

СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

УДК 574.5.081.001(261.245)

ИЗУЧЕНИЕ ДИНАМИКИ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА И ФОСФОРА В ЭКОСИСТЕМЕ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ С ПОМОЩЬЮ МЕТОДОВ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

© 2024 г. К. А. Подгорный^{a, *}, О. А. Дмитриева^{a, b}

^aАтлантический филиал Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства
и океанографии (“АтлантНИРО”), Калининград, Россия

^bИнститут океанологии им. П.П. Шишова Российской академии наук, Москва, Россия

*e-mail: karborok@mail.ru

Поступила в редакцию 03.02.2023 г.

После доработки 10.07.2023 г.

Принята к публикации 17.07.2023 г.

Методами математического моделирования проведено системное исследование взаимодействия гидробиологических, гидрохимических, гидрологических и гидрофизических процессов, которые протекают в экосистеме Вислинского залива (ВЗ) Балтийского моря с учетом процессов в деятельном слое донных отложений (ДО). Проанализированы особенности динамики соединений азота и фосфора, времени оборота и составляющих баланса соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ, а также степени их временной изменчивости. Показано, что изменчивость соединений азота и фосфора в водной среде возрастает в весенний и осенний периоды. Это связано с увеличением стока рек в залив и повышением уровня внешней биогенной нагрузки на акваторию ВЗ. Модельные расчеты потоков веществ свидетельствуют, что поступление растворенных органических и взвешенных веществ в залив из внешних источников и вынос в Балтийское море – важные процессы, существенным образом влияющие на их содержание в экосистеме ВЗ. Установлено, что при сильных ветрах процесс осаднения взвесей может в значительной степени блокироваться, а интенсивность ресуспензии ДО – существенно возрастать. Анализ основных качественных и количественных особенностей характера временной динамики значений времени оборота растворенного органического азота и растворенного органического фосфора, а также минеральных соединений азота и фосфора свидетельствуют о тесной сопряженности процессов трансформации растворенных органических и неорганических веществ в воде ВЗ. Выполнена количественная оценка процессов потребления и экскреции соединений биогенных элементов разными группами гидробионтов, показана важная роль гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ. Модель может быть использована для выполнения сценарного моделирования и анализа возможных изменений экосистемы ВЗ при изменении климатических и антропогенных условий.

Ключевые слова: Вислинский залив, водные экосистемы, биогенные элементы, гетеротрофный бактериопланктон, простейшие, фитопланктон, зоопланктон, бентос, детрит, трофическая цепь, математическое моделирование, экологическая имитационная модель

DOI: 10.31857/S0320965224040019, **EDN:** YKOLOU

ВВЕДЕНИЕ

ВЗ расположен в юго-восточной части побережья Балтийского моря в глубине Гданьского залива (рис. 1). Залив представляет собой узкую,

вытянутую вдоль берега лагуну. По геоморфологическим и гидрологическим признакам ВЗ можно отнести к лагунным экосистемам “полуоткрытого” типа (Науменко, 2007; Александров, 2010), или, по другой классификации, к эстуариям морского типа (Михайлов, Горин, 2012). Площадь водного зеркала российской части акватории залива ~473 км² (~56%), суммарная площадь 838 км² (Гидрометеорологический..., 1971; Transboundary..., 2008). Объем котловины ВЗ ~2.3 км³,

Сокращения: ВВ – взвешенные вещества, ВЗ – Вислинский залив, ДО – донные отложения, РОВ – растворенные органические вещества, DIP – растворенный неорганический фосфор; DON – растворенный органический азот, DOP – растворенный органический фосфор, N_{Detr} – азот в составе детрита, P_{Detr} – фосфор в составе детрита.

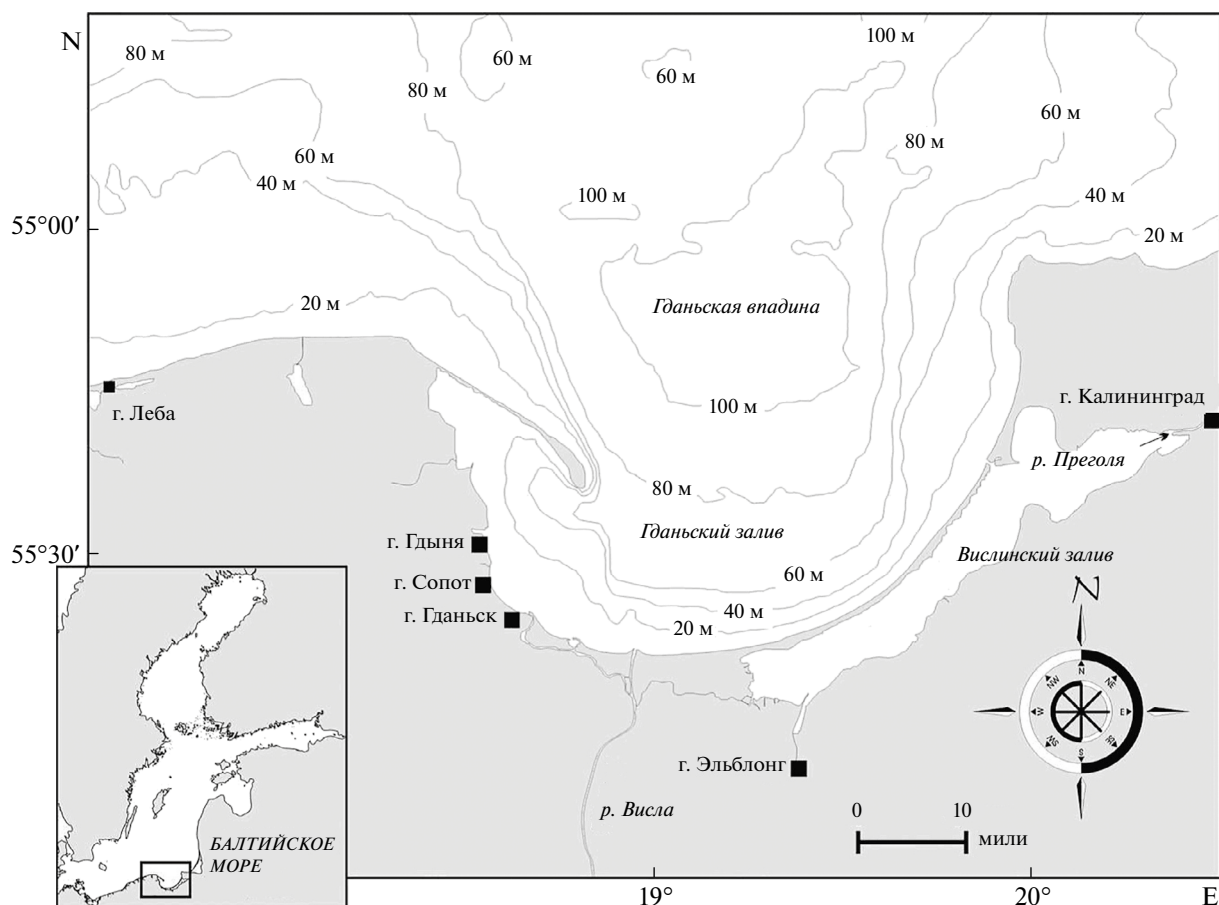


Рис. 1. Географическое положение Вислинского залива Балтийского моря (по: Witek et al., 2003).

максимальная глубина 5.2 м, средняя — 2.7 м. От Гданьского залива Балтийского моря ВЗ отделен песчаной косой и соединяется с ним узким Балтийским проливом шириной 400 м и глубиной 8–12 м. Несмотря на свои небольшие размеры, пролив играет существенную роль в формировании структуры течений, водного и солевого баланса ВЗ, процессах обмена биогенными веществами между Вислинским и Гданьским заливами (Chubarenko, Margoński, 2008; Transboundary..., 2008; Witek et al., 2010).

Гидрологический режим ВЗ формируется под совместным влиянием нескольких факторов. Наиболее важные из них — метеорологические условия, водообмен с Балтийским морем, поступление речных вод и мелководность залива (Гидрометеорологический..., 1971). Отнесение ВЗ к лагунным системам “полуоткрытого” типа (морским эстуариям) обусловлено интенсивным притоком морских вод на фоне относительно слабого речного стока (Михайлов, Горин, 2012). Нагонные явления и активное поступление морских вод в залив связаны с фронтальным положением Балтийского пролива относительно преобладающих ветров западных направлений.

В залив впадает одна из самых крупных рек Калининградской обл. — р. Преголя. Она характеризуется снеговым весенним половодьем и паводочным режимом (Лукашин и др., 2018). Годовой сток р. Преголя достигает 1.53 млн м³, что обеспечивает ~44% всего притока пресной воды в мелководный ВЗ (Krechik et al., 2020). Остальные реки, впадающие в залив, находятся и в российской, и в польской частях. Основные реки, воды которых поступают в залив и за счет которых формируется почти весь материковый сток, — Преголя, Пасленка, Эльблонг, Ногат, Прохладная, Бауда, Мамоновка и Нельма (Domnin et al., 2015). Самые многоводные месяцы — март и апрель, маловодный период длится с июня по октябрь. Количественные оценки внутригодового стока рек и степень их влияния на водный баланс ВЗ даны в работах (Witek et al., 2010; Domnin et al., 2015; Подгорный, 2018).

ВЗ можно рассматривать как опресненный морской водоем. Среднемноголетняя соленость воды в заливе ~3.7‰. Значения солености могут изменяться в достаточно широких пределах (Александров, 2010). Основные факторы, влияющие на пространственно-временную динамику солено-

сти, — направление и сила ветра. Во время устойчивых ветров западного и северного направлений значительно возрастает заток морских вод, что может приводить к повышению солёности в центральной части залива до 6–8‰ (Гидрометеорологический..., 1971; Transboundary..., 2008). Таким образом, под влиянием речного стока может формироваться “эстуарный барьер” (Михайлов, Горин, 2012) — зона смешения речных и морских водных масс с изменением солёности воды от 1 до 8‰.

Формирование температурного режима вод ВЗ, в основном, обусловлено влиянием климатических условий района (Гидрометеорологический..., 1971; Подгорный, 2018). Ледовые явления начинаются во второй половине декабря, ледостав — в январе. Весенний ледоход наступает в начале февраля, заканчивается в конце марта, иногда — в начале апреля (Гидрометеорологический..., 1971; Лукашин и др., 2018). Средняя продолжительность ледостава составляет 67–75 сут, максимальная — 140 сут. Прогрев воды начинается, как правило, ранней весной. В марте—начале апреля происходит существенное повышение температуры воды. Максимальный прогрев (до 23–25°C) отмечается в июле. В ноябре из-за выхолаживания температура воды понижается до 1–3°C. Для термической структуры ВЗ на протяжении всего года характерна гомотермия (Гидрометеорологический..., 1971). Она обусловлена мелководностью залива, а также достаточно частыми и интенсивными процессами ветрового перемешивания.

Прозрачность воды ВЗ довольно небольшая. Это обусловлено мелководностью залива, частыми волнениями, которые взмучивают донных осадки, и высоким содержанием органической и неорганической взвеси (Гидрометеорологический..., 1971; Чечко, 2002; Александров, 2010; Подгорный, 2018; Подгорный, Дмитриева, 2022). Изменчивость прозрачности зависит от степени волнения, особенностей распределения речной и морской воды, характера течений, степени развития фитопланктона, интенсивности процессов биогидрохимической трансформации органической взвеси и скорости ее осаждения (Чечко, 2002; Chubarenko et al., 2002). Наибольшая прозрачность наблюдается в весенний период до начала активной вегетации фитопланктона (Александров, 2010).

ВЗ имеет большое рыбохозяйственное значение. Он играет важную роль в воспроизводстве запасов целого ряда промысловых видов рыб (Кейда, 2004).

ВЗ — трансграничный водоем. Это определяет необходимость выстраивания паритетных отношений между Россией и Польшей не только в вопросах проведения исследований, но также и в решении задач рационального использования во-

дных биологических ресурсов залива, сохранения и улучшения его экологического состояния (Chubarenko, Margoński, 2008; Transboundary..., 2008; Witek et al., 2010).

Ежегодно в ВЗ поступают большие объемы различных форм соединений азота и фосфора (Александров, 2010; Witek et al., 2010). Поскольку залив аккумулирует значительное количество осадочных, растворенных и взвешенных веществ, в том числе и загрязняющих (Лукашин и др., 2018; Krechik et al., 2020), его экосистема очень уязвима и чувствительна к процессам эвтрофикации.

