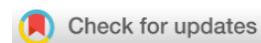


# ИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ INFORMATION TECHNOLOGIES



УДК 519.6:574.5:504.45

Оригинальное эмпирическое исследование

<https://doi.org/10.23947/2587-8999-2025-9-4-56-67>



## Математическое моделирование инвазии зеленых микроводорослей и оздоровления Таганрогского залива: эколого-гигиенические и медицинские последствия

Ю.В. Белова<sup>1</sup> , О.В. Колгунова<sup>2</sup> , М.И. Габуева<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Донской государственный технический университет, г. Ростов-на-Дону, Российская Федерация

<sup>2</sup> Северо-Осетинский государственный университет, г. Владикавказ, Российская Федерация

<sup>3</sup> Северо-Осетинская государственная медицинская академия, г. Владикавказ, Российская Федерация

[yvbelova@yandex.ru](mailto:yvbelova@yandex.ru)

### Аннотация

**Введение.** Таганрогский залив Азовского моря является одной из наиболее эвтрофных и экологически уязвимых акваторий России, где в летний период регулярно формируются массовые цветения токсичных цианобактерий (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Nodularia*). Их развитие сопровождается накоплением цианотоксинов (мицоцистин, анатоксин, цилиндроспермопсин, сакситоксин), представляющих серьёзную угрозу для здоровья населения. В работе рассматривается подход к биологической реабилитации залива на основе контролируемого внесения пресноводных зелёных микроводорослей *Chlorella vulgaris*, конкурирующих с цианобактериями за биогенные элементы. Цель исследования заключается в разработке и применении комплексной математической модели, описывающей кинетику фитопланктона и процессы переноса веществ в условиях осолонения залива, а также в оценке эколого-гигиенических и медицинских последствий предложенного метода.

**Материалы и методы.** Объектом исследования является Таганрогский залив Азовского моря. Моделирование выполнено на основе трёхмерной гидродинамической модели «Azov3D», ранее применённой для расчётов течений и вертикального перемешивания в условиях изменяющейся солёности. Параметры водной среды (солёность, температура, скорости течений) использовались как входные данные для решения линеаризованной гидробиологической задачи. Источник батиметрических данных — оцифрованные лоцманские карты, обработанные с применением автоматизированных алгоритмов распознавания глубин. Сеточная основа модели формировалась с учётом реальной конфигурации береговой линии и рельефа дна. Расчёты выполнялись на вычислительном кластере Южного федерального университета. Численный метод основан на разностных схемах, применяемых ранее для гидробиологических расчётов в Азовском море.

**Результаты исследования.** Показано, что увеличение солёности на 30 % приводит к смещению ареала цианобактерий из акватории Азовского моря в восточную часть Таганрогского залива, что согласуется с гидрологическими наблюдениями. Модельные расчёты демонстрируют усиление доли зелёных водорослей при контролируемом внесении культур *Chlorella vulgaris*, что отражает потенциал биомелиорации. Прогноз пространственного распределения популяций показывает устойчивое доминирование зеленых и синезеленых водорослей, составляющих 60–70 % биомассы фитопланктона залива, при различных сценариях воздействия.

**Обсуждение.** Результаты показывают, что математическое моделирование является эффективным инструментом для прогнозирования динамики фитопланктона популяций в условиях изменяющейся гидрологии. Модель позволяет оценить влияние биологической регуляции и сценариев осолонения, предоставляя основу для принятия управлеченческих решений в сфере экологического оздоровления водоёмов.

**Заключение.** Применение *Chlorella vulgaris* может быть перспективным методом биомелиорации, однако требует дальнейшей проверки с опорой на натурные наблюдения и контролируемые полевые эксперименты. Модельные результаты указывают на возможность адаптивного экологического управления Таганрогским заливом и минимизации риска токсичных цветений.

**Ключевые слова:** динамика фитопланктона, *Chlorella vulgaris*, моделирование эвтрофикации, гидродинамическая модель, уравнения конвекции-диффузии, перенос веществ, цветение цианобактерий, численное моделирование, биологическая регуляция, Таганрогский залив

**Благодарности.** Авторы выражают искреннюю благодарность Сухинову Александру Ивановичу, доктору физико-математических наук, профессору, член-корреспонденту РАН за внимательное отношение и помочь в работе, конструктивные замечания и ценные рекомендации, которые способствовали улучшению качества исследования.

**Финансирование.** Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-11-00295-П, <https://rscf.ru/project/22-11-00295/>

**Для цитирования.** Белова Ю.В., Колгунова О.В., Габуева М.И. Математическое моделирование инвазии зелёных микроводорослей и оздоровления Таганрогского залива: эколого-гигиенические и медицинские последствия. *Computational Mathematics and Information Technologies*. 2025;9(4):56–67. <https://doi.org/10.23947/2587-8999-2025-9-4-56-67>

Original Empirical Research

## Mathematical Modelling of Green Microalgae Invasion and Rehabilitation of the Taganrog Bay: Ecological-Hygienic and Medical Consequences

Yuliya V. Belova<sup>1</sup>  , Olesya V. Kolgunova<sup>2</sup> , Mariya I. Gabueva<sup>3</sup> 

<sup>1</sup> Don State Technical University, Rostov-on-Don, Russian Federation

<sup>2</sup> North Ossetian State University, Vladikavkaz, Russian Federation

<sup>3</sup> North Ossetian State Medical Academy, Vladikavkaz, Russian Federation

 [yvbelova@yandex.ru](mailto:yvbelova@yandex.ru)

### Abstract

**Introduction.** The Taganrog Bay of the Azov Sea is one of the most eutrophic and ecologically vulnerable water areas in Russia, where massive blooms of toxic cyanobacteria (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Nodularia*) regularly occur during summer. Their proliferation is accompanied by the accumulation of cyanotoxins (microcystin, anatoxin, cylindrospermopsin, saxitoxin), posing a serious threat to public health. This paper considers an approach to the biological rehabilitation of the bay based on the controlled introduction of the freshwater green microalgae *Chlorella vulgaris*, which competes with cyanobacteria for nutrients. The aim of the study is to develop and apply a comprehensive mathematical model describing phytoplankton kinetics and substance transport processes under conditions of increasing bay salinity, as well as to assess the ecological-hygienic and medical consequences of the proposed method.

**Materials and Methods.** The research object is the Taganrog Bay of the Azov Sea. The modelling is based on the three-dimensional hydrodynamic model “Azov3D”, previously used to calculate currents and vertical mixing under conditions of changing salinity. Water environment parameters (salinity, temperature, current velocities) were used as input data for solving the linearized hydrobiological problem. The source of bathymetric data was digitized nautical charts processed using automated depth recognition algorithms. The model grid was generated considering the actual coastline configuration and bottom topography. Calculations were performed on the computing cluster of the Southern Federal University. The numerical method is based on finite-difference schemes previously applied for hydrobiological calculations in the Azov Sea.

**Results.** It is shown that a 30% increase in salinity leads to a shift in the cyanobacteria habitat from the Azov Sea water area to the eastern part of the Taganrog Bay, which is consistent with hydrological observations. Model calculations demonstrate an increase in the proportion of green algae with the controlled introduction of *Chlorella vulgaris* cultures, reflecting the potential for biomelioration. The forecast of the spatial distribution of populations shows stable dominance of green and blue-green algae, constituting 60–70% of the bay’s phytoplankton biomass, under various impact scenarios.

**Discussion.** The results indicate that mathematical modelling is an effective tool for predicting the dynamics of phytoplankton populations under changing hydrological conditions. The model allows for assessing the influence of biological regulation and salinization scenarios, providing a basis for management decisions in the field of ecological rehabilitation of water bodies.

