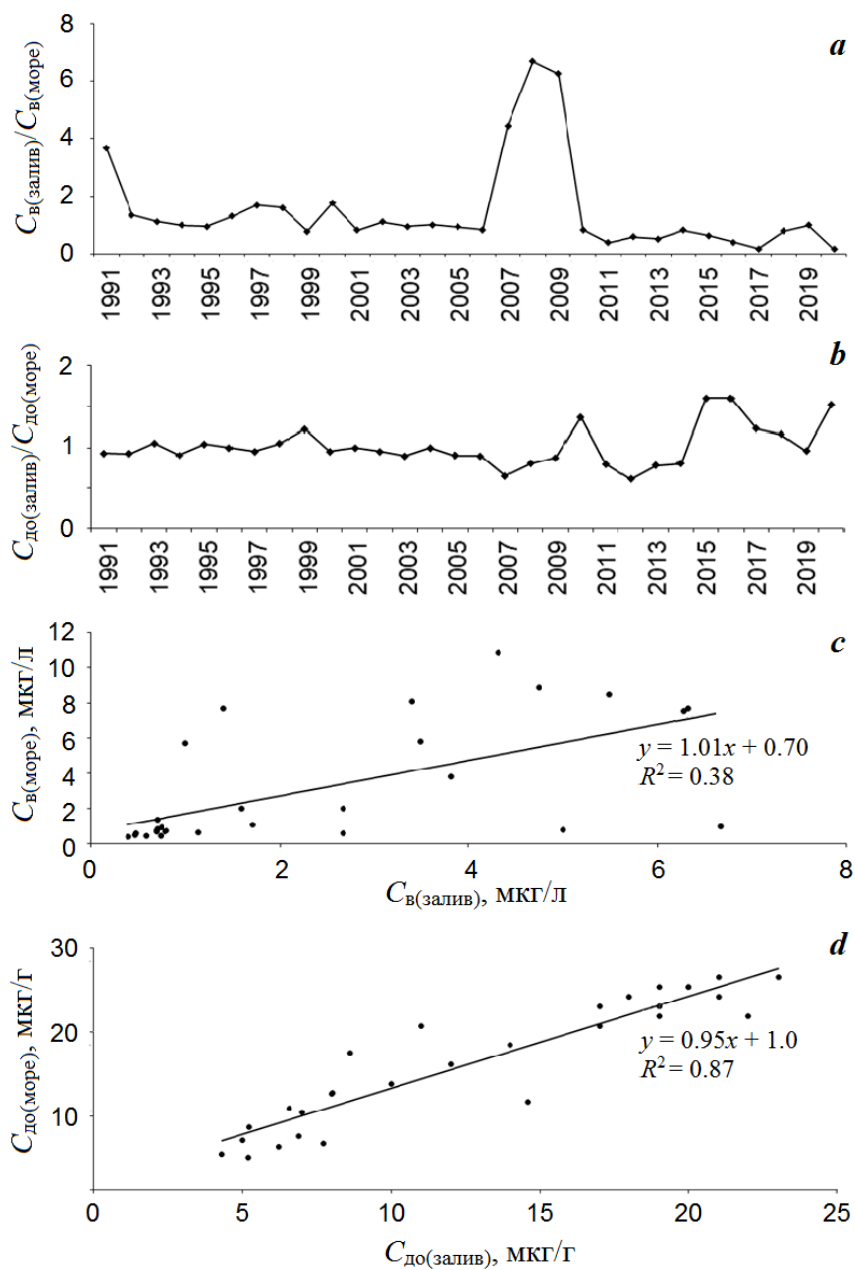
$$Q_{as} = S \cdot V_{sed} \cdot C_B \cdot A \cdot C_B^{-n}, \quad (7)$$

которое может использоваться для нормирования по экотоксикологическим критериям (при  $C_B = ПДК$ ).

При  $ПДК_B = 10$  мкг/л рассчитанный по соотношению (7) нормируемый предельно допустимый поток свинца в открытую часть Азовского моря составил 59.6 т/год, а для Таганрогского залива с учетом соотношения (7) – 21.4 т/год.