Трансформация веществ в водной среде происходит в результате сложного комплекса физико-химических взаимодействий, а также процессов потребления гидробионтами органических и минеральных компонентов, выделения продуктов обмена и отмирания гидробионтов. Изменения биомасс биотических компонентов экосистемы находятся в тесной взаимосвязи с развитием процессов трансформации веществ. При этом осуществляется круговорот соединений биогенных элементов.

Потоки веществ в водной экосистеме ВЗ и трансформация биогенных элементов формируются под совместным влиянием разнообразных внутриводоемных процессов. К ним относятся: взаимодействия и обмен веществ на границах вода — деятельный слой донных отложений и вода — воздух; перераспределение веществ по вертикали и горизонтали в пределах водоема в результате развития термогидродинамических процессов и при взаимодействии с другими водными объектами; поступление веществ из локальных и рассредоточенных источников. Значимость каждого процесса, его пространственно-временную изменчивость необходимо количественно оценить. Использование методов математического моделирования позволяет объединить различную информацию о состоянии водной экосистемы ВЗ и получить комплексную оценку процессов трансформации веществ. При этом становится возможным решение таких важных задач, как воспроизведение внутригодовой, межгодовой динамики концентраций растворенных и взвешенных веществ, а также пространственно-временной изменчивости биотических компонентов экосистемы.

Распространение РОВ и неорганических веществ и ВВ в морских прибрежных мелководных акваториях, морских заливах и устьевых участках рек в естественных условиях — сложный многофакторный, многомерный и многомасштабный динамический процесс (Podgornyj, Leonov, 2017). В зонах смешения речных и морских вод в устьях рек возникают так называемые “маргинальные фильтры” (Лисицын, 1994), в которых происходят важные экосистемные процессы. Скорости

различных химических преобразований, в том числе и скорости важнейших процессов биохимических трансформаций соединений биогенных элементов в таких зонах значительно выше, чем в открытом море. Биологические процессы включают в себя деятельность живых организмов — от бактерий и простейших до зоопланктона. Важную роль в ряде случаев могут играть макрофиты. За счет биологических процессов осуществляется преобразование растворенных и взвешенных форм, в частности, биогенных элементов; перевод растворенных элементов во взвесь; биофильтрация, то есть извлечение взвеси из воды и перевод ее в донные осадки. Таким образом, морские прибрежные мелководные акватории, морские заливы и устьевые участки рек — это уникальные системы “химического и биохимического реактора” (Лисицын, 1994), которые функционируют в условиях сравнительно небольших глубин и невысоких температур. В функционировании эстуариев важное место занимают процессы образования и разложения ОВ. Органическое вещество (РОВ и ВВ) в природных водах играет ключевую роль в различных природных процессах, которые протекают в водной среде. Особенно велика его роль в мелководных акваториях, заливах и шельфовых морях, где концентрации органических (в том числе и взвешенных) веществ могут быть значительными. Например, в Балтийском море концентрации органических компонентов, как правило, в 3–4 раза выше, чем в океанах (Maciejewska, Petrkowiak, 2014, 2015). В водах мелководных лагун содержание органических ВВ обычно еще более значительно и существенным образом влияет на скорости и направленность процессов функционирования этих экосистем.

К сожалению, вопросы изучения процессов распространения и биогидрохимической трансформации ВВ изучаются, в основном, с точки зрения гидрологии, морфологии и гидродинамики (Лисицын, Баренблатт, 1983). Само ВВ при моделировании нередко рассматривают просто как “пассивную примесь” или трассер (Руховец, 1982; Рянжин и др., 1984; Рябченко и др., 2006; Molchanov et al., 2010). Такой подход, безусловно, допустим, но только в случае, когда решается локальная задача изучения пространственно-временной динамики взвесей, попадающих в водную среду в силу разных причин. Однако если ставится более сложная и комплексная задача всестороннего исследования процессов трансформации взвешенных и растворенных неорганических и органических соединений в природных водах, то тогда для ее решения наряду с непосредственными наблюдениями и лабораторными экспериментами необходимо привлекать и разные типы математических моделей водных экосистем, в частности, имитационные модели.

В настоящее время у исследователей имеется опыт применения уже нескольких тысяч экологических моделей водных экосистем разного уровня сложности и назначения. Они используют разнообразный математический аппарат, основаны на самых разных и довольно общих научных концепциях, которые допускают различную математическую формализацию (Айзатуллин, Шамардина, 1980; Ворович и др., 1981; Горстко и др., 1984; Леонов, 1986; Меншуткин, Воробьева, 1987; Воробьева, Меншуткин, 1989; Леонов, 1989; Михайлов и др., 1989; Добрынский, Рогаль, 1993; Цхай, Леонов, 1995; Astrakhsantsev et al., 1996; Добрынский, Рогаль, 1997; Савчук, 1997; Цхай, Агейков, 1997; Menshutkin et al., 1998; The coupled..., 1998; Savchuk, Wulff, 1999; Savchuk, 2000; Chen et al., 2002; Астраханцев и др., 2003; Rukhovets et al., 2003; Delft 3D WAQ, 2005; Fulton, 2010; Rukhovets, Filatov, 2010; Fulton et al., 2019; Tskhai, Ageikov, 2020, 2021; Филатов и др., 2022; Isaev et al., 2022; Savchuk et al., 2022). Общепринятой методологии и универсальных методов исследования и моделирования динамики различных элементов природных экосистем в настоящее время не существует. Следует отметить, что применяемые для моделирования экосистем уравнения — не теоретические, а полумпирические.

Имеющийся опыт моделирования показывает, что необходимо учитывать многофакторную зависимость скоростей процессов от условий среды. Важно рассматривать также функциональную зависимость скоростей потребления веществ гидробионтами сразу от всей совокупности имеющихся в водной среде питательных элементов. Примеры построения и практического применения такого рода моделей (в том числе и для морских заливов) содержатся, например, в работах (Леонов, 1986, 1989, 1991; 2008; Леонов и др., 2004, 2005, 1994, 1996; Цхай, Леонов, 1995; Леонов, Сапожников, 1997; Леонов, Стыгар, 2001; Подгорный, Леонов, 2013а, 2013б; Подгорный, 2018; Подгорный, Дмитриева, 2022).

В работе (Подгорный, Дмитриева, 2022) основное внимание уделяли вопросам оценки адекватности имитационной модели экосистемы ВЗ, полное описание которой было дано в работе (Подгорный, 2018). При этом решали несколько важных методических задач, связанных с оценкой эффективности алгоритмов поиска параметров для биогидрохимического блока имитационной модели в условиях недостаточного объема данных наблюдений и сравнительно высокой их дисперсии; оценкой чувствительности модели к изменению значений модельных параметров; оценкой возможных межгодовых различий значений эмпирических параметров модели. Были представлены некоторые результаты модельных расчетов, подтверждающих способность имита-

ционной модели адекватно воспроизводить имеющиеся данные наблюдений.

Имитационное моделирование позволяет реализовать важное положение о необходимости совместного моделирования динамики наиболее важных компонентов биологической системы и среды ее функционирования (Подгорный, 2003, 2018).

Цель настоящей работы — провести модельное исследование динамики процессов биогидрохимической трансформации органических и неорганических соединений азота и фосфора в воде ВЗ с учетом процессов в деятельном слое ДО, а также системно рассмотреть имеющиеся гидробиологические, гидрохимические и гидрофизические знания о процессах, протекающих в экосистеме ВЗ. Важные задачи моделирования, решаемые в данной работе, связаны с изучением внутригодовой динамики соединений азота и фосфора, времени оборота и составляющих баланса соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ, а также степени их временной изменчивости.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Разработка и формирование структуры экологической имитационной модели проведены с учетом имеющейся гидробиологической и гидрохимической базы данных наблюдений АтлантНИРО, которые получают в ходе проведения регулярного многолетнего мониторинга ВЗ. Базы данных содержат сведения о ежемесячных (с марта—апреля по октябрь—ноябрь) измерениях гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей на 6–9 постоянных станциях в пределах российской части ВЗ. Их расположение соответствует гидрологическому и гидрохимическому делению ВЗ. Гидрохимические исследования проводят стандартными методами химического анализа воды (Методы..., 1978; Руководство..., 2003). При выполнении мониторинга на каждой станции измеряют температуру, соленость, прозрачность воды, эпизодически — содержание ВВ. Гидрохимические измерения включают в себя определения растворенного в воде кислорода, БПК₅, pH, аммонийного азота, азота нитритов и нитратов, фосфора фосфатов, валового азота и валового фосфора. Гидробиологические данные содержат сведения о концентрации хлорофилла *a*, первичной продукции, численностях и биомассах основных систематических групп фито-, зоопланктона и бентосных организмов. Кроме этих данных, нами использованы опубликованные материалы исследований экосистемы залива — российской и польской его частей (Гидрометеорологический..., 1971; Чечко, 2002; Chubarenko et al., 2002; Ежова и др., 2004; Науменко, 2007; Chubarenko, Margoński, 2008; Transboundary..., 2008; Александров, 2010; Witek et

al., 2010; Дмитриева, Семенова, 2012). Методика построения математической модели ВЗ, формирования базы исходных данных гидрохимических и гидробиологических наблюдений, методология подготовки входных данных по гидрологическому и гидрометеорологическому режимам залива рассмотрены в работе (Подгорный, 2018). Модель ВЗ разработана на тех же самых теоретических принципах и методологических предпосылках, которые ранее использовали при создании и всесторонней проверке имитационной математической модели для исследования процессов в экосистеме Невской губы Финского залива (Подгорный, 2003; Подгорный, Леонов, 2013а, 2013б; Podgorny, Leonov, 2015). В отличие от модели, которая разработана для Невской губы, в структуру модели ВЗ внесены существенные дополнения и изменения. В частности, в модели ВЗ рассматриваются циклы соединений четырех биогенных элементов (C, N, P, Si); процессы с участием трех систематических групп фитопланктона (диатомовых и зеленых водорослей, цианобактерий); двух групп зоопланктона (мирной и хищной); макрофитов; пяти систематических групп бентосных организмов (хирономид, олигохет, полихет, моллюсков, мизид); учтены процессы биогидрохимической трансформации в верхнем деятельном слое донных отложений; учтено влияние ветроволновой нагрузки на процессы седиментации ВВ и ресуспензии ДО и ряд других процессов.

Структура экологической части имитационной модели экосистемы ВЗ состоит из нескольких базовых блоков (Подгорный, 2018). Основной компонент всей модели — биогидрохимический блок. Его использование после выполнения необходимых процедур параметрической настройки позволяет количественно исследовать механизмы процессов биогидрохимической трансформации соединений C, N, P, Si и динамики растворенного кислорода в экосистеме ВЗ. При этом одновременно учитывают как взаимодействия компонентов экосистемы, так и совокупное воздействие на них природных и антропогенных факторов. В модели реализована совместная математическая формализация процессов трансформации биогенных веществ для водной среды и верхнего (деятельного) слоя ДО. Биогидрохимический блок имитационной модели состоит из двух взаимосвязанных и взаимозависимых частей: “Планктонного блока” и блока “Бентос” (Подгорный, 2018). В данной работе представлены результаты моделирования процессов трансформации только для соединений азота и фосфора.