**Conclusion.** The application of *Chlorella vulgaris* may be a promising biomelioration method but requires further verification based on field observations and controlled field experiments. The modelling results indicate the possibility of adaptive ecological management of the Taganrog Bay and minimizing the risk of toxic blooms.

**Keywords:** phytoplankton dynamics, *Chlorella vulgaris*, eutrophication modelling, hydrodynamic model, convection-diffusion equations, substance transport, cyanobacterial bloom, numerical modelling, biological regulation, Taganrog Bay

**Acknowledgements.** The authors express sincere gratitude to Alexander Ivanovich Sukhinov, Doctor of Physical and Mathematical Sciences, Professor, Corresponding Member of the Russian Academy of Sciences, for his attentive attitude and assistance in the work, constructive comments, and valuable recommendations, which contributed to improving the quality of the research.

**Funding.** The study was supported by the Russian Science Foundation grant No. 22-11-00295-П, <https://rscf.ru/en/project/22-11-00295/>

**For Citation.** Belova Yu.V., Kolgunova O.V., Gabueva M.I. Mathematical Modelling of Green Microalgae Invasion and Rehabilitation of the Taganrog Bay: Ecological-Hygienic and Medical Consequences. *Computational Mathematics and Information Technologies*. 2025;9(4):56–67. <https://doi.org/10.23947/2587-8999-2025-9-4-56-67>

**Введение.** Азовское море и особенно Таганрогский залив относятся к наиболее эвтрофным и экологически уязвимым акваториям России. Поступление биогенных веществ из бассейна Дона, высокая температура воды в летний период и слабый водообмен приводят к массированному развитию цианобактерий (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Nodularia*) [1–3]. Ряд цианобактерий продуцирует токсичные метаболиты — микротоксины, нодулярин, цилиндроспермопсин, сакситоксин, представляющие угрозу для здоровья человека [4–8]. Синезелёные (цианобактериальные) водоросли *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae* и представители рода *Anabaena* являются основными видами, формирующими массовые «цветения» в опреснённой зоне Таганрогского залива [9–12]. При отмирании этих организмов в воде появляются анатоксины *a* и *a(c)*, действующие на нервную систему. Ранее предполагалось, что отравление разлагающимися клетками сине-зеленых водорослей вызывает так называемую Гаффскую болезнь [2].

Мониторинг Южного научного центра РАН показывает, что пиковые концентрации фитопланктона, в первую очередь цианобактерий, в Таганрогском заливе достигают уровней, классифицируемых ВОЗ как высокий риск для населения при купании и контакте с водой [2–4]. Концентрацию токсичных водорослей, в первую очередь продуцентов цианотоксинов, можно понизить за счет территориально-распределенного внедрения биологически значимых количеств зеленых микроводорослей *Chlorella vulgaris*, обеспечивающих эффективную конкуренцию за питательные (биогенные) вещества. В работе представлена гидробиологическая модель и результаты численного моделирования различных сценариев территориального (пространственного) распределения зеленых водорослей, обеспечивающих приемлемые эколого-гигиенические результаты биологического регулирования численности цианобактерий.

Приведем исходные данные, демонстрирующие биологические и эколого-гигиенические характеристики токсичных видов микроводорослей (гидробиоты) Таганрогского залива. По данным многолетних наблюдений ЮНЦ РАН [2, 3] фоновая летняя численность фитопланктона составляет 7,5–53 тыс. кл/мл, а на пике цветения (2015 г.) — до 152 тыс. кл/мл. При этом биомасса составляет 23,8 г/м<sup>3</sup> [2]; максимум биомассы за многолетний период равен 70–80 г/м<sup>3</sup> [3]; доля цианобактерий в структуре биомассы достигает 90 % [2, 3]. Такие концентрации соответствуют вредоносным цветениям (НАВ), а по классификации ВОЗ, которая представлена в таблице 1, относятся к уровням, при которых возможны неблагоприятные последствия для здоровья населения [4].

Таблица 1

Концентрации цианобактерий и классификация риска по ВОЗ

Показатель	Концентрация	Условия	Риск (ВОЗ)	Источники
Фоновая численность	7500–53000 кл/мл	Лето	Низкий	[2, 3]
Пик цветения	≈152000 кл/мл	Таганрогский залив	Высокий (> 100 000)	[2]
Биомасса (фон)	0,9–5,5 г/м <sup>3</sup>	Лето	Низкий	[2]
Биомасса (цветение)	23,8 г/м <sup>3</sup>	Цветение	Средний–высокий	[2]
Многолетний максимум	70–80 г/м <sup>3</sup>	Азовское море	НАВ	[3]
Микроцистин-LR (ПДК питьевой воды)	1 мкг/л	Вода	Допустимо	[4, 5]
Микроцистин-LR (рекреационные воды)	> 20 мкг/л	Купание	Опасно	[4]

В настоящее время известны следующие пути воздействия цианотоксинов на человека: контакт с кожей (кожный путь), вдыхание, гемодиализ и прием внутрь (оральный путь). При различении этих путей следует иметь в виду, что одновременно может действовать несколько путей воздействия на человека. Случаи раздражения кожи и аллергических реакций после контакта с цианобактериями в морских прибрежных водах регистрируются по меньшей мере в течение 30 лет. Симптомы включали сыпь, волдыри, аллергические реакции, напоминающие сенную лихорадку, астму, конъюнктивит, раздражение ушных раковин и глаз. У восьмидесяти пяти процентов пациентов после первоначального нейротоксикоза развились токсические симптомы, включая болезненную гепатомегалию, а также биохимические и гистологические признаки повреждения печени. Сообщалось о шестидесяти смертельных исходах, вызванных либо непосредственно гепатотоксичностью, либо косвенно осложнениями, включая желудочно-кишечное кровотечение, сепсис и сердечно-сосудистые проблемы [8].

Исследование Жидковой А.Ю. с соавторами показало, что повышение уровня эвтрофикации в Таганрогском заливе сопровождается ростом заболеваний ЖКТ, кожных заболеваний, аллергических реакций у населения прибрежных территорий [1]. Авторы отмечают прямую связь между ухудшением качества воды и динамикой обращений в лечебные учреждения.

Следует также отметить рост острых аллергических и токсических реакций при купании. При концентрациях цианобактерий более 20–100 тыс. кл/мл (уровни, типичные для Таганрогского залива летом) возможны: кожный зуд, дерматиты, сыпь, конъюнктивит, ринит, кашель, першение в горле, обострение астмы, тошнота, рвота, диарея при случайном заглатывании воды.

Эти эффекты описаны в отчетах ВОЗ и EPA [4, 7, 8] и подтверждаются статистически состоятельными данными по региону, примыкающему к побережью Азовского моря [1, 2]. Особое внимание привлекают случаи тяже-

лых и острых интоксикаций, в том числе приводящих к гепатотоксическим эффектам (микроцистин, нодулярин). Подтвержденные случаи последствий, в том числе заболеваний острым токсическим гепатитом, резким ростом трансаминазы, поражения сосудов печени, геморрагического некроза и другие, изложены в работах [4, 6, 8]. Для обеспечения целостности анализа учтены как острые нейротоксические воздействия (сакситоксин, анатоксин), так и гепато- и нефротоксические эффекты, а также долгосрочные хронические последствия влияния цианотоксинов, включая потенциальные канцерогенные риски. Сводные данные о концентрациях цианобактерий и их токсинов, характере токсического действия и возможных клинических проявлениях представлены в таблице 2.

Таким образом, вредоносные цветения цианобактерий являются значимой угрозой для здоровья населения Азовского региона и требуют системного мониторинга и профилактики. Относительно недорогим, быстрым и доступным методом прогнозирования неблагоприятных ситуаций, связанных с обильным цветением цианобактерий в летнее время, является математическое моделирование.