На рис. 4 видно, что за весь период наблюдений с 1991 по 2020 г., кроме 2007–2009 гг., концентрации свинца в водах Таганрогского залива и открытой части Азовского моря почти совпадали. То же самое было отмечено для донных отложений (рис. 4, *b*). Однако рассмотрение зависимостей между содержанием свинца в воде моря  $C_{B(море)}$  и залива  $C_{B(залив)}$  выявило слабо проявившуюся связь ( $R^2 = 0.38$ ) между этими параметрами. В то же время зависимость между содержанием свинца в донных отложениях моря  $C_{до(море)}$  и залива  $C_{до(залив)}$  была высоко статистически значимой ( $R^2 = 0.87$ ). Эти данные свидетельствовали о том, что поступающие в Таганрогский залив взвеси с более высоким содержанием свинца переносились в результате гидродинамических процессов в открытую часть Азовского моря и седиментационно депонировались в этой акватории в составе донных отложений.

Расчеты поступления свинца в результате водообмена через Должанский пролив (при средних многолетних величинах годового выноса вод в море и годового притока вод в залив), выполненные в работе [13], показали, что, например, в 2017 г. из Азовского моря в Таганрогский залив могло поступить 302–1184 т свинца, а из Таганрогского залива в собственно море – 131–827 т. Таким образом, собственно море выступало источником загрязнения Таганрогского залива. В 2007–2009 гг., наоборот, Таганрогский залив был источником загрязнения вод открытой части моря: концентрации свинца в заливе были значительно выше, чем в открытой части моря, например в 2008 г. 6.67 мкг/л – в заливе и 0.8 мкг/л – в открытой части моря. Таким образом, Таганрогский залив может выполнять функции как источника загрязнения, так и барьера, пропускающего ТМ, в том числе и свинец, в Азовское море или задерживающего их [14].



Р и с . 4 . Изменение отношения концентраций свинца в воде Таганрогского залива и открытой части Азовского моря  $C_{в(залив)}/C_{в(море)}$  (a) и в донных осадках  $C_{до(залив)}/C_{до(море)}$  (b); зависимость между концентрациями свинца в воде Таганрогского залива и открытой части Азовского моря (c) и в донных осадках этих акваторий (d)

F i g . 4 . Change in the ratio of lead concentrations in water of Taganrog Bay and in the open part of the Sea of Azov (a) and in bottom sediments of Taganrog Bay (b); dependence between lead concentrations in water of Taganrog Bay and the open part of the Sea of Azov (c) and in bottom sediments (d)

## Выводы

За период с 1991 по 2020 г. колебания среднегодовых концентраций свинца как в воде, так и в донных отложениях открытой части моря и Таганрогского залива в целом не являются экологически значимыми. Содержание свинца в воде центральной части моря и Таганрогского залива повышалось в 2010–2015 гг., что, возможно, было связано с развитием промышленного производства данного региона (например, в 2010–2012 гг. начато строительство портового комплекса в районе г. Приморско-Ахтарска, Таманского перегрузочного комплекса, реализация Темрюкско-Ахтарского проекта по добыче нефти и газового конденсата, увеличение мощностей Таганрогского металлургического комбината, Таганрогского котлостроительного завода «Красный котельщик» и Таганрогского автомобильного завода с увеличением выброса и сброса загрязняющих веществ).

Определено, что зависимости изменения концентрации и коэффициентов накопления свинца в донных осадках от изменения его концентраций в воде Таганрогского залива и открытой части Азовского моря с высокой степенью статистической значимости описываются уравнением степенной функции. Показано, что параметры этого уравнения являются показателями ассимиляционной емкости донных осадков в отношении свинца. Они могут использоваться для целей экологического нормирования с учетом санитарно-гигиенических норм.

Установлено, что повышение концентраций свинца во взвесах Таганрогского залива приводило к повышению его концентрации во взвесах открытой части Азовского моря.