Структуры циклов азота и фосфора в планктонном блоке модели показаны на рис. 2. На этих схемах символами C_i обозначены концентрации (мг/л) рассматриваемых в модели соединений биогенных элементов. Символами B_i^j обозначены биомассы (мг/л). В этом представлении

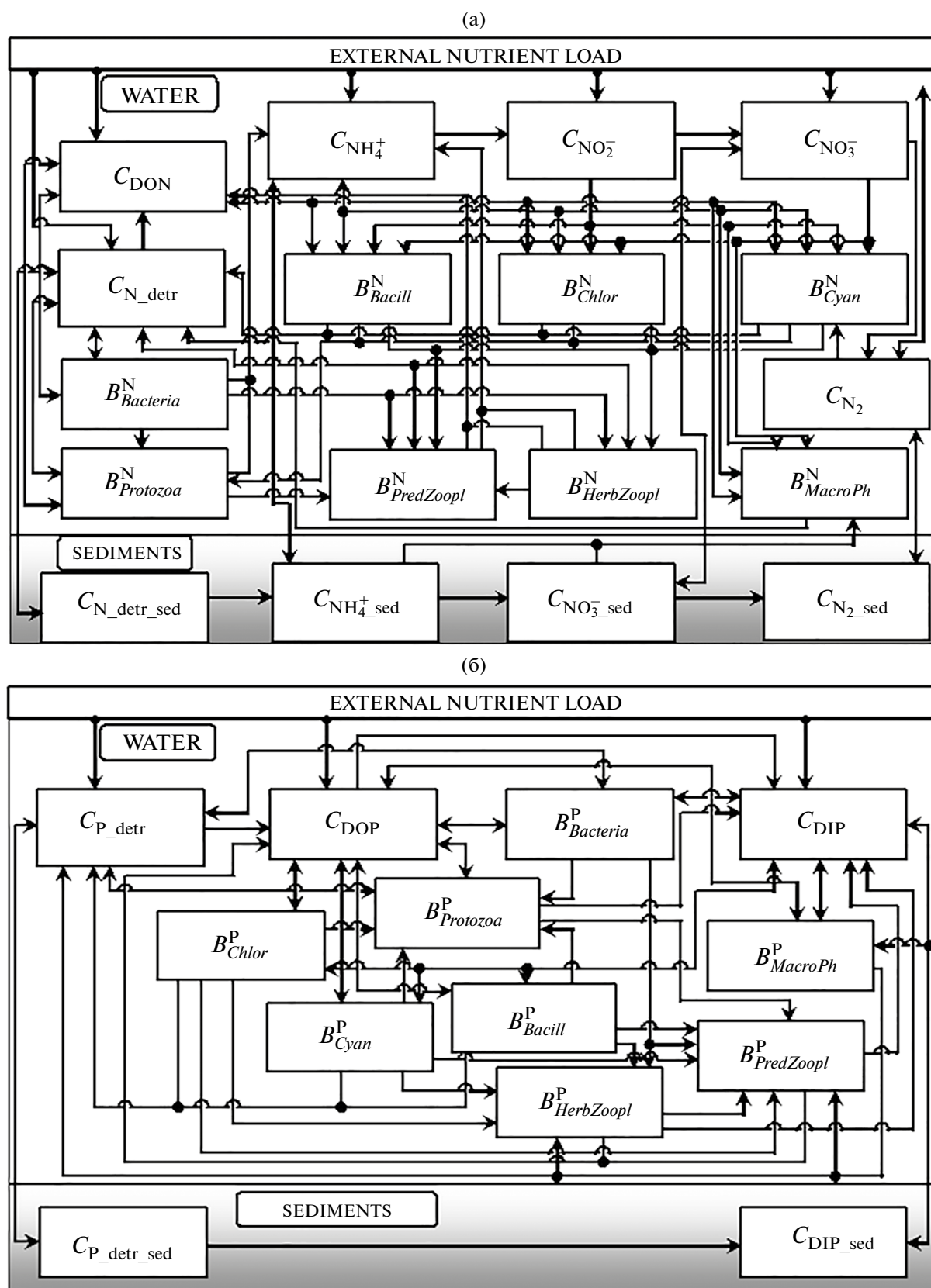


Рис. 2. Структура циклов азота (а) и фосфора (б) в планктонном блоке имитационной модели экосистемы Вислинского залива Балтийского моря. *Bacill* – диатомовые водоросли, *Chlor* – зеленые водоросли, *Cyan* – цианобактерии, *HerbZoopl* – мирный зоопланктон, *MacroPh* – макрофиты, *PredZoopl* – хищный зоопланктон.

индекс i задает сокращенное название биотических компонентов модели, а индекс j определяет, в единицах какого биогенного элемента (N или P) выражена их биомасса.

Построение бентосного и планктонного блоков имитационной модели ВЗ проведено на основе одних и тех же методологических принципов и подходов (Подгорный, 2018). Этим обеспечено внутреннее логическое единство и функциональное единообразие в описании всей совокупности наиболее важных биогидрохимических процессов, которые рассмотрены в модели. Выполнение модельных расчетов требует одновременного использования и планктонного, и бентосного блока модели. Сопряжение этих двух блоков в единый биологический блок происходит через соответствующие потоки вещества. На каждом шаге по времени они определяют скорости изменения всех компонентов модели в результате процессов их биогидрохимической трансформации и внутригодовых биологических циклов.

Вспомогательные блоки имитационной модели позволяют задать значения эмпирических параметров модели; импортировать необходимые для расчетов метеорологические, гидрологические, гидрохимические данные (скорость и направление ветра, температуру и соленость воды, интенсивность солнечной радиации на водной поверхности, внешнюю биогенную нагрузку, интенсивность речного стока, водообмен с Гданьским заливом Балтийского моря), данные натурных наблюдений и начальные данные; выполнить расчеты времени оборота и потоки растворенных и взвешенных веществ между выделенными компонентами модели; осуществить графическое представление результатов моделирования с сохранением всех графиков; сохранить данные моделирования в виде текстовых файлов, а также выполнить экспорт результатов расчетов в таблицы Excel в определенном формате представления данных для последующего их дополнительного анализа. Имеется также важный вспомогательный блок, который позволяет в автоматическом режиме осуществить процедуры подбора ряда эмпирических параметров имитационной модели по имеющимся рядом данных непосредственных наблюдений (Подгорный, 2003; Podgorny, Leonov, 2015).

Для задания внешней биогенной нагрузки на экосистему ВЗ использовали массивы имеющихся данных наблюдений за речным стоком и концентрациями биогенных соединений в воде каждой из рек, впадающих в ВЗ. Кроме того, учитывали поступление соединений биогенных элементов в результате сбросов коммунально-бытовых и промышленных сточных вод г. Калининград. Чтобы задать внешнюю биогенную нагрузку на залив за счет поступления в него морских вод,

использовали имеющиеся измерения концентраций биогенных веществ в верхнем 20-метровом слое воды в северной части Гданьского залива. Необходимые данные по содержанию в морской воде аммонийного азота, нитритного и нитратного азота, общего азота, растворенного неорганического и общего фосфора, неорганического кремния, растворенного в воде кислорода и концентрации хлорофилла a получены из базы данных о состоянии окружающей среды Балтийского моря. Подробно методика подготовки данных по биогенной нагрузке на акваторию ВЗ описана в работе (Подгорный, 2018).

Поскольку с помощью модели изучается внутригодовая динамика циклов разных биогенных элементов, биомассы планктонных и бентосных организмов должны быть одновременно выражены в нескольких единицах (Подгорный, 2018). С учетом выбранной структуры модели и уровня описания циклов биогенных элементов биомассы гетеротрофного бактериопланктона выражены в единицах C, N, P, Si; биомассы простейших организмов, диатомовых водорослей, хищного зоопланктона, хирономид, олигохет, полихет, моллюсков, мизид — в единицах N, P, Si; цианобактерий и зеленых водорослей, хищного зоопланктона, макрофитов — в единицах N, P. В планктонном блоке имитационной модели рассматриваются 45 переменных состояния, из них 35 переменных относятся к водной среде и 10 — к ДО. В блоке “Бентос” модели экосистемы ВЗ рассматриваются 15 переменных состояния.

В данной работе параметрическая настройка модели и модельные расчеты проведены для периода 1998–2000 гг. с применением только пространственно-однородного варианта модели. Файлы входных данных подготовлены с помощью процедур сплайн-интерполяции (Подгорный, 2018) с дополнительным применением алгоритмов моделирования нормально распределенных случайных величин (Брандт, 2003).

В модели для пересчета значений сырой биомассы в биомассу, выраженную в единицах углерода, азота, фосфора, кремния использовали следующие соотношения (Гутельмахер, 1986; Andersen, Hessen, 1991; Witek et al., 2010; Kiørboe, 2013; Подгорный, 2018): в 1 мг сырой биомассы бактериопланктона, простейших организмов, фитопланктона, зоопланктона, хирономид, олигохет, полихет и мизид в среднем содержится 0.1 мг углерода (10%), в 1 мг сырой биомассы моллюсков — 0.05 мг углерода (5%); для бактериопланктона, простейших организмов, зоопланктона соотношение C : N : P : Si равно 40 : 10 : 1 : 10, для фитопланктона — 40 : 7 : 1 : 17, для моллюсков — 150 : 10 : 1 : 2; для хирономид, олигохет, полихет и мизид — 90 : 20 : 2 : 1.

Для каждого из трех лет (1998, 1999 и 2000 гг.) все модельные расчеты проводили для всего года (с 1 января по 31 декабря). Шаг по времени был 0.1 сут. При вычислениях принимали, что средняя глубина воды 2.7 м, объем воды $2.3 \times 10^9 \text{ м}^3$.

Начальные значения переменных имитационной модели при выполнении процедур поиска параметров задавали либо по имеющимся данным наблюдений, либо путем экспертных оценок с последующим их уточнением с помощью автоматически выполняемых процедур оптимизации (Подгорный, 2003; Podgorny, Leonov, 2015). В качестве начальных значений концентрации Chl_a (хлорофилла *a*) и глубины видимости белого диска (Z_{white}) использовали данные непосредственных наблюдений этих переменных для рассматриваемых лет (1998–2000 гг.) (Witek et al., 2010). Начальные значения коэффициента экстинкции для каждого года выполнения калибровочных расчетов вычисляли по формуле $\epsilon = 1.7 / Z_{white}$ (Александров, 2010; Witek et al., 2010).

При проведении численных экспериментов и выполнении процедур подбора эмпирических параметров имитационной модели задавали постоянными значения (в долях единицы) коэффициентов предпочтения потребления гидробионтами тех или иных пищевых субстратов – соединений азота и фосфора. У каждого i -го гидробионта, питающегося на n субстратах, для коэффициентов предпочтения должно выполняться условие нормировки, т. е. равенство $\sum_{j=1}^n Pref_{i,j} = 1$ (Подгорный, 2018).

В качестве показателя адекватности модели использован критерий Тейла (Theil, 1971). Процедура подбора параметров биогидрохимического блока имитационной модели формализована в виде алгоритма прямого поиска (Подгорный, 2003; Podgorny, Leonov, 2015). При выполнении калибровки модели использовали имеющиеся данные многолетних гидрохимических (разные компоненты соединений углерода, азота, фосфора, кремния) и гидробиологических (хлорофилл *a*, фито-, зоопланктон, бентос) наблюдений.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Результаты моделирования показали, что по характерным особенностям внутригодовой динамики значений времени оборота модельных переменных, а также потоков растворенных и взвешенных веществ между выделенными компонентами модели, можно выделить три временных промежутка: 1–120, 121–273, 274–365 сут. В соответствии с этим далее будут представлены основные количественные показатели трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ.

Растворенный органический азот (рис. 3). В течение первых 120 сут концентрация DON в воде

ВЗ менялась в пределах от 0.24 до 0.51 мг/л и в среднем была ~0.35 мг/л. В этот период временная изменчивость содержания DON в воде относительно невелика. Коэффициент вариации не превышал 20%. Во временном промежутке 121–273 сут концентрация DON в воде постепенно снижалась. В этот период существенно возрасла временная изменчивость. Коэффициент вариации был близок к 50%. В промежутке 120–273 сут концентрация DON в воде ВЗ менялась в пределах 0.14–0.55 мг/л, в среднем ~0.26 мг/л. С 274 до 365 сут средняя концентрация DON в воде увеличилась до 0.2 мг/л, диапазон изменения был 0.15–0.3 мг/л. Коэффициент вариации не превышал 19%.

Количественная оценка значений времени оборота DON позволяет оценить интенсивность круговорота DON в экосистеме ВЗ. Данные моделирования показали, что в промежутке 1–120 сут среднее время оборота DON достигает ~14 сут, диапазон изменчивости – от 8 до 19 сут. На втором временном промежутке среднее время оборота снижается до 4.6 сут, минимальное значение – 2.4 сут. Это свидетельствует о существенной интенсификации биогидрохимических процессов трансформации DON. К концу года время оборота DON снова увеличивается (в среднем 9 сут), диапазон изменчивости – от 4 до 14 сут.

Модельный расчет составляющих баланса DON в экосистеме ВЗ показал, что во временных промежутках 1–120 и 274–365 сут наиболее важные факторы, определяющие содержание DON в воде залива, – его поступление из внешних источников и вынос в море. На втором временном промежутке существенно возрастает роль внутриводоемных процессов биогидрохимической трансформации. Наиболее важны процессы потребления DON гетеротрофными бактериями, экскреции DON планктонными и бентосными организмами. Достаточно существенна и роль простейших организмов. В суммарном годовом балансе потребление DON простейшими достигает примерно половины суммарного потребления DON гетеротрофными бактериями.