Моделированию цветения потенциально вредоносных цианобактерий посвящен ряд отечественных и зарубежных публикаций. В работе [13] исследуется влияние фосфора в стимулировании развития сине-зеленых водорослей. В статье [14] была представлена нестационарная трехкомпонентная математическая модель конкуренции двух типов фитопланктона, в том числе токсичного, и их выедание зоопланктоном.

Таблица 2

Концентрации цианобактерий и цианотоксинов,  
типы воздействия и возможные клинические проявления у человека

Концентрация цианобактерий:	Воздействие	Клинические проявления	Источники
7,5–53 тыс. кл/мл	Контакт	Лёгкие кожные реакции	[2, 3]
~152 тыс. кл/мл	Купание	Сыпь, зуд, ЖКТ-расстройства	[1, 2, 4]
20–80 г/м <sup>3</sup> биомассы	Повторный контакт	Диарея, рвота, дерматиты	[3, 4]
Микроцистина-LR $\geq 1$ мкг/л	Питьевая вода	Гепатотоксичность	[4, 5, 6]
Микроцистина-LR $\geq 20$ мкг/л	Купание	Острый токсикоз	[4]
Сакситоксина > 3 мкг/л	Поступление с водой/рыбой	Нейротоксические симптомы, паралич	[7]
Цилиндроцермопсина ~1 мкг/л	Контакт, вода	Гепато- и нефротоксичность	[9]
Хронические низкие дозы	Длительное проживание	Повышение риска онкологических и хронических заболеваний	[1, 8]

Одним из методов ограничения массовых цветений цианобактерий является биологическая регуляция (биомелиорация) водоёмов путём контролируемого внесения культур зелёных микроводорослей *Chlorella vulgaris* [15]. Суть метода заключается в том, что зелёные водоросли вносятся в водоём до начала вегетационного периода сине-зелёных водорослей, где они поглощают большую часть питательных веществ, что позволяет ограничить или даже остановить размножение и рост вредоносных цианобактерий. В свою очередь, зелёные микроводоросли служат кормовой базой для зоопланктона и молоди рыб, что способствует стабилизации трофической структуры водоёма [16]. При типичных концентрациях зелёных водорослей не обнаружено их негативное воздействие на экосистему водоема, а также вредоносное влияние на здоровье человека. Кроме того, зелёные водоросли нашли применение в сельском хозяйстве в качестве удобрений, прикорма для сельскохозяйственных животных, а также для очистки сточных вод [17].

Однако следует различать контролируемое внесение культур *Chlorella vulgaris* в рамках биомелиорации и не-контролируемое массовое развитие зелёных водорослей. Последнее может ухудшать органолептические свойства воды, повышать концентрацию растворённого органического вещества и усиливать бактериальную обсеменённость, что в свою очередь, приводит к увеличению образования побочных продуктов дезинфекции при хлорировании [5–7, 9]. Эти эффекты относятся не к биотехнологии биомелиорации, а к самопроизвольным цветениям зелёных водорослей при избытке биогенных элементов.

С учётом выраженной эвтрофикации прибрежных вод Азовского моря особый интерес представляет использование зелёных микроводорослей *Chlorella vulgaris* в качестве биологического регулятора численности цианобактерий. Результаты лабораторных и полуполевых экспериментов показывают, что при совместном культивировании *Chlorella vulgaris* и токсичных видов (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena spp*) наблюдается выраженная конкуренция за доступные формы азота и фосфора, приводящая к снижению темпов роста цианобактерий и частичной гибели их клеток в пределах нескольких недель вегетационного периода. Эти данные позволяют рассматривать контролируемое внесение зелёных микроводорослей как потенциальный инструмент биологической регуляции, эффективность которого во многом определяется пространственным распределением биомассы, начальными концентрациями фитопланктона и уровнем биогенной нагрузки [18, 19].

Ввиду вышесказанного математическое моделирование биологической реабилитации водоема является актуальной задачей и представляет интерес с точки зрения регулирования численности сине-зелёных водорослей при

географически распределенном их внесении в водную среду Таганрогского залива. Цель данной работы — провести математическое моделирование оздоровления Таганрогского залива путем внесения зеленых микроводорослей и оценить эколого-гигиенические и медицинские последствия.

Для достижения цели авторами данного исследования предложено использовать комплекс математических моделей динамики фитопланктонных популяций и гидродинамики, учитывающих адвективный и диффузионный перенос, погодные условия, геометрию расчетной области, лимитирование роста микроводорослей наличием питательных веществ, режимы солености и температуры [20]. Для решения поставленной задачи использованы современные разностные схемы и численные методы.

**Материалы и методы.** Математическая модель биологической кинетики базируется на работах А.И. Сухинова и Е.В. Якушева [21, 22]. Подробно математическая модель, нелинейные правые части уравнений, постановка начально-краевой задачи приводятся в работе [22]. Приведем краткое описание математической модели и ее линеаризацию.

Данная модель основана на системе нестационарных уравнений конвекции-диффузии-реакции параболического типа с нелинейными функциями источников и младшими производными. Адвективные члены представлены в симметричной форме, что гарантирует кососимметричность оператора переноса и позволяет осуществить корректную постановку задачи. Для каждой субстанции  $F_i$ , входящей в модель, уравнение имеет вид:

$$\frac{\partial q_i}{\partial t} + \frac{1}{2}(\nabla \cdot (\mathbf{V} q_i) + (\mathbf{V} \cdot \nabla) q_i) = \operatorname{div}(k \cdot \nabla q_i) + R_{q_i}, \quad (1)$$

где  $q_i$  — концентрация  $i$ -ой ( $i = 1, 2, 3$ ) компоненты, мг/л;  $\mathbf{V} = \{u, v, w\}$  — вектор скорости водного потока, м/с;  $k = (k_h, k_v, k_w)$  — коэффициенты турбулентного обмена, м<sup>2</sup>/с;  $\nabla$  — обозначение оператора градиента;  $(x, y, z) \in G$ ;  $0 < t \leq T$ ;  $R_{q_i}$  — функция-источник биогенных веществ, мг/(л·с);  $i \in M$ ,  $M = \{F_1, F_2, DOP, POP, PO_4, NO_3, NO_2, NH_4\}$ ;  $F_1$  означает, что рассматривается концентрация зеленой водоросли,  $F_2$  — сине-зеленой водоросли. Далее указаны биогенные компоненты:  $DOP$  означает принадлежность компоненты к растворенному фосфору,  $POP$  — органическому фосфору во взвешенном состоянии,  $PO_4$  — фосфатам,  $NO_3$  — нитратам,  $NO_2$  — нитритам,  $NH_4$  — аммонию (аммонийному азоту).

Биохимические взаимодействия между компонентами системы (1), функции правых частей  $R_{q_i} = R_{q_i}(x, y, z, t)$ , в общем случае — нелинейные зависимости, которые могут зависеть от температуры водной среды и её солености, имеют вид:

$$\begin{aligned} R_{F_i} &= C_{F_i} (1 - K_{F_i R}) q_{F_i} - K_{F_i D} q_{F_i} - K_{F_i E} q_{F_i}, \quad i = 1, 2, \\ R_{DOP} &= \sum_{i=1}^3 s_p K_{F_i E} q_{F_i} + K_{PD} q_{POP} - K_{DN} q_{DOP}, \\ R_{POP} &= \sum_{i=1}^3 s_p K_{F_i D} q_{F_i} - K_{PD} q_{POP} - K_{PN} q_{POP}, \\ R_{PO_4} &= \sum_{i=1}^3 s_p C_{F_i} (K_{F_i R} - 1) q_{F_i} + K_{PN} q_{POP} + K_{DN} q_{DOP}, \\ R_{NO_3} &= \sum_{i=1}^3 s_N C_{F_i} (K_{F_i R} - 1) \frac{f_N^{(1)}(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})}{f_N(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})} \cdot \frac{q_{NO_3}}{q_{NO_2} + q_{NO_3}} q_{F_i} + K_{23} q_{NO_2}, \\ R_{NO_2} &= \sum_{i=1}^3 s_N C_{F_i} (K_{F_i R} - 1) \frac{f_N^{(1)}(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})}{f_N(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})} \cdot \frac{q_{NO_2}}{q_{NO_2} + q_{NO_3}} q_{F_i} + K_{42} q_{NH_4} - K_{23} q_{NO_2}, \\ R_{NH_4} &= \sum_{i=1}^3 s_N C_{F_i} (K_{F_i R} - 1) \frac{f_N^{(2)}(q_{NH_4})}{f_N(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})} q_{F_i} + \sum_{i=1}^3 s_N (K_{F_i D} + K_{F_i E}) q_{F_i} - K_{42} q_{NH_4}, \end{aligned} \quad (2)$$