Анализ многолетних данных о содержании свинца в воде и в донных отложениях центральной части моря и Таганрогского залива позволил сделать заключение, что Таганрогский залив может выполнять функции как источника загрязнения свинцом, так и барьера, пропускающего свинец в Азовское море или задерживающего его.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* Морская динамическая радиохимическая экология. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. EDN LSOBWY.
2. *Егоров В. Н.* Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. doi:10.21072/978-5-6042938-5-0
3. Взвешенное вещество как биогеохимический барьер для тяжелых металлов в районах размещения морских ферм (Севастополь, Черное море) / Н. В. Поспелова [и др.] // *Морской биологический журнал*. 2022. Т. 7, № 4. С. 55–69. EDN CMZHZN. doi:10.21072/mbj.2022.07.4.05
4. *Стецюк А. П., Егоров В. Н.* Способность морских взвесей концентрировать ртуть в зависимости от ее содержания в акваториях шельфа // *Системы контроля окружающей среды*. 2018. № 13. С. 123–132. EDN YIWYVN. doi:10.33075/2220-5861-2018-3-123-132
5. *Буфетова М. В.* Оценка способности взвесей Азовского моря концентрировать тяжелые металлы // *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря*. 2022. № 1. С. 55–65. EDN YCNWRI. doi:10.22449/2413-5577-2022-1-55-65
6. *Алексахин Р. М., Фесенко С. В.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44, № 1. С. 93–103. EDN OXCFPP.

7. *Израэль Ю. А., Цыбань А. В.* Антропогенная экология океана. Москва : Флинта ; Наука, 2009. 529 с. EDN QKSULT. URL: [https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o\\_18073](https://www.rfbr.ru/rffi/ru/books/o_18073) (дата обращения: 07.11.2022).
8. Экосистема Азовского моря: антропогенное загрязнение / А. А. Кленкин [и др.]. Краснодар, 2007. 324 с.
9. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 5 : Азовское море. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1991. 236 с.
10. *Хрусталеv Ю. П.* Основные проблемы геохимии седиментогенеза в Азовском море. Апатиты : КНЦ РАН, 1999. 247 с.
11. *Федоров Ю. А., Михайленко А. В., Доценко И. В.* Биогеохимические условия и их роль в массопереносе тяжелых металлов в аквальных ландшафтах // Геохимия ландшафтов и география почв : доклады Всероссийской научной конференции (к 100-летию М.А. Глазовской). Москва, 4–6 апреля 2012 г. Москва : МГУ, 2012. С. 332–334.
12. *Мамыкина В. А., Хрусталеv Ю. В.* Процессы абразии и аккумуляции в современном осадконакоплении на примере Азовского моря // Океанология. 1966. Т. 6, вып. 3. С. 451–457.
13. *Буфетова М. В.* Оценка поступления и элиминации тяжелых металлов в Таганрогский залив Азовского моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря. 2019. № 2. С. 78–85. EDN ZYLSZD. doi:10.22449/2413-5577-2019-2-78-85
14. *Вишневецкий В. Ю., Ледяева В. С.* Экспериментальные исследования динамики концентрации тяжелых металлов в поверхностном слое воды в Таганрогском заливе // Инженерный вестник Дона. 2012. № 4–1. 5 с. EDN PRXJSH. URL: [http://www.ivdon.ru/uploads/article/pdf/21.pdf\\_1140.pdf](http://www.ivdon.ru/uploads/article/pdf/21.pdf_1140.pdf) (дата обращения: 30.05.2023).

Поступила 7.02.2023 г.; одобрена после рецензирования 23.03.2023 г.; принята к публикации 03.05.2023 г.; опубликована 26.06.2023 г.

*Об авторах:*

**Буфетова Марина Васильевна**, доцент кафедры экологии и природопользования, экологический факультет, Российский государственный геологоразведочный университет им. Серго Орджоникидзе (МГРИ) (117997, Россия, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, 23), доцент, кандидат географических наук, **SPIN-код: 9133-4070, ORCID ID: 0000-0002-6247-1698, [mbufetova@mail.ru](mailto:mbufetova@mail.ru)**

**Егоров Виктор Николаевич**, научный руководитель, Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского РАН (ФИЦ ИнБЮМ) (299011, Россия, г. Севастополь, пр. Нахимова, 2), академик РАН, профессор, доктор биологических наук, **SPIN-code: 6595-6759, ORCID ID: 0000-0002-4233-3212, [egorov.ibss@yandex.ru](mailto:egorov.ibss@yandex.ru)**

*Заявленный вклад авторов:*

**Буфетова Марина Васильевна** – постановка проблемы, обработка, анализ и описание результатов исследования, обсуждение результатов работы, формулирование выводов, подготовка текста статьи и графических материалов

**Егоров Виктор Николаевич** – качественный анализ результатов и их интерпретация, обсуждение результатов работы, подготовка текста статьи, формулирование выводов

*Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.*