Аммонийный азот (рис. 4). Результаты модельных расчетов показали, что в течение всего года минимальные концентрации аммонийного азота в воде ВЗ были 0.04–0.05 мг/л, максимальные менялись в пределах 0.07–0.14 мг/л, а средние – 0.05–0.08 мг/л. Временная изменчивость $N - NH_4^+$ достаточно невелика. Для выделенных временных промежутков значения коэффициентов вариации варьировали от 17 до 20%.

Данные моделирования показали, что на промежутке 1–120 сут среднее время оборота $N - NH_4^+$ достигает ~4 сут, а диапазон изменчивости – 1.8–6.7 сут. На втором временном промежутке среднее время оборота снижается до 2.2 сут,

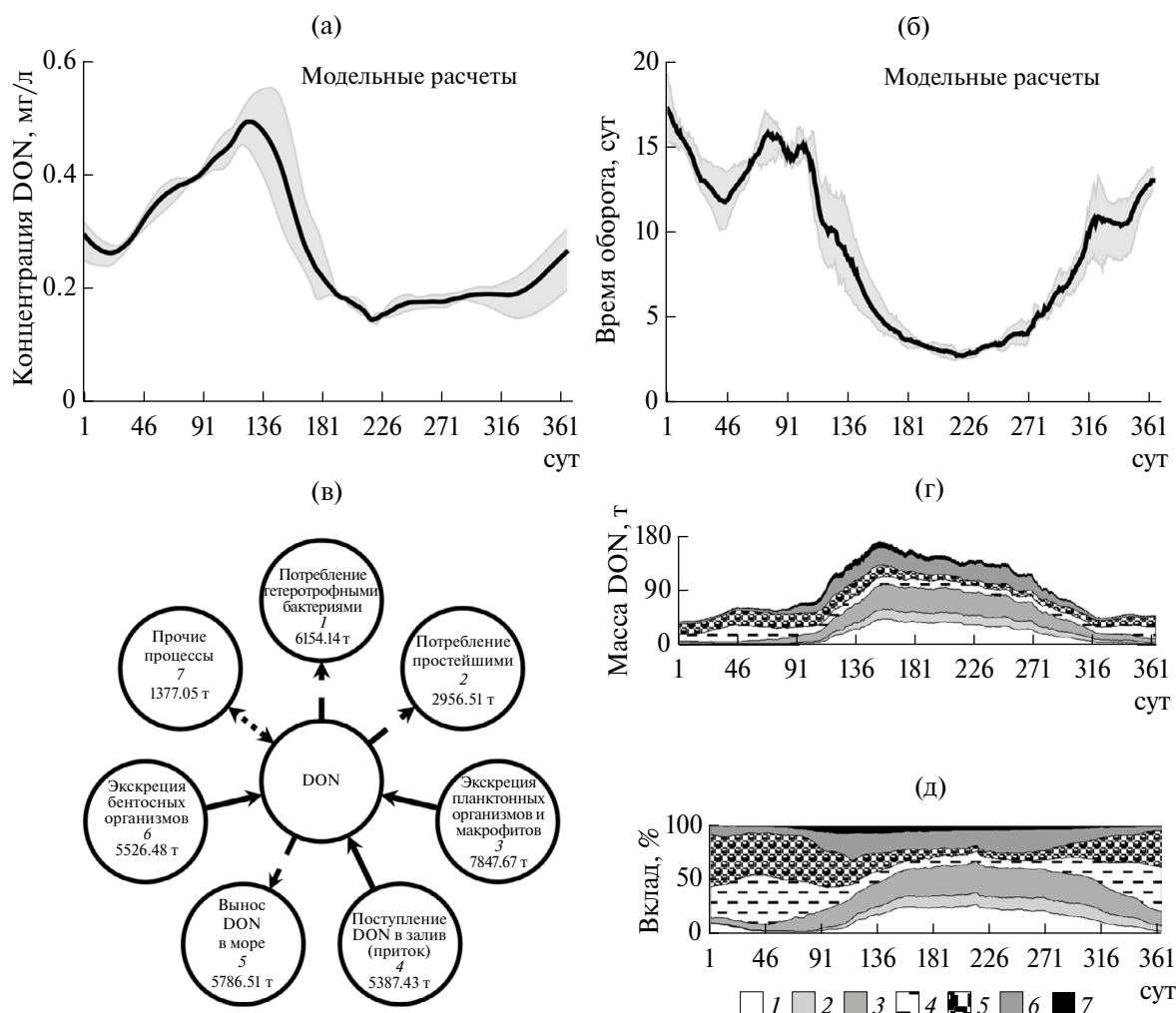


Рис. 3. Результаты моделирования внутригодовой динамики растворенного органического азота: а – концентрации DON, времени оборота (б) и составляющих баланса DON (значения даны в т/год) (в–д) в экосистеме ВЗ. Здесь и на рис. 4–10: а, б – сплошными черными линиями даны средние многолетние значения концентраций на каждые сутки года, серым цветом – пределы изменчивости концентраций; в – черными сплошными стрелками показаны те составляющие баланса, которые увеличивают содержание того или иного соединения азота или фосфора, черными прерывистыми стрелками – те, которые уменьшают, черными прерывистыми двойными стрелками – те, которые могут как уменьшать, так и увеличивать; цифрами в кружках обозначена нумерация составляющих баланса, названия которых даны в каждом кружке. Эта же нумерация использована на (г) и (д).

а минимальное значение – 1.5 сут. К концу года время оборота $N - NH_4^+$ становится в среднем 3.8 сут, а диапазон изменчивости – 2.2–5.2 сут. На указанных временных промежутках значения коэффициентов вариации для времени оборота $N - NH_4^+$ менялись от 17 до 22.5%.

Модельные расчеты показали, что среди компонентов баланса аммонийного азота, которые увеличивают содержание $N - NH_4^+$ в воде ВЗ, наиболее важные – поступление из внешних источников (особенно в весенний и осенний периоды), а также процессы экскреции $N - NH_4^+$ планктонными и бентосными организмами и макрофитами. Наиболее значимый процесс, который уменьшает содержание аммонийного азо-

та в воде, – биогидрохимическая трансформация $N - NH_4^+$ в $N - NO_2^-$. В суммарном годовом балансе на каждый из двух процессов (потребление $N - NH_4^+$ фитопланктоном и вынос $N - NH_4^+$ в море) приходится ~1/5 трансформации $N - NH_4^+$ в $N - NO_2^-$.

Азот нитритов (рис. 5). Модельные расчеты показали, что в течение всего года минимальные концентрации азота нитритов в воде ВЗ были 0.02–0.03 мг/л, максимальные менялись в пределах от 0.05 до 0.07 мг/л, средние – от 0.04 до 0.06 мг/л. Временная изменчивость $N - NO_2^-$ невелика. Для выделенных временных промежутков значения коэффициентов вариации варьировали от 13.8 до 15%.

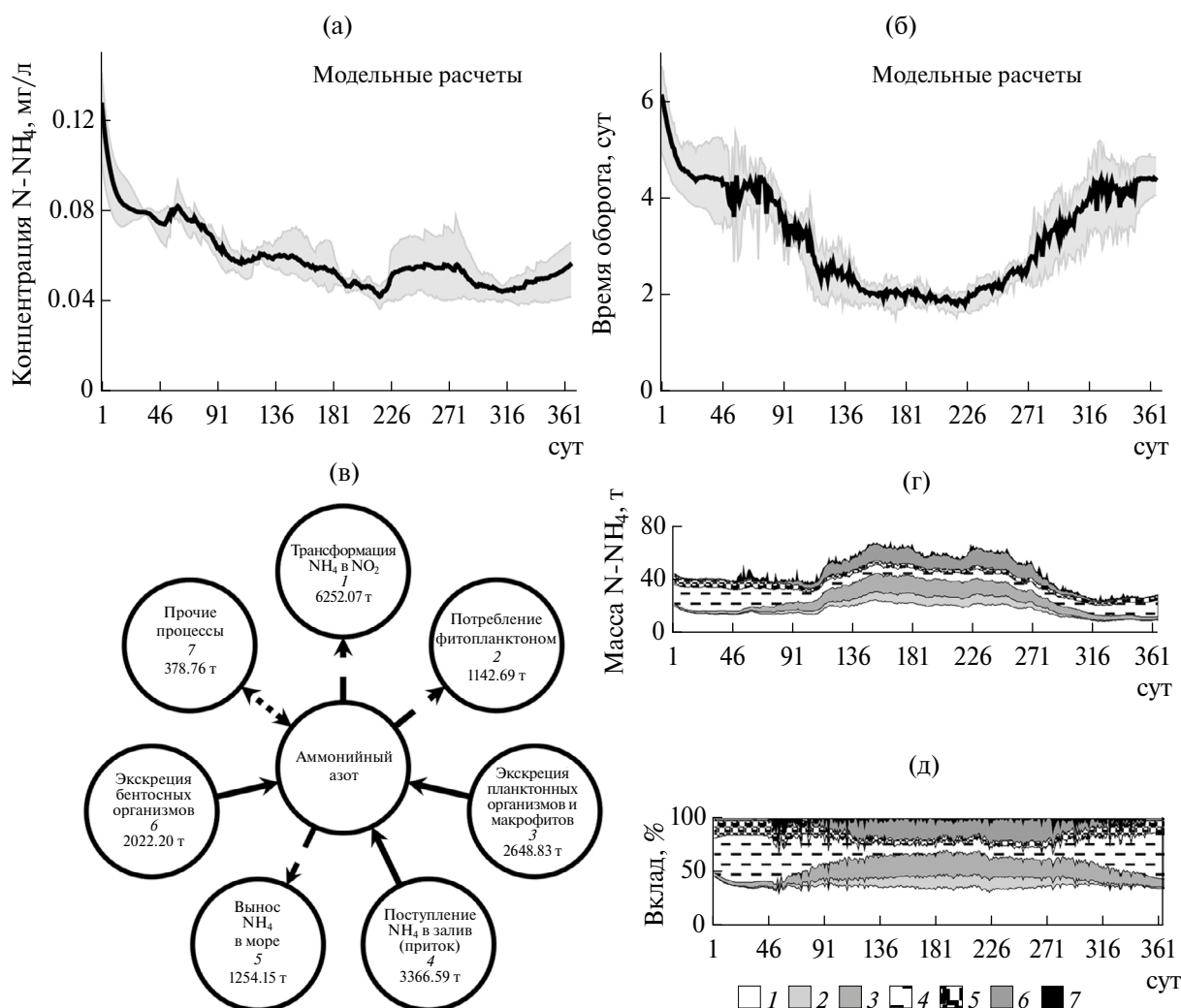


Рис. 4. Результаты моделирования внутригодовой динамики концентрации аммонийного азота (а), времени оборота (б) и составляющих баланса (в–д) $N-NH_4^+$ в экосистеме ВЗ.

Данные моделирования показали, что среднее время оборота $N-NO_2^-$ на промежутках 1–120 и 274–365 сут достигает ~ 3.6 сут, в течение 121–273 сут – ~ 2.1 сут. Полученные значения в высокой степени сопоставимы со средним временем оборота $N-NH_4^+$ на указанных промежутках. Это свидетельствует о тесной сопряженности процессов биогидрохимической трансформации. Для выделенных временных промежутков значения коэффициентов вариации времени оборота $N-NO_2^-$ менялись от 15 до 18.7%.

Наиболее значимые процессы, определяющие содержание $N-NO_2^-$ в воде ВЗ, – процессы биогидрохимической трансформации $N-NH_4^+$ в $N-NO_2^-$ и $N-NO_2^-$ в $N-NO_3^-$. Другие процессы оказывают существенно меньшее влияние.

Азот нитратов (рис. 6). Наиболее высокое содержание азота нитратов в воде ВЗ было в течение первых 120 сут. В этот период концентрация $N-NO_3^-$ менялась от 0.32 до 0.64 мг/л, а ее сред-

нее значение достигало 0.51 мг/л. Коэффициент вариации приближался к 16%. На временном промежутке 121–273 сут концентрация $N-NO_3^-$ в воде постепенно снижалась. Средняя концентрация уменьшалась до 0.17 мг/л (в 3 раза), диапазон изменения был 0.11–0.34 мг/л. В этот период возрастала временная изменчивость. Коэффициент вариации был близок к 30%. Во временном промежутке 274–365 сут средняя концентрация $N-NO_3^-$ в воде увеличивалась до 0.23 мг/л, диапазон изменения был 0.13–0.41 мг/л. Коэффициент вариации не превышал 29%.