где  $K_{F_i R}$  — удельная скорость дыхания фитопланктона;  $K_{F_i D}$  — удельная скорость гибели фитопланктона;  $K_{F_i E}$  — удельная скорость экскреции фитопланктона;  $K_{PD}$  — удельная скорость автолиза POP;  $K_{PN}$  — коэффициент фосфатофиксации POP;  $K_{DN}$  — коэффициент фосфатофиксации DOP;  $K_{42}$  — удельная скорость окисления аммония в нитриты в процессе нитрификации;  $K_{23}$  — удельная скорость окисления нитритов в нитраты в процессе нитрификации,  $s_p$ ,  $s_N$  — коэффициенты нормировки между содержанием  $N, P$  в органическом веществе. Скорость роста фитопланктонных популяций выражается функцией зависимости от солености  $S$ , температуры  $T$ :

$$C_{F_{i,2}} = K_{NF_{i,2}} f_T(T) f_S(S) \min\{f_p(q_{PO_4}), f_N(q_{NO_3}, q_{NO_2}, q_{NH_4})\},$$

где  $K_{NF}$  — максимальная удельная скорость роста фитопланктона.

Также рост микроводорослей зависит от концентрации основных питательных веществ — соединений азота (нитраты, нитриты, аммиак) и фосфора (фосфаты, растворенный органический фосфор, взвешенный органический фосфор), функциональные зависимости для которых записаны в форме Михаэлиса-Ментен. Все эти факторы являются лимитирующими и их влияние отражает закон Либиха.

Функциональные зависимости от абиогенных факторов выражены следующими формулами:

$$f_T(T) = \exp\left(-a_i \left\{\left(T - T_{opt}\right)/T_{opt}\right\}^2\right),$$

$$f_S(S) = \exp\left(-b_2 \left\{\left(S - S_{opt}\right)/S_{opt}\right\}^2\right),$$

$$f_S(S) = \begin{cases} k_s, & \text{for } S \leq S_{opt}, \\ \exp\left(-b_1 \left\{\left(S - S_{opt}\right)/S_{opt}\right\}^2\right), & \text{for } S > S_{opt}, \end{cases}$$

где  $k_s = 1$ ;  $T_{opt}$ ,  $S_{opt}$  — оптимальные температура и солёность для данного вида водных организмов;  $a_i > 0$ ,  $b_i > 0$ ;  $i = 1, 2$  — коэффициенты, характеризующие ширину диапазона толерантности водных организмов к температуре и солёности соответственно.

Для системы (1) ставится начально-краевая задача, добавляются соответствующие начальные и граничные условия. Начальные условия для системы (1) имеют вид:

$$q_i(x, y, z, 0) = q_{0i}(x, y, z), \quad i \in M, \quad t = 0, \quad (x, y, z) \in \bar{G}, \quad (3)$$

$$\mathbf{V}(x, y, z, 0) = \mathbf{V}_0(x, y, z), \quad T(x, y, z, 0) = T_0(x, y, z), \quad S(x, y, z, 0) = S_0(x, y, z),$$

где  $G$  — расчетная область замкнутого водоема, ограниченная боковой поверхностью (цилиндрической области)  $\sigma$ , дном  $\partial\Sigma_H = \partial\Sigma_H(x, y)$  и  $\Sigma_0$  — невозмущенной свободной поверхностью водоёма;  $\Sigma$  — кусочно-гладкая граница  $G$ , заданная для  $0 < t \leq T$  при  $\Sigma = \Sigma_0 \cup \Sigma_H \cup \sigma$ .

С учетом введенных обозначений граничные условия для уравнения (1) формулируются следующим образом на  $\sigma$ :

$$q_i = 0, \quad \text{если } u_n < 0,$$

$$\frac{\partial q_i}{\partial n} = 0, \quad \text{если } u_n \geq 0, \quad (4)$$

$$\frac{\partial q_i}{\partial z} = 0 \text{ на } \Sigma_o,$$

$$\frac{\partial q_i}{\partial z} = -\varepsilon_i q_i \text{ на дне } \Sigma_H,$$

где  $\varepsilon_i$  — неотрицательные постоянные,  $i \in M$ ;  $\varepsilon_i$  учитывают опускание водорослей на дно, их затопление и поглощение питательных веществ донными отложениями для  $i \in \{F_1, F_2\}$ .

На равномерной временной сетке  $\omega_\tau = \{t_n = n\tau, n = 0, 1, \dots, N; N\tau = T\}$  в промежутке  $0 < t \leq T$  для непрерывной модели проведена линеаризация нелинейной относительно функций правых частей системы начально-краевых задач (1)–(4). Решения линеаризованной задачи будем обозначать как функции вида  $\tilde{q}_i^n$ ,  $n = 1, 2, \dots, N$  с учетом начальных и граничных условий. Линеаризация предполагает задание функций концентраций субстанций, входящих в правые части уравнений на предыдущем временном слое  $t_{n-1}$ . Если  $n = 1$ , то привлекаются известные начальные условия (3).

Сформулируем нелинеаризованную (исходную) систему (1) в виде цепочки связанных начально-краевых задач вида:

$$\frac{\partial \tilde{q}_i^n}{\partial t} + \frac{1}{2} \left( \operatorname{div}(\mathbf{V} \cdot \tilde{q}_i^n) + \tilde{q}_i^n \cdot \operatorname{div} \mathbf{V} \right) = \operatorname{div}(\mathbf{k} \cdot \operatorname{grad} \tilde{q}_i^n) + R_{q_i}^n, \quad (5)$$

где  $i \in M$ ,  $(x, y, z) \in G$ ,  $n = 1, 2, \dots, N$ ,  $t_{n-1} < t \leq t_n$ ,  $t \in \omega_\tau = \{t_n = n\tau, n = 1, 2, \dots, N\}$  с начальными и граничными условиями, рассматриваемыми на промежутке  $t_{n-1} < t \leq t_n$  для каждого из уравнений.