Данные моделирования показали, что среднее время оборота $N-NO_3^-$ на промежутках 1–120 и 274–365 сут достигал ~ 12.7 сут, в течение 121–273 сут – ~ 8.8 сут. Диапазоны изменчивости были 9.9–16.7 сут для первого промежутка, 6.5–12.2 сут для второго и 8.6–15.9 сут – для третьего. В течение модельного года значения коэффициентов вариации для времени оборота $N-NO_3^-$ варьировали от 9.6 до 13.9%.

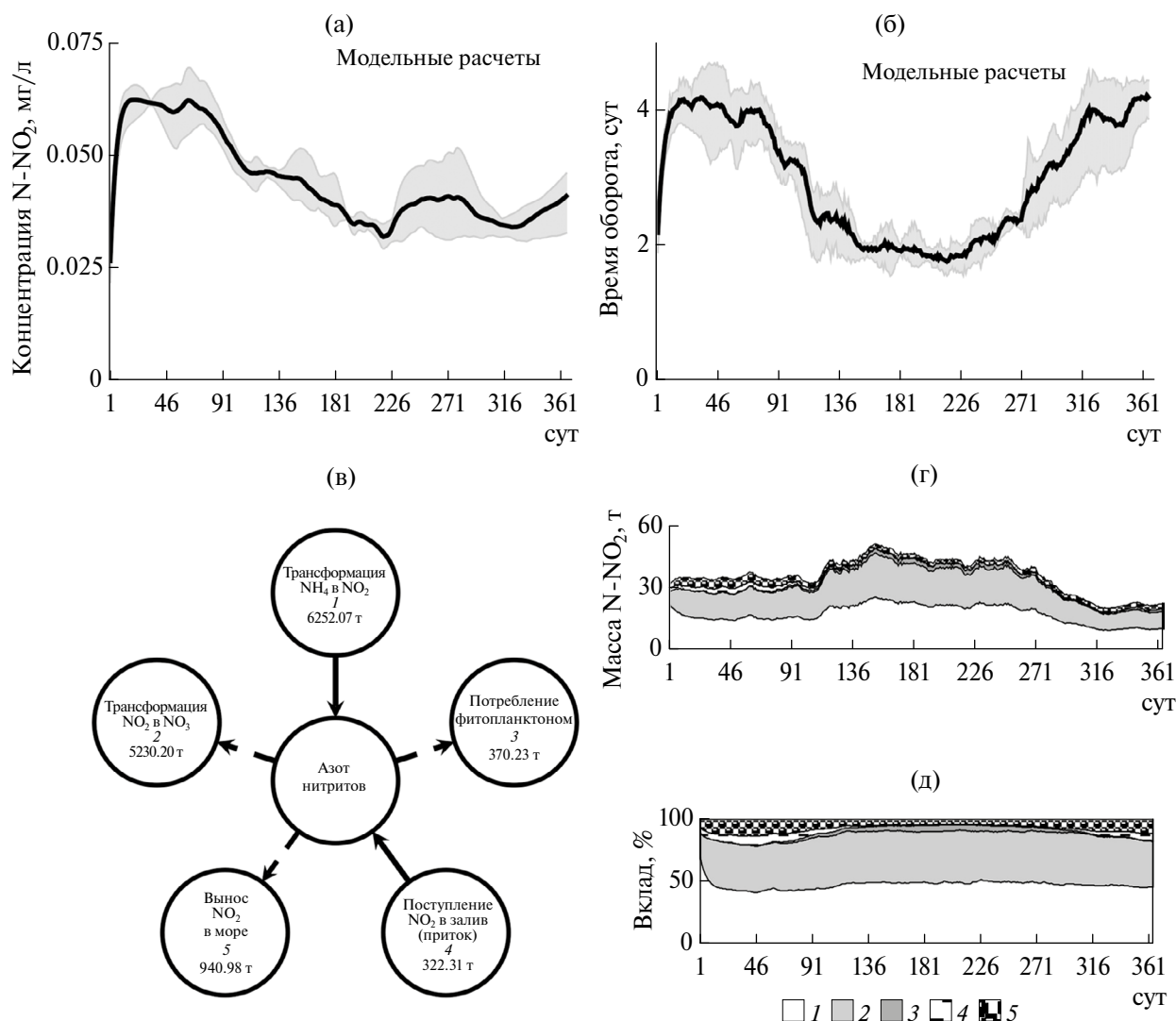


Рис. 5. Результаты моделирования внутригодовой динамики азота нитритов (а), времени оборота (б) и составляющих баланса (в-д) $N - NO_2^-$ в экосистеме ВЗ.

Модельные расчеты показали, что среди компонентов баланса азота нитратов, которые увеличивают содержание $N - NO_3^-$ в воде ВЗ, наиболее важны процессы, связанные с биогидрохимической трансформацией $N - NO_2^-$ в $N - NO_3^-$, а также поступлением $N - NO_3^-$ из внешних источников. Вклад притока $N - NO_3^-$ в залив особенно значим в весенний и осенний периоды. Среди компонентов баланса азота нитратов, которые уменьшают содержание $N - NO_3^-$ в воде ВЗ, наиболее значимы процессы потребления $N - NO_3^-$ фитопланктоном, вынос в море и трансформация $N - NO_3^-$ в свободный азот N_2 .

Азот в составе детрита (рис. 7). Содержание азота в составе детрита в воде ВЗ в течение первых 120 сут по мере активизации биотических процессов возрастает. В этот период его средняя концентрация достигает 0.16 мг/л, диапазон изменчивости — 0.01–0.32 мг/л. В остальное время

года средняя концентрация N_Detr в экосистеме ВЗ находится на уровне 0.22 мг/л, а диапазон его изменений — в границах 0.17–0.29 мг/л. Изменчивость N_Detr для временного промежутка 121–365 сут выражена незначительно. Значения коэффициентов вариации не превышают 10–15%.

Данные моделирования показали, что на промежутке 1–120 сут среднее время оборота N_Detr — ~9.7 сут, диапазон изменчивости — от 2.4 до 14.4 сут. На втором временном промежутке (121–273 сут) среднее время оборота снижается до 7.7 сут, а минимальное значение достигает 4.6 сут. К концу года (промежуток 274–365 сут) время оборота N_Detr снова увеличивается (в среднем 11.9 сут), диапазон изменчивости — от 5.6 до 15.4 сут. На указанных временных промежутках значения коэффициентов вариации для времени оборота N_Detr менялись от 20.6 до 26.5%. Следует отметить высокую внутригодовую изменчивость

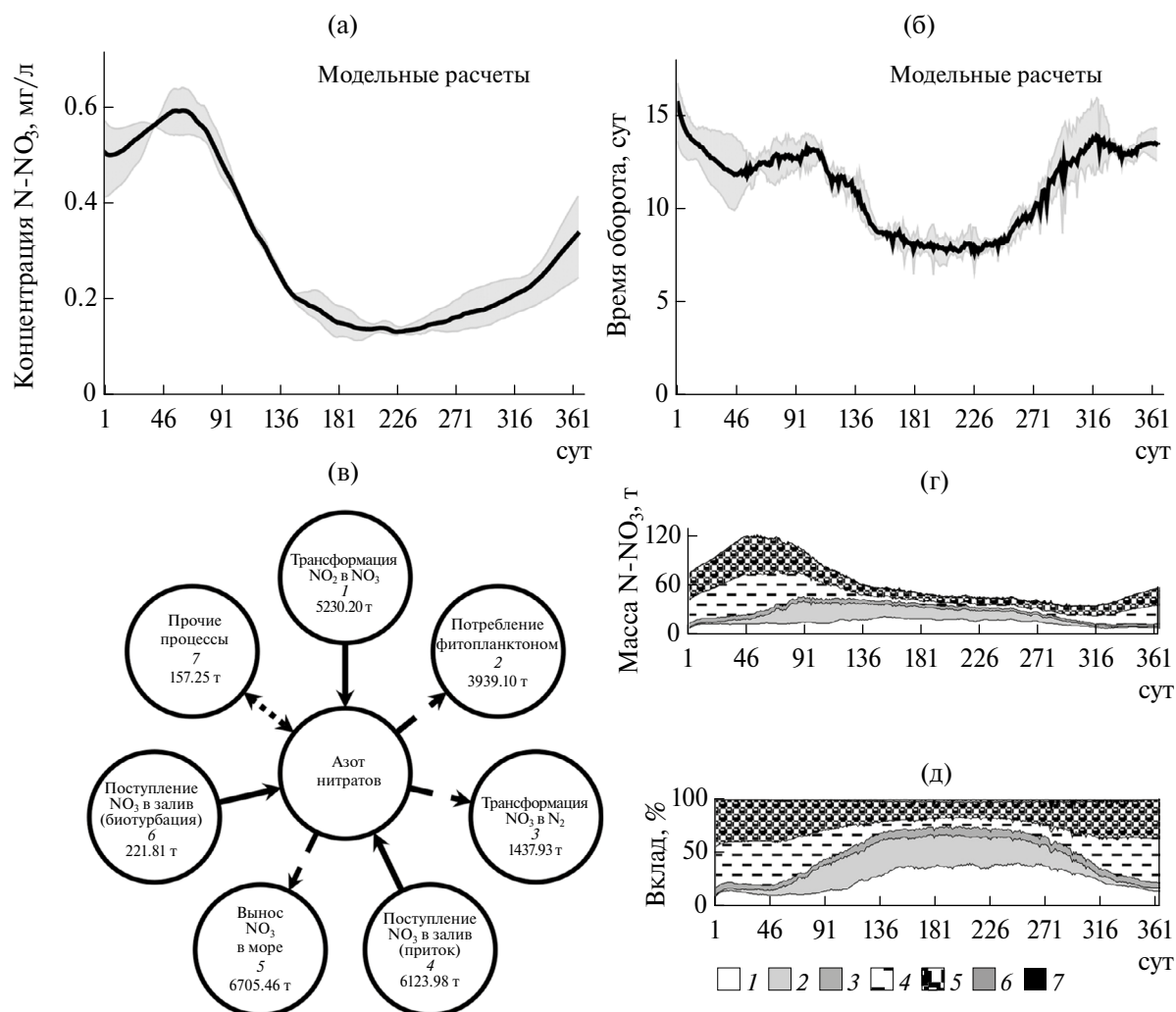


Рис. 6. Результаты моделирования внутригодовой динамики концентрации (а) азота нитратов, времени оборота (б) и составляющих баланса (в-д) $N-NO_3^-$ в экосистеме ВЗ.

времени оборота N_Detr , особенно высокую в осенне-зимний период. Такая изменчивость обусловлена усилением ветровой активности и волнового воздействия в эти месяцы года и, как следствие, их влиянием на процессы оседания детрита в водной толще и ресуспензии верхнего слоя донных отложений. При сильных ветрах процесс осадения взвесей может в значительной степени блокироваться, а интенсивность ресуспензии ДО — существенно возрастет.

Образование пула азота в составе детрита в ВЗ происходит главным образом в результате процесса отмирания планктонных, бентосных организмов и макрофитов. Следует отметить достаточно существенную роль простейших организмов. В периоды усиления ветровой активности возрастает роль ресуспензии верхнего слоя ДО. Важный источник N_Detr — его поступление в залив со стоком рек. Среди компонентов баланса азота в составе детрита, которые уменьшают содержание

N_Detr в воде ВЗ, наиболее значимы процессы потребления N_Detr гетеротрофными бактериями, вынос его в море, процессы седиментации, потребление детрита мирным зоопланктоном.

Растворенный органический фосфор (рис. 8). Результаты моделирования показали, что внутригодовая динамика содержания DOP в водной среде ВЗ не имеет четко выраженных сезонных особенностей. На протяжении всего года средняя концентрация DOP в воде близка к 0.02 мг/л. Диапазон изменений значений DOP невелик: от 0.01 до 0.03 мг/л. Коэффициенты вариации для рассматриваемых временных промежутков меняются от 14.9 до 18.8%.

Данные моделирования показали, что на промежутке 1–120 сут среднее время оборота DOP достигает ~12 сут, диапазон изменчивости — от 4.2 до 16.5 сут. На втором временном промежутке среднее время оборота снижается до 3.5 сут, а минимальное значение — 2.4 сут. Это свидетельству-

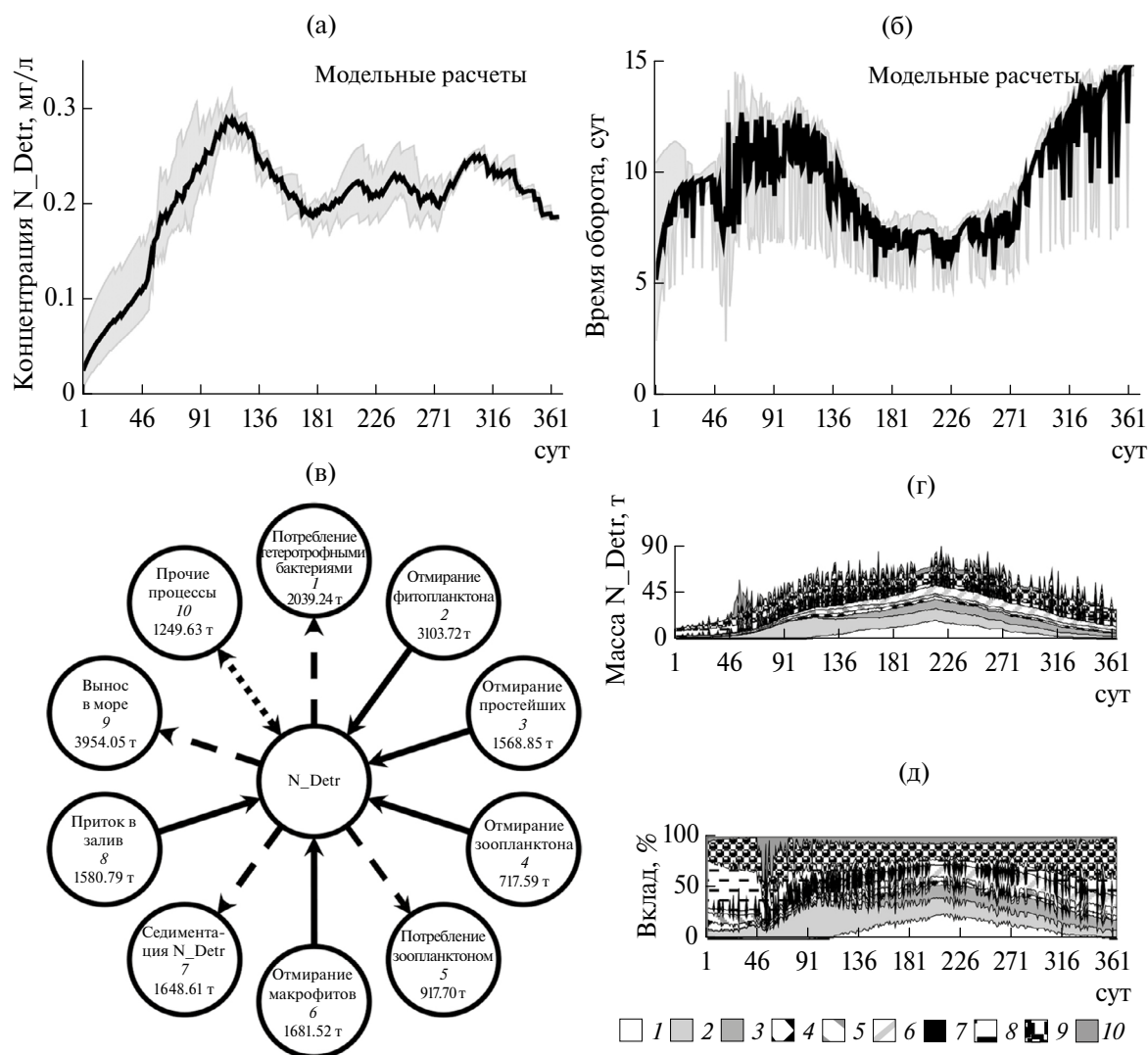


Рис. 7. Результаты моделирования внутригодовой динамики концентрации (а) азота в составе детрита (N_{Detr}), времени оборота (б) и составляющих баланса (в–д) N_{Detr} в экосистеме ВЗ.

ет о существенной интенсификации биогидрохимических процессов трансформации DOP. К концу года на временном промежутке 274–365 сут время оборота DOP снова увеличивается в среднем до 10 сут, а диапазон изменчивости — от 4.4 до 16.7 сут. Коэффициенты вариации для рассматриваемых временных промежутков меняются в пределах 20–31%.

Данные моделирования свидетельствуют, что наиболее важный источник поступления DOP в водную среду ВЗ — процесс экскреции PОВ планктонными организмами и макрофитами. По сравнению с этим экскреция DOP бентосными организмами меньше в 3.6 раза, а поступление DOP с речным стоком — в 5.5 раз. Наиболее важные процессы, которые приводят к уменьшению содержания DOP в водной среде, — потребление DOP гетеротрофными бактериями, фитопланктоном и простейшими, а также вынос DOP из залива в

море. В суммарном годовом балансе потребление DOP простейшими — ~50% суммарного потребления DOP гетеротрофными бактериями.

Растворенный неорганический фосфор (рис. 9). Данные моделирования показали, что на промежутке 1–120 сут наблюдается весенний максимум концентраций DIP в воде ВЗ. Он обусловлен процессами зимней аккумуляцией DIP, а также поступлением паводковых вод в залив. Средняя концентрация DIP в этот период — ~0.023 мг/л, диапазон изменения — 0.004–0.039 мг/л. Для первого временного промежутка свойственна высокая степень изменчивости содержания DIP в воде (коэффициент вариации 42.3%). Активизация и усиление вегетации фитопланктона приводит к снижению DIP до минимальных значений. На втором временном промежутке содержание DIP в воде ВЗ начинает возрастать (средняя концентрация ~0.018 мг/л, диапазон изменения 0.006–

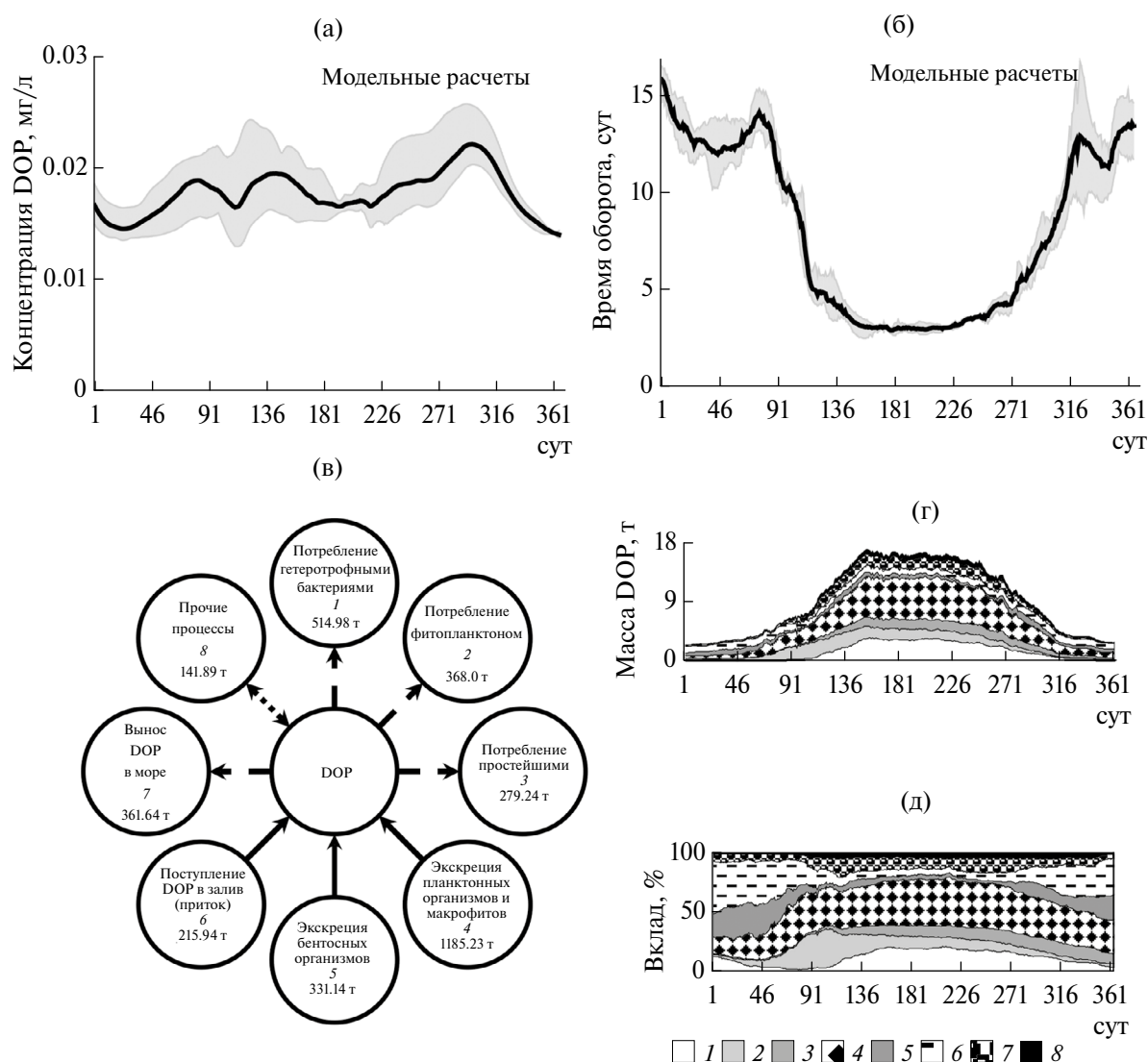


Рис. 8. Результаты моделирования внутrigодовой динамики концентрации (а) растворенного органического фосфора (DOP), времени оборота (б) и составляющих баланса (в–д) DOP в экосистеме ВЗ.

0.030 мг/л). Заметно уменьшается временная изменчивость (коэффициент вариации 30.0%). На третьем временном промежутке содержание DIP в воде ВЗ продолжает увеличиваться, средняя концентрация ~0.028 мг/л, диапазон изменения — 0.019–0.036 мг/л, коэффициент вариации — ~16%.

Данные моделирования показали, что на промежутке 1–120 сут среднее время оборота DIP достигает ~9.4 сут, диапазон изменчивости — от 2.6 до 14.9 сут. На втором временном промежутке среднее время оборота снижается до 4.8 сут, минимальное значение — 2.8 сут. Это свидетельствует о существенной интенсификации биогидрохимических процессов трансформации DIP. К концу года (промежуток 274–365 сут) время оборота DIP снова увеличивается (в среднем

12.3 сут), диапазон изменчивости тоже возрастает (6.7–16.7 сут). Коэффициенты вариации для рассматриваемых временных промежутков меняются в пределах 21.2–33.6%.

Имеет место достаточно высокая степень соответствия основных качественных особенностей и характера временной динамики времени оборота для DOP и DIP. Это свидетельствует о наличии тесной сопряженности процессов трансформации органических и неорганических соединений фосфора в воде ВЗ.