Линеаризация предполагает задание функций концентраций субстанций, входящих в правые части уравнений на предыдущем, по отношению к текущему, временном слое:

$$\frac{\partial \tilde{q}_i^n}{\partial t} + \frac{1}{2} \left( \operatorname{div}(\mathbf{V} \cdot \tilde{q}_i^n) + \tilde{q}_i^n \cdot \operatorname{div} \mathbf{V} \right) = \operatorname{div}(\mathbf{k} \cdot \operatorname{grad} \tilde{q}_i^n) + \tilde{R}_{q_i}^n, \quad (6)$$

$$\tilde{R}_{q_i}^{n-1} = R_{q_i}(x, y, z, t_{n-1}, \tilde{q}_i^{n-1}), \quad i \in M.$$

Доказано стремление нормы погрешности  $\|z_i^n\|_{L_2(G)}$  к нулю для любого  $n$  и  $i$  при выполнении условий, мотивированных на основе гидрофизических и биогеохимических ограничений. Получены неравенства, гарантирующие близость решений линеаризованной и нелинейной задач для каждой из субстанций  $F_i$  в  $L_2(G)$  на последовательности сеток  $\omega_\tau$  при  $\tau \rightarrow 0$ :

$$\|z_1^n(x, y, z, t_n)\|_{L_2(G)} \leq \frac{C_1 \tau}{n=1, 2, \dots, N}.$$

Представленную математическую модель необходимо оснастить входными данными с начальными значениями концентраций исследуемых субстанций, солености, температуры, скоростей движения водной среды и др. В 2022–2024 годах сотрудниками Азово-Черноморского филиала ФГБУН «ВНИИРХ» — «АзНИИРХ» были исследованы гидробиологические характеристики Азовского моря, в частности соленость и температура вод. Значения величин солености в точках на сетке гидробиологических съемок представлены в работе [11]. Данные натурных измерений согласуются с предположением авторов данной статьи об увеличении солености Азовского моря в части Таганрогского залива на 30 % от нормальных для водоема значений, что отражено в работе [10]. Также был сделан прогноз развития основных видов фитопланктона в летнее время при различных сценариях осолонения Азовского моря.

В результате осолонения Азовского моря ареал синезеленых водорослей сместился к восточной части Таганрогского залива, в основной части моря они почти отсутствуют, что подтверждено данными «АзНИИРХ» [10].

Принимая во внимание вышесказанное, можно предположить, что полученные ареалы фитопланктона в качестве начальных распределений концентраций фитопланктона для проведения вычислительного эксперимента по биологической реабилитации водоема. Представленный на рис. 1 прогноз географического положения фитопланктона отражает соотношение зеленых и синезеленых водорослей, биомасса которых в Таганрогском заливе составляет 60–70 % от общей биомассы фитопланктона [3].

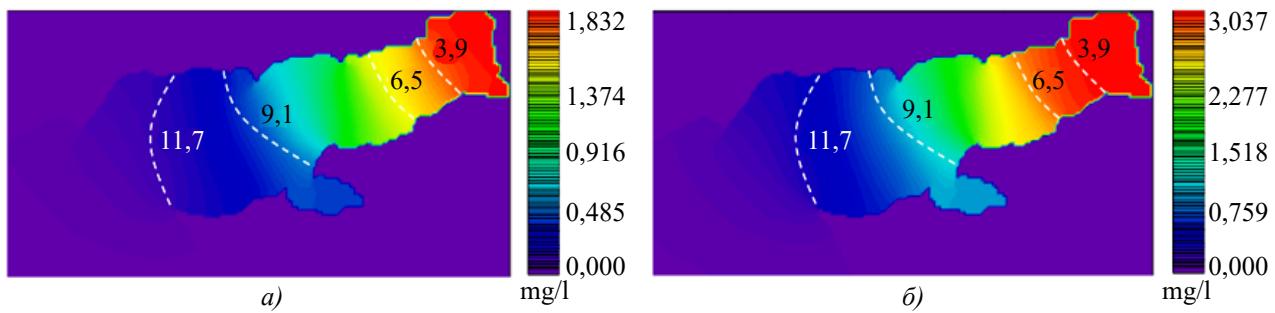


Рис. 1. Ареалы фитопланктона в летнее время:  
а — зеленые водоросли; б — сине-зеленые водоросли

В начале вегетационного периода питательные вещества находятся в изобилии, они поступают в Таганрогский залив со стоками реки Дон в зимний период. В начале эксперимента распределения основных питательных веществ задаются равномерными. Концентрация фосфатов равна 0,04 мг/л, нитратов — 0,204 мг/л. По данным «АзНИИРХ» [10] средняя концентрация биомассы фитопланктона в Таганрогском заливе составляет 1 мг/л, на биомассу цианобактерий приходится 70 %. Ареалы начальных распределений фитопланктона изображены на рис. 1, максимальная концентрация зеленых водорослей — 0,1 мг/л, цианобактерий — 0,7 мг/л. Оптимальная температура при проведении эксперимента для зеленых водорослей принята равной 25 °C, для синезеленых — 28 °C. Распределения значений солености и температуры, подаваемые на вход программного модуля для моделирования биологической реабилитации водоема, изображены на рис. 2 [23].

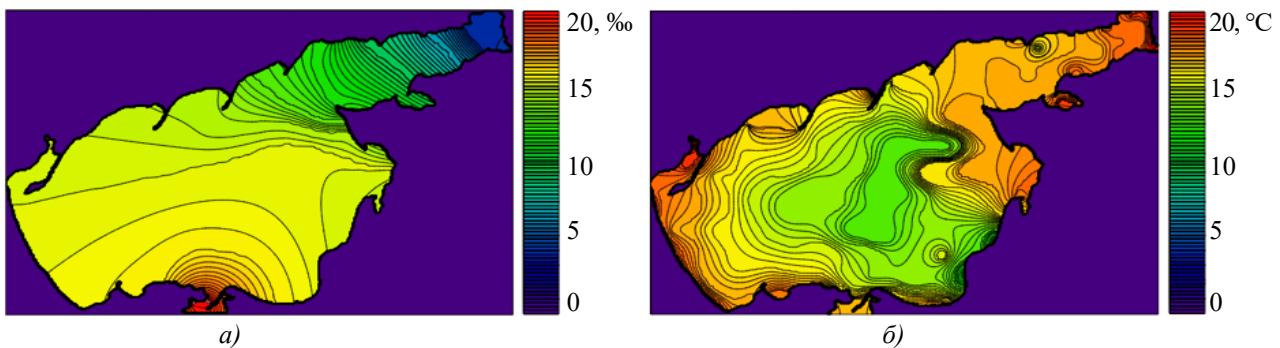


Рис. 2. Начальные данные. Распределения значений: а — солености; б — температуры

При решении линеаризованной задачи (1)–(10) в качестве входных данных используются значения компонент вектора водного потока в узлах гидродинамической расчетной сетки, который рассчитывается на основе 3D модели гидродинамики, реализованной в комплексе программ «Azov3D» [24], значения солености  $S_0$ , температуры  $T_0$  и рассчитываемых концентраций  $q_0$  в момент времени  $t_0$ . Для определения границ расчетной области использовались значения глубин, полученные в результате обработки лоцманских карт [25].

Численное решение задачи заключается в построении дискретной модели (разностной схемы) с использованием входных данных и применении метода численного решения сеточных уравнений. Область моделирования

предполагается вписанной в трехмерную ступенчатую область и покрывается расчетной сеткой  $\omega_\tau \times \omega_h$ , равномерной по времени и трем пространственным направлениям:

$$\omega_\tau = \{t_n = n\tau, n = 0, 1, \dots, N, N\tau = T\},$$

$$\bar{\omega}_h = \{x_j = j \cdot h_x, y_k = k \cdot h_y, z_l = l \cdot h_z; j = 0, 1, \dots, N_x, k = 0, 1, \dots, N_y, l = 0, 1, \dots, N_z\},$$

где  $\tau$  — шаг по времени;  $0 \leq t \leq T$  — временной отрезок;  $h_x, h_y, h_z$  — шаги в пространственных направлениях  $Ox, Oy$  и  $Oz$  соответственно;  $N_x, N_y, N_z$  — максимальное число узлов сетки по каждому пространственному направлению;  $L_x, L_y, L_z$  — максимальные размеры расчетной области в пространстве.

Рассмотренная выше линеаризация позволяет получить систему линейных сеточных уравнений. Дискретизация задачи (1), основанная на системе уравнений конвекции-диффузии-реакции, осуществляется на основе неявных монотонных схем, построенных на гидродинамических сетках.

Эксперимент по биологической реабилитации состоит в следующем: вводится супензия зеленых водорослей в начале их вегетационного периода, то есть в марте-апреле. К началу вегетационного периода сине-зеленых водорослей (в мае-июне) зеленые водоросли потребляют большую часть питательных веществ и их становится недостаточно для бурного цветения сине-зеленых водорослей.