Данные моделирования свидетельствуют, что наиболее важные источники поступления DIP в водную среду ВЗ — процессы экскреции DIP гетеротрофными бактериями, простейшими, планктонными и бентосными организмами, а также поступление DIP в залив со стоком рек. В сум-

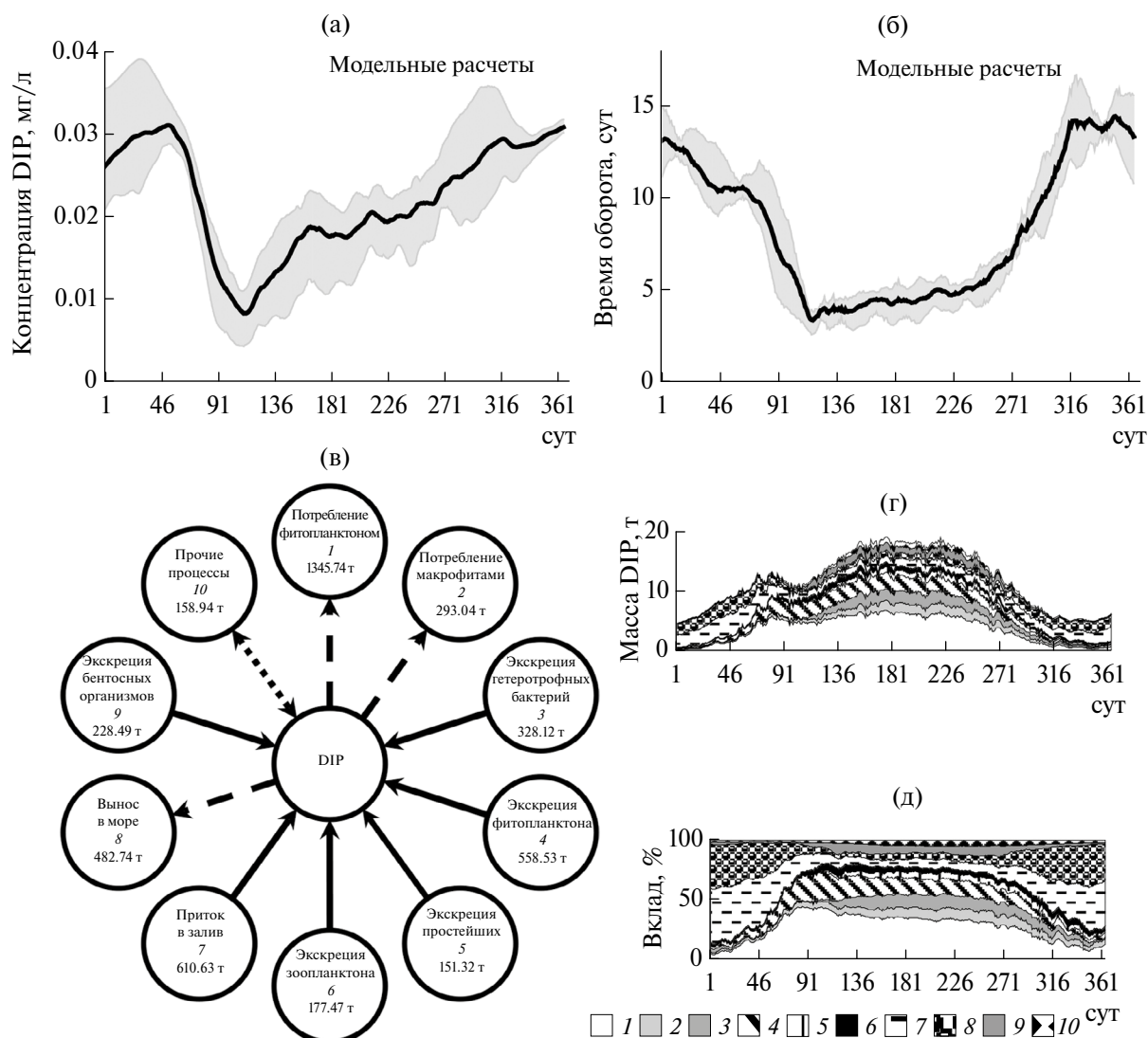


Рис. 9. Результаты моделирования внутригодовой динамики концентрации (а) растворенного неорганического фосфора (DIP), времени оборота (б) и составляющих баланса (в–д) DIP в экосистеме ВЗ.

марном годовом балансе уровень экскреции DIP гетеротрофными бактериями примерно в два раза ниже, чем фитопланктона, а простейшими и зоопланктонными организмами — сопоставим между собой. Наиболее важные процессы, приводящие к уменьшению содержания DIP в водной среде, — потребление DIP фитопланктоном и макрофитами, а также вынос DIP из залива в море.

Фосфор в составе детрита (рис. 10). Содержание фосфора в составе детрита в воде ВЗ в течение первых 120 сут по мере активизации биотических процессов возрастает. В этот период его средняя концентрация — 0.022 мг/л, диапазон изменения — 0.002–0.045 мг/л. В остальное время года средняя концентрация P_Detr в экосистеме ВЗ находится на уровне 0.035–0.039 мг/л, диапазон его изменений — 0.027–0.045 мг/л. Изменчивость P_Detr для временного промежутка 121–365 сут

выражена незначительно. Значения коэффициентов вариации не превышают 9.6–12%.

Данные моделирования показали, что в первые 120 сут среднее время оборота P_Detr достигает ~12.0 сут, диапазон изменчивости — 4.2–16.8 сут. На втором временном промежутке среднее время оборота снижается до 9.5 сут, минимальное значение — 7.4 сут. К концу года время оборота P_Detr снова увеличивается (в среднем 15.3 сут), диапазон изменчивости — 10.7–18.2 сут. Для указанных временных промежутков коэффициенты вариации времени оборота P_Detr менялись от 11.6 до 14.2%. Данные моделирования показали, что в течение всего года время оборота P_Detr на 2–3 сут выше времени оборота N_Detr.

Образование пула фосфора в составе детрита в ВЗ происходит главным образом в результате процесса отмирания планктонных, бентосных

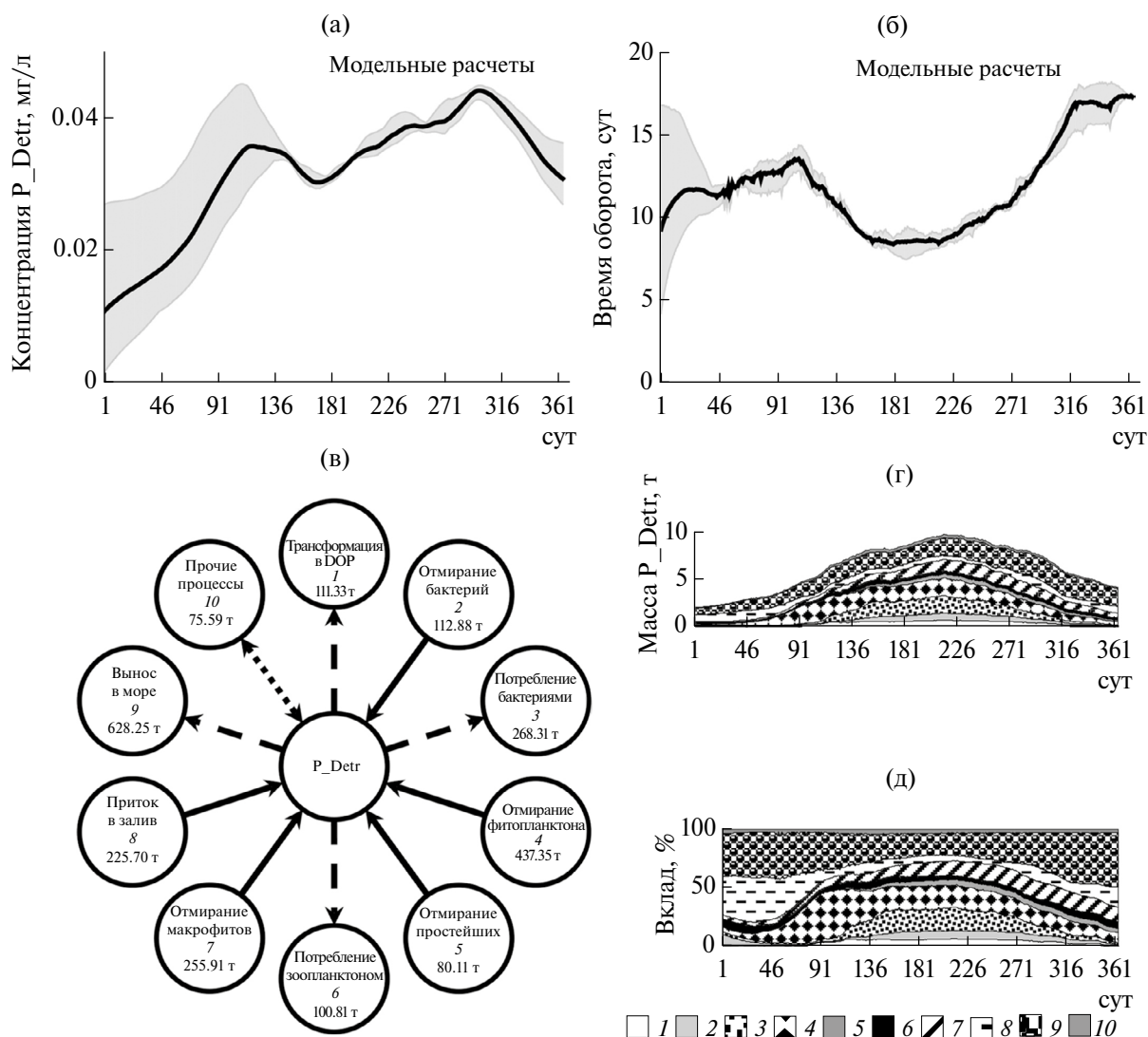


Рис. 10. Результаты моделирования внутригодовой динамики концентрации (а) фосфора в составе детрита (P_{Detr}), времени оборота (б) и составляющих баланса (в–д) P_{Detr} в экосистеме ВЗ.

организмов и макрофитов. Следует отметить достаточно существенную роль простейших организмов. Важный источник P_{Detr} — его поступление в залив со стоком рек. Среди компонентов баланса фосфора в составе детрита, которые уменьшают содержание P_{Detr} в воде ВЗ, наиболее значимы процессы его трансформации в DOP, потребление P_{Detr} гетеротрофными бактериями, вынос P_{Detr} в море, а также потребление детрита мирным зоопланктоном.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Имитационная модель экосистемы ВЗ Балтийского моря показала свою эффективность. Ее применение позволило получить количественные оценки по важнейшим компонентам и особенностям функционирования экосистемы ВЗ, в том

числе и по тем из них, которые не охвачены регулярными мониторинговыми исследованиями. Выполненная ранее параметрическая настройка и модельные расчеты выявили достаточно хорошее качественное и количественное соответствие результатов моделирования данным непосредственных наблюдений (Подгорный, Дмитриева, 2022). В рамках данной работы нами рассмотрены наиболее важные особенности внутри- и межгодовой динамики и изменчивости состояния экосистемы ВЗ, закономерности процессов биогидротрансформации и круговорота важнейших соединений биогенных элементов — азота и фосфора.

Характер временной динамики соединений азота и фосфора в экосистеме ВЗ существенным образом зависит от совокупности гидрохимических и гидробиологических процессов и их взаимодействия, а также от влияния гидрологических

и гидрофизических процессов в тот или иной момент времени. Например, особенности временной динамики DON и DOP существенно различаются (рис. 3а, 8а) из-за различий структуры и интенсивности процессов биогидрохимической трансформации в циклах азота и фосфора, в результате чего с течением времени формируется определенный уровень концентраций растворенных ОБ. В то же время временная динамика $N - NH_4^+$ и $N - NO_2^-$ качественно похожи, поскольку главенствует процесс гидрохимической трансформации $N - NH_4^+$ в $N - NO_2^-$. Заметное влияние на изменчивость временной динамики соединений азота и фосфора оказывают процессы ветрового воздействия (перемешивания) и обмена на границе вода — донный слой ДО. В зависимости от скорости ветра могут существенно изменяться условия и интенсивность процессов осаждения взвесей и ресуспензии верхнего слоя ДО. При сильных ветрах процесс осаждения взвесей может в значительной степени блокироваться, а интенсивность ресуспензии ДО — существенно возрастать. Роль ветровой нагрузки наиболее существенна в осенне-зимние месяцы года, когда возрастает частота сильных ветров и штормов. В весенний и осенний периоды увеличивается сток рек, а вместе с ним — и внешняя биогенная нагрузка на акваторию ВЗ. Как правило, в эти периоды возрастает и степень временной изменчивости соединений азота и фосфора в водной среде.

Обращает на себя внимание высокая степень соответствия основных качественных и количественных особенностей характера временной динамики значений времени оборота для DON и DOP. Это свидетельствует о тесной сопряженности процессов трансформации растворенных органических веществ в воде ВЗ. В качественном отношении основные особенности временной динамики времени оборота N_Detr и P_Detr также совпадают. Однако для всех трех рассматриваемых временных промежутков можно отметить более высокие значения времени оборота для P_Detr по сравнению с N_Detr . В среднем различия достигают 2 сут. Модельные вычисления позволили сделать вывод о единообразном характере временной динамики значений времени оборота для минеральных соединений азота и фосфора. Для всех рассматриваемых временных промежутков средние значения времени оборота для $N - NH_4^+$ и $N - NO_2^-$ почти совпадают, для $N - NO_3^-$ они выше на 6.5–9 сут. Время оборота DIP по сравнению с $N - NO_3^-$ ниже на 3–4 сут на первом и втором временном промежутке и почти не отличается — на третьем.