Супензию хлореллы лучше всего вносить в те области водоема, где конвекция имеет наибольшую величину, например, русла рек, оконечности кос и др. Значения скоростей водного потока получены в результате работы программного комплекса «Azov3D», реализующего трехмерную нестационарную математическую модель гидродинамики. В Азовском море преобладают восточные и северо-восточные ветра в период с октября по апрель. Такие направления складываются под влиянием отрога сибирского антициклона [26], поэтому картина течений, полученная при восточном направлении ветра, выбрана в качестве входных данных для проведения вычислительного эксперимента по биологической реабилитации Таганрогского залива в условиях повышенной солености. Картина течений в Азовском море при скорости восточного ветра 5 м/с изображена на рис. 3. Красными точками отмечены места внесения супензии. При выборе точек учитывалась скорость течений и тот факт, что *Chlorella Vulgaris* — пресноводные водоросли, а также доступность для внесения супензии с берега. Концентрация *Chlorella Vulgaris* в супензии — 1167 мг/л, скорость выпуска — 5 л/с, всего выпущено 25 тонн, по 2,5 тонны в каждой из 10 точек выпуска.

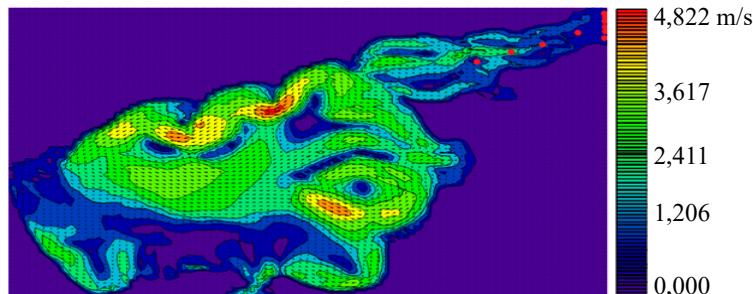


Рис. 3. Картина течений в Азовском море при восточном ветре 5 м/с

**Результаты исследования.** В рамках данного исследования проведено моделирование биологической реабилитации Таганрогского залива в условиях его осолонения на основе внедрения зеленых микроводорослей. В результате проведенного вычислительного эксперимента авторы получили распределения концентраций зеленых водорослей и сине-зеленых водорослей на временных интервалах 15 дней (рис. 4) и 30 дней (рис. 5) для концентрации *Chlorella Vulgaris* в супензии 1167 мг/л, объем 25 тонн.

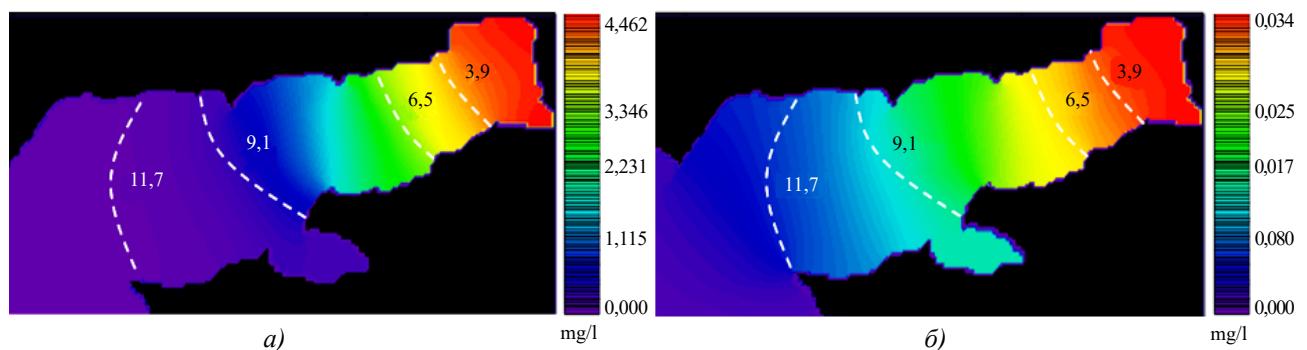


Рис. 4. Распределения концентраций спустя 15 дней после внесения супензии *Chlorella Vulgaris* (концентрация 1167 мг/л):  
 $a$  — зеленых водорослей;  $b$  — сине-зеленых водорослей

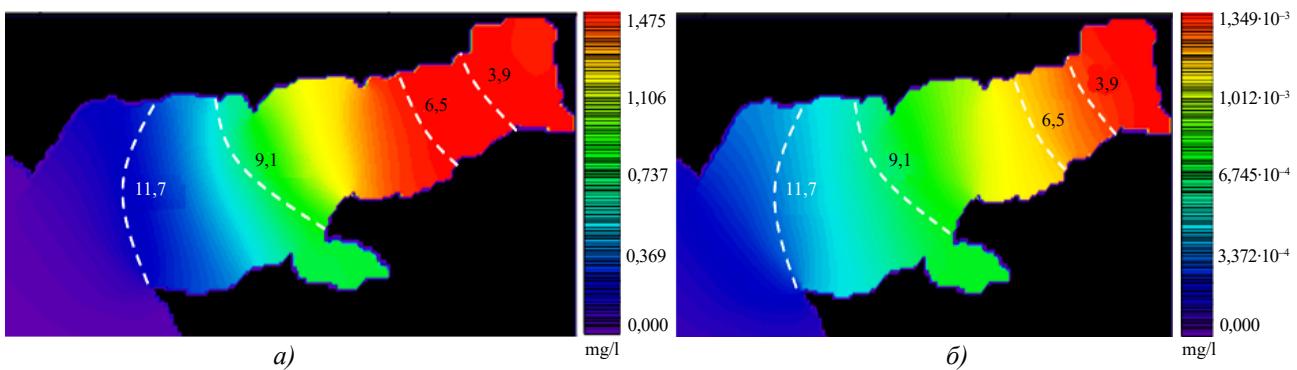


Рис. 5. Распределения концентраций спустя 30 дней  
после внесения суспензии *Chlorella Vulgaris* (концентрация 1167 мг/л):  
а — зеленых водорослей; б — сине-зеленых водорослей

На рис. 6 изображены распределения концентраций зеленых водорослей и сине-зеленых водорослей (поверхностный слой) на временном интервале 30 дней для концентрации *Chlorella Vulgaris* в суспензии 2333 мг/л и объема 25 тонн.

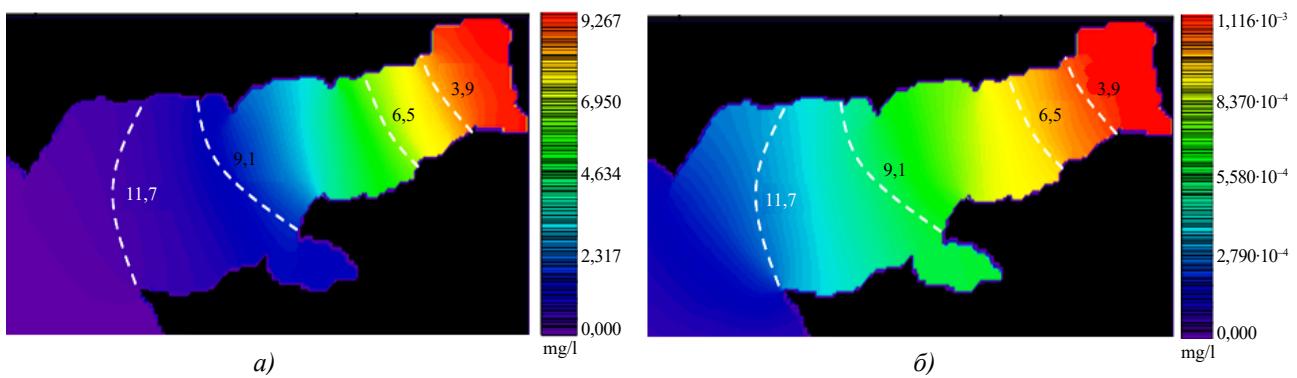


Рис. 6. Распределения концентраций спустя 30 дней  
после внесения суспензии *Chlorella Vulgaris* (концентрация 2333 мг/л):  
а — зеленых водорослей; б — сине-зеленых водорослей

На рис. 4–6 изображены значения концентраций двух видов микроводорослей на поверхности водоема.

**Обсуждение.** Полученные в результате моделирования распределения концентраций зеленых и сине-зеленых водорослей говорят об успешности поставленного вычислительного эксперимента по биологической реабилитации Таганрогского залива при заданных значениях концентрации и объема вносимой суспензии. Моделировалось внесение в водоем суспензии фитопланктона *Chlorella Vulgaris* в весенний период до начала вегетационного периода потенциально токсичных сине-зеленых водорослей *Aphanizomenon flos-aquae*. Точки внесения были выбраны в распресненной зоне (значения солености до 7–8 %), что позволило пресноводным зеленым водорослям выжить и успешно вегетировать. Зеленые микроводоросли потребили фосфаты ( $PO_4$ ) и нитраты ( $NH_4$ ), поэтому к началу вегетационного периода сине-зеленых водорослей питательные вещества были в недостатке. Концентрация сине-зеленых водорослей превосходила концентрацию зеленых водорослей в начале эксперимента (0,7 мг/л и 0,1 мг/л соответственно). Через 15 суток концентрация сине-зеленых водорослей была в 131 раз меньше концентрации зеленых (0,034 мг/л и 4,462 мг/л соответственно). Через 30 суток разница в концентрациях ещё больше увеличилась (1,349·10⁻³ мг/л и 1,475 мг/л соответственно). Также, как показано на рис. 6, при увеличении концентрации внесённой зелёной водоросли вдвое (до 2333 мг/л при том же объёме) концентрация *Chlorella Vulgaris* через 30 суток становится потенциально опасной (9,267 мг/л). Такое значение концентрации зеленой водоросли в совокупности с другими видами фитопланктона может привести к эвтрофикации водоема и заморам рыб.

Также увеличение количества вносимых зеленых водорослей является дорогим, а, следовательно, экономически невыгодным. В результате вычислительного эксперимента эмпирическим путем определены оптимальные концентрация и объем вносимой суспензии *Chlorella Vulgaris*. Следует отметить, что результаты вычислительного эксперимента получены с использованием достоверных данных о значениях солености, температуры и распределений моделируемых субстанций, подтвержденных натурными исследованиями и многолетними наблюдениями. Ситуация, когда концентрация зеленых водорослей превышает концентрацию сине-зеленых водорослей (рис. 5) с позиций оценки эколого-гигиенических и медицинских последствий является благоприятной и не следует ожидать существенных негативных последствий от наличия сине-зеленых водорослей для рекреационных условий в Таганрогском заливе. При этом концентрация зеленых водорослей не выше предельно допустимых значений и является приемлемой.

**Заключение.** Результаты моделирования получены с применением современных и высокоточных методов математического моделирования. Результаты исследования показывают преимущество использования комплексного подхода в математическом моделировании процессов, происходящих в сложных природных системах. Они могут успешно использоваться для моделирования различных сценариев развития и реабилитации водоемов. Несмотря на полученные результаты, инвазию хлореллы в экосистему Таганрогского залива нельзя рассматривать в качестве единственного метода улучшения экологического состояния водоема, но он может быть эффективным инструментом реабилитации водоемов в сочетании с другими методами.

#### Список литературы / References

1. Zhidkova A.Y., Podberesnij V.V., Zarubina R.V., Kononova O.A. The effect of eutrophication on human health on the example of the Gulf of Taganrog of the Sea of Azov. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2020;548:052053. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/548/5/052053>
2. Матищов Г.Г., Фуштей Е.В. К проблеме вредоносных цветений воды в Азовском море. *Исследовано в России*. 2003;6:213–225.
- Matishov G.G., Fushtei T.V. On the problem of harmful algal blooms in the Azov Sea. *Electronic Journal “Research in Russia”*. 2003;6:213–225. (In Russ.)
3. Ковалева Г.В. Том VIII: Моделирование и анализ опасных природных явлений в Азовском регионе. В кн.: *Труды Южного научного центра Российской академии наук*. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН; 2020. 328 с.
- Kovaleva G.V. Issue VIII: Modelling and Analysis of Natural Hazards in the Sea of Azov Region. In book: *Studies of the Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences (Series)*. Rostov-on-Don: SSC RAS Publishers; 2020. 328 p. (In Russ.)
4. World Health Organization. Guidelines on recreational water quality: Volume 1 — Coastal and Fresh Waters. Geneva: WHO; 2021. ISBN: 978-92-4-003130-2. URL: <https://www.who.int/publications/item/9789240031302> (дата обращения: 11.09.2025).
5. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. СанПиН 1.2.3685–21. № 62296. Москва: Минздрав России; 2021. URL: <https://docs.cntd.ru/document/573500115> (дата обращения: 09.09.2025).
- Hygienic standards and safety requirements for environmental factors. SanPiN 1.2.3685–21. No. 62296. Moscow: Ministry of Health of Russia; 2021. URL: <https://docs.cntd.ru/document/573500115> (accessed: 09.09.2025).
6. Чернова Е.Н., Шевченко А.Н. Определение цианотоксинов в питьевой воде методом ВЭЖХ. *Гигиена и санитария*. 2018;97(8):692–697. <https://doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-8-692-697>
- Chernova E.N., Shevchenko A.N. Determination of cyanotoxins in drinking water by HPLC. *Hygiene and Sanitation*. 2018;97(8):692–697. <https://doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-8-692-697>
7. Hallegraeff G.M. Harmful algal blooms: A global overview. *Elsevier Oceanography Series*. 2003;65:25–50. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(03\)80050-9](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(03)80050-9)
8. Backer L.C., Carmichael W.W. Human health effects from exposure to cyanobacteria and their toxins. *Environmental Health Perspectives*. 2016;124(11):1333–1343. <https://doi.org/10.1289/EHP.1510459>
9. Griffiths D.J., Saker M.L. Cylindrospermopsis raciborskii and cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*. 2003;18(2):78–93. <https://doi.org/10.1002/tox.10113>
10. О летних цветениях синезелёных водорослей в Таганрогском заливе АзНИИРХ. URL: <https://azniirkh.vniro.ru/content/read/archive/novosti/o-letnih-tsveteniyah-sinezeleniyih-vodorosley-v-taganrogskom-zalive> (дата обращения: 11.09.2025).
- AzNIIRKH. Summer cyanobacterial blooms in the Taganrog Bay. 7 September 2018. (In Russ.) URL: <https://azniirkh.vniro.ru/> (accessed: 11.09.2025).
11. Бердников С.В., Кулыгин В.В., Дащевич Л.В. Причины стремительного роста солёности воды Азовского моря в XXI веке. *Морской гидрофизический журнал*. 2023;39(6):760–778.
- Berdnikov S.V., Kulygin V.V., Dashkevich L.V. Causes of the rapid increase in salinity of the Sea of Azov in the 21st century. *Marine Hydrophysical Journal*. 2023;39(6):760–778. (In Russ.)
12. Chorus I., Welker M., editors. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press; 2021.
13. Xiao M., Burford M.A., Wood S.A., et al. Schindler's legacy: From eutrophic lakes to phosphorus utilization strategies. *FEMS Microbiology Reviews*. 2022;46(6):fuac029. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuac029>
14. Neverova G., Zhdanova O. Mathematical modeling of plankton evolutionary dynamics. *Mathematics*. 2023;11(22):4673. <https://doi.org/10.3390/math11224673>
15. Богданов Н.И. *Биологическая реабилитация водоёмов*. Пенза: ПГСХА; 2008. 126 с.
- Bogdanov N.I. *Biological rehabilitation of water bodies*. Penza: PGSKhA Publishing; 2008;18–26. (In Russ.)
16. Aly S.M., ElBanna N.I., Fathi M. Chlorella in aquaculture. *Aquaculture International*. 2024;32:1559–1586. <https://doi.org/10.1007/s10499-023-01229-x>
17. Богданов Н.И. *Суспензия хлореллы в рационе сельскохозяйственных животных*. Пенза: НП «Здоровье и экология»; 2007; 48 с.

- Bogdanov N.I. *Chlorella suspension in the diet of farm animals. Russian Academy of Agricultural Sciences, Research Institute of Agriculture*. 2nd ed. Penza; 2007;17. (In Russ.)
18. Pavlyuk T.E., Nikolaev A.D., Ivanova I.V., et al. Correction of algal communities with Chlorella introduction. *Water Resources*. 2023;50(3):324–333. <https://doi.org/10.31857/S0321059623030106>
19. Gao J., Shao N., Sun Y., et al. Impact of Chlorella vulgaris on pond microbiota. *Sustainability*. 2023;15(9):7362. <https://doi.org/10.3390/su15097362>
20. Kudinov N.V., Filina A.A., Nikitina A.V., Bondarenko D.V., Razveeva I.F. Simulation of vertical movements of seawater in stratified reservoirs. *Advanced Engineering Research (Rostov-on-Don)*. 2023;23(2):212–224. <https://doi.org/10.23947/2687-1653-2023-23-2-212-224>
21. Yakushev E.V., Pollehn F., Jost G., et al. Analysis of oxic/anoxic interfaces. *Marine Chemistry*. 2007;107:388–410. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.06.003>
22. Sukhinov A., Belova Y., Chistyakov A., Beskopylny A., Meskhi B. Modeling phytoplankton population geographic dynamics. *Mathematics*. 2021;9:3025. <https://doi.org/10.3390/math9233025>
23. Белова Ю.В., Чистяков А.Е. Моделирование динамики концентрации вредоносных видов фитопланктона в Таганрогском заливе Азовского моря. *Безопасность техногенных и природных систем*. 2025;9(4):284–293. <https://doi.org/10.23947/2541-9129-2025-9-4-284-293>
- Belova Yu.V., Chistyakov A.E. Modeling the Dynamics of Harmful Phytoplankton Species Concentration in Taganrog Bay of the Azov Sea. *Safety of Technogenic and Natural Systems*. 2025;9(4):284–293. <https://doi.org/10.23947/2541-9129-2025-9-4-284-293>
24. Сухинов А.И., Никитина А.В., Атаян А.М., и др. Суперкомпьютерное моделирование гидробиологических процессов. *Mathematical Models and Computer Simulations*. 2022;14:677–690. <https://doi.org/10.20948/mm-2022-01-06>
- Sukhinov A.I., Nikitina A.V., Atayan A.M., Litvinov V.N., Belova Yu.V., Chistyakov A.E. Supercomputer simulation of hydrobiological processes. *Mathematical Models and Computer Simulations*. 2022;14:677–690. (In Russ.) <https://doi.org/10.20948/mm-2022-01-06>
25. Рахимбаева Е.О., Альшов Т.А., Белова Ю.В. Автоматическое распознавание значений глубины на лоцманских картах с использованием методов глубокого обучения. *Computational Mathematics and Information Technologies*. 2025;9(1):52–60. <https://doi.org/10.23947/2587-8999-2025-9-1-52-60>
- Rakhimbaeva E.O., Alyshov T.A., Belova Yu.V. Automatic depth value recognition. *Computational Mathematics and Information Technologies*. 2025;9(1):52–60. (In Russ.) <https://doi.org/10.23947/2587-8999-2025-9-1-52-60>
26. Единая государственная система информации об обстановке в Мировом океане (ЕСИМО). *Океанографический портал данных*. URL: <http://esimo.oceanography.ru/> (дата обращения: 11.09.2025).
- Unified State System of Information on the World Ocean (ESIMO). *Oceanographic data portal*; 2025. URL: <http://esimo.oceanography.ru/> (accessed: 11.09.2025).

#### Об авторах:

**Юлия Валериевна Белова**, кандидат физико-математических наук, доцент кафедры математики и информатики Донского государственного технического университета (344003, Российская Федерация, г. Ростов-на-Дону, пл. Гагарина, 1), [ORCID](#), [SPIN-код](#), [yvbelova@yandex.ru](mailto:yvbelova@yandex.ru)

**Олеся Владимировна Колгунова**, кандидат физико-математических наук, старший преподаватель кафедры прикладной математики и информатики Северо-Осетинского государственного университета (362025, Российская Федерация, г. Владикавказ, ул. Ватутина, 44–46), [ORCID](#), [SPIN-код](#), [kolev2003@mail.ru](mailto:kolev2003@mail.ru)

**Мария Игоревна Габуева**, студент четвертого курса лечебного факультета Северо-Осетинской государственной медицинской академии (362019, Российская Федерация, г. Владикавказ, ул. Пушкинская, 40), [ORCID](#), [gabueva72@mail.ru](mailto:gabueva72@mail.ru)

#### Заявленный вклад авторов:

**Ю.В. Белова**: формулирование основной концепции исследования; осуществление научно-исследовательского процесса, включая проведение вычислительных экспериментов; создание и подготовка рукописи: визуализация результатов исследования и полученных данных; оформление графических материалов.

**О.В. Колгунова**: формулирование целей и задач исследования; создание и подготовка рукописи: критический анализ черновика рукописи; корректировка выводов; доработка текста.

**М.И. Габуева**: создание и подготовка рукописи: написание черновика рукописи; оформление научной статьи; работа с источниками.

**Конфликт интересов:** авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

**Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.**

#### About the Authors:

**Yulia V. Belova**, Candidate of Physico-Mathematical Sciences, Associate Professor of the Department of Mathematics and Computer Science at the Don State Technical University (1, Gagarin Sq., Rostov-on-Don, 344003, Russian Federation), [ORCID](#), [SPIN-code](#), [yvbelova@yandex.ru](mailto:yvbelova@yandex.ru)

**Olesya V. Kolgunova**, Candidate of Physico-Mathematical Sciences, Senior Lecturer at the Department of Applied Mathematics and Computer Science, North Ossetian State University (44–46, Vatutina St., Vladikavkaz, 362025, Russian Federation), [ORCID](#), [SPIN-code](#), [kolev2003@mail.ru](mailto:kolev2003@mail.ru)

**Maria I. Gabueva**, fourth-year student of the Medical Faculty of the North Ossetian State Medical Academy (40, Pushkinskaya St., Vladikavkaz, 362019, Russian Federation), [ORCID](#), [gabueva72@xmail.ru](mailto:gabueva72@xmail.ru)

***Contributions of the authors:***

**Yu.V. Belova:** ideas; conducting a research and investigation process, specifically performing the computational experiments; preparation, creation of the published work, specifically visualization; making graphic materials.

**O.V. Kolgunova:** formulation of overarching research goals and aims; preparation, creation of the published work, specifically critical review; conclusions correction; text revision.

**M.I. Gabueva:** Preparation, creation of the published work, specifically writing the initial draft; formatting the research article; working with sources.

***Conflict of Interest Statement:* the authors declare no conflict of interest.**

***All authors have read and approved the final manuscript.***

**Поступила в редакцию / Received** 27.10.2025

**Поступила после рецензирования / Reviewed** 28.11.2025

**Принята к публикации / Accepted** 15.12.2025