Модельные расчеты потоков веществ позволили рассчитать балансы и оценить вклад тех или иных компонентов модели и процессов с течением времени и суммарно за год. Моделирование показало, что поступление DON, DOP, N_Detr и

P_Detr в залив из внешних источников и вынос в Балтийское море — важные процессы, которые регулируют содержание растворенных органических и взвешенных веществ в экосистеме ВЗ. Расчеты годовых балансов PОВ и ВВ показали, что их вынос из залива превышает поступление. Модельными расчетами балансов для азота нитритов и нитратов, растворенного неорганического фосфора установлено, что и для этих соединений биогенных элементов вынос из залива в море выше поступления в ВЗ, а для аммонийного азота — ниже. Все это свидетельствует о важной роли внутриводоемных процессов биогидрохимической трансформации веществ в заливе. Поскольку в данной работе использован только “точечный”, пространственно однородный вариант имитационной модели, то пока не представляется возможным рассмотреть и всесторонне проанализировать всю совокупность процессов, имеющих отношение к функционированию “маргинального фильтра” ВЗ. Для этого необходимо применять двумерную, пространственно неоднородную модель. Тем не менее, выполненные в данной работе расчеты позволяют говорить об экосистеме ВЗ как о действительно уникальной системе “химического и биохимического реактора” (Лисицын, 1994), которую можно исследовать с помощью математического моделирования.

Расчеты балансов растворенных органических веществ (DON, DOP), а также азота и фосфора в составе детрита позволили сделать важный вывод о существенной роли гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ. Имеющиеся мониторинговые наблюдения не охватывают эти важнейшие уровни функционирования экосистемы залива. Поэтому выполненные модельные расчеты можно рассматривать в качестве первых ориентировочных количественных оценок участия гетеротрофного бактериопланктона и простейших в процессах трансформации веществ в ВЗ. Изучение этих звеньев экосистемы ВЗ должно быть продолжено и включено в программы мониторинговых исследований залива.

Модельные расчеты позволили дать количественную оценку процессам потребления и экскреции соединений биогенных элементов разными группами гидробионтов. Вычисления показали, что потребление DON и DOP гетеротрофными бактериями почти в два раза превышает их потребление простейшими организмами. Потребление фитопланктоном $N - NO_3^-$ — основной формы минерального азота — превышает потребление $N - NH_4^+$ в 3.4 раза. Потребление N_Detr и P_Detr гетеротрофным бактериопланктоном выше суммарного потребления мирным и хищным зоопланктоном в 2.2 и 2.7 раз соответственно. Установлено, что экскреция DON и

аммонийного азота планктонными организмами и макрофитами почти в 1.5 выше, чем суммарная экскреция бентосных организмов. Экскреция DON и DIP планктонными организмами и макрофитами превышает суммарную экскрецию бентосных организмов в 3.6 и 5.3 раз соответственно.

Полученные в данной работе результаты модельного исследования позволяют не только количественно описывать внутри- и межгодовую динамику компонентов экосистемы ВЗ, но и ставить вопросы о статистической оценке достоверности различий естественных климатических и антропогенных причин изменений состояния залива. Не теряет своей актуальности и задача прогноза возможных изменений экосистемы ВЗ при различных сценариях изменения климата и социально-экономического развития с оценкой степени неопределенности прогнозов. Однако существование статистически достоверных межгодовых различий значений ряда важных параметров модели, которые выявлены в работе (Подгорный, Дмитриева, 2022), создает непростую проблему на пути разработки прогнозов будущего развития экосистемы ВЗ при изменении внешних условий. В этой связи важно понимать, что значения параметров модели, которые определены на данных предыдущих исследований, не всегда могут быть использованы для экспериментов и/или составления прогноза без какой-либо повторной верификации модели. Важной и назревшей для своего решения остается задача использования модели ВЗ для разработки информационно-аналитических систем принятия решений (Филатов и др. 2022).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено модельное исследование динамики соединений азота и фосфора, дана количественная оценка времени оборота и составляющих баланса соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ, а также степени их временной изменчивости. На основании полученных результатов сделан вывод, что модель можно использовать для выполнения сценарного моделирования и анализа возможных изменений экосистемы ВЗ при изменении внешних условий (климатических и антропогенных). Модельными расчетами показано, что временная динамика соединений азота и фосфора в экосистеме ВЗ формируется в результате сложного взаимодействия гидрохимических и гидробиологических процессов под влиянием гидрологических и гидрофизических процессов в тот или иной момент времени. Важное влияние имеют процессы ветрового воздействия (перемешивания) и обмена на границе вода — донный слой ДО. При сильных ветрах процесс осаждения взвесей может в значительной степени блокироваться, а интенсивность ресуспензии ДО — суще-

ственно возрастать. Внешняя биогенная нагрузка на акваторию ВЗ увеличивается в весенний и осенний периоды при увеличении стока рек в залив. Как правило, в эти периоды возрастает и степень временной изменчивости соединений азота и фосфора в водной среде. На основе анализа основных качественных и количественных особенностей характера временной динамики значений времени оборота DON и DIP сделан вывод о тесной сопряженности процессов трансформации растворенных органических веществ в воде ВЗ. Временная динамика времени оборота минеральных соединений азота и фосфора имеет единый характер. Модельные расчеты потоков веществ показали, что поступление DON, DIP, N_Detr и P_Detr в залив из внешних источников и вынос в Балтийское море — важные процессы, которые существенным образом регулирующие содержание растворенных органических и взвешенных веществ в экосистеме ВЗ. Расчеты балансов растворенных органических веществ (DON, DIP), а также N_Detr и P_Detr свидетельствуют о важной роли гетеротрофного бактериопланктона и простейших организмов в процессах трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме ВЗ. Исследования этих звеньев экосистемы ВЗ обязательно должны быть включены в программы мониторинговых исследований залива.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Экспедиционные исследования и обработка проб выполнены в рамках Государственного задания Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии № 076-00007-22-00 часть II, раздел 5 “Осуществление государственного мониторинга водных биологических ресурсов во внутренних водах, в территориальном море Российской Федерации, на континентальном шельфе Российской Федерации и в исключительной экономической зоне Российской Федерации, в Азовском и Каспийском морях”. Моделирование, анализ и интерпретация результатов расчетов выполнены в рамках Государственного задания Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН № FMWE-2024-0021 “Структурно-функциональная организация, биологическая продуктивность и механизмы современной климатической и антропогенной изменчивости морских и океанических экосистем; экосистемы Арктического бассейна и морей России в современных условиях, биоресурсный потенциал океанических и морских экосистем”. Никаких дополнительных грантов на проведение данного исследования получено не было.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Айзатуллин Т.А., Шамардина И.П. 1980. Математическое моделирование экосистем континентальных

- водотоков и водоемов // Итоги науки и техники. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Моделирование водных экосистем. М.: ВИНТИ. Т. 5. С. 154.
- Александров С.В.* 2010. Первичная продукция планктона в лагунных экосистемах Балтийского моря (Вислинский и Куршский заливы). Калининград: ФГУП "АтлантНИРО".
- Астраханцев Г.П., Менишуткин В.В., Петрова Н.А. и др.* 2003. Моделирование экосистем больших стратифицированных озер. СПб.: Наука.
- Брандт З.* 2003. Анализ данных. Статистические и вычислительные методы для научных работников и инженеров. М.: Мир.
- Воробьева О.Н., Менишуткин В.В.* 1989. Моделирование сукцессии фитопланктонного сообщества Волховской губы Ладожского озера // Применение методов имитационного моделирования в пресноводной экологии и в рыбохозяйственных исследованиях на внутренних водоемах. Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 302. С. 47.
- Ворович И.И., Горелов А.С., Горстко А.Б. и др.* 1981. Рациональное использование водных ресурсов бассейна Азовского моря: математические модели. М.: Наука.
- Гидрометеорологический режим Вислинского залива. 1971. Л.: Гидрометеиздат.
- Горстко А.Б., Домбровский Ю.А., Сурков Ф.А.* 1984. Модели управления эколого-экономическими системами. М.: Наука.
- Гутельмахер Б.Л.* 1986. Метаболизм планктона как единого целого. Л.: Наука.
- Дмитриева О.А., Семенова А.С.* 2012. Сезонная динамика и трофические взаимоотношения фито- и зоопланктона в Вислинском заливе Балтийского моря // Океанология. Т. 52. № 6. С. 851.
- Добрынский В.А., Рогаль И.В.* 1993. Применение методов математического моделирования к изучению круговорота фосфора в пресноводных экосистемах // Гидробиол. журн. Т. 29. № 5. С. 73.
- Добрынский В.А., Рогаль И.В.* 1997. Математическое моделирование круговорота азота в пресноводных экосистемах // Гидробиол. журн. Т. 33. № 6. С. 88.
- Ежова Е.Е., Рудинская Л.В., Павленко-Лятун М.В.* 2004. Вислинский залив. Макрозообентос // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Науч. мир. С. 146.
- Кейда М.Э.* 2004. Вислинский залив. Ихтиоценоз // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Науч. мир. С. 168.
- Леонов А.В.* 1986. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах (на примере озера Балатон). М.: Наука.
- Леонов А.В.* 1989. Математическая модель совместной трансформации соединений азота, фосфора и кислорода в водной среде: ее применение для анализа динамики компонентов в евтрофном озере // Водн. ресурсы. Т. 16. № 2. С. 105.
- Леонов А.В.* 1991. Кинетика биотрансформации соединений органогенных элементов в природных водах (математическое моделирование и анализ закономерностей круговорота): Автореф. дис. ... докт. хим. наук. Ростов-на-Дону. 65 с.
- Леонов А.В.* 2008. Моделирование природных процессов на основе имитационной гидроэкологической модели трансформации соединений С, N, P, Si. Южно-Сахалинск: Изд-во Сахалин. гос. ун-та.
- Леонов А.В., Аброров Н.С., Николаев В.М.* 1994. Математическая модель совместной трансформации соединений углерода, азота, фосфора и режима кислорода во взаимосвязанных водоемах повышенной трофности // Водн. ресурсы. Т. 21. № 5. С. 513.
- Леонов А.В., Литвинов А.С., Разгулин С.М.* 1996. Анализ особенностей функционирования экосистемы Рыбинского водохранилища с помощью математической модели // Водн. ресурсы. Т. 23. № 6. С. 739.
- Леонов А.В., Сапожников В.В.* 1997. Биогидрохимическая модель трансформации органогенных веществ и ее использование для расчета первичной продукции в экосистеме Охотского моря // Комплексные исследования экосистемы Охотского моря: Сб. науч. тр. М.: Изд-во ВНИРО. С. 143.
- Леонов А.В., Стыгар О.В.* 2001. Математическое моделирование процессов биотрансформации биогенных веществ для изучения условий евтрофирования вод поверхностного слоя Каспийского моря // Водн. ресурсы. Т. 28. № 5. С. 587.
- Леонов А.В., Филатов Н.Н., Здореннов Р.Э. и др.* 2004. Особенности функционирования экосистемы Белого моря: исследование на основе математической модели трансформации органогенных веществ // Водн. ресурсы. Т. 31. № 5. С. 556.
- Леонов А.В., Филатов Н.Н., Чичерина О.В.* 2005. Трансформация органогенных веществ в экосистеме Белого моря: оценка по результатам математического моделирования // Водн. ресурсы. Т. 32. № 4. С. 435.
- Лисицын А.П.* 1994. Маргинальный фильтр океанов // Океанология. Т. 34. № 5. С. 735.
- Лисицын А.П., Баренблатт Г.И.* 1983. Гидродинамика и осадкообразование. М.: Наука.
- Лукашин В.Н., Кречик В.А., Ключиткин А.А. и др.* 2018. Геохимия взвешенного вещества в маргинальном фильтре реки Преголи (Балтийское море) // Океанология. Т. 58. № 6. С. 933. doi: 10.1134/S0030157418060102
- Менишуткин В.В., Воробьева О.Н.* 1987. Модель экологической системы Ладожского озера // Современное состояние экосистемы Ладожского озера. Л.: Наука. С. 187.
- Методы гидрохимических исследований океана. 1978. М.: Наука.

- Михайлов В.В., Казанский А.Б., Васильева Е.П. и др. 1989. Прогнозирование состояния экосистемы Онежского озера с помощью агрегированной модели // Применение методов имитационного моделирования в пресноводной экологии и в рыбохозяйственных исследованиях на внутренних водоемах // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 302. С. 153.
- Михайлов В.Н., Горин С.Л. 2012. Новые определения, районирование и типизация устьевых областей рек и их частей — эстуариев // Водн. ресурсы. Т. 39. № 3. С. 243.
- Науменко Е.Н. 2007. Зоопланктон Вислинского залива. Калининград: Калининград. гос.-техн. ун-т.
- Подгорный К.А. 2003. Математическое моделирование пресноводных экосистем нестратифицированных водоемов (алгоритмы и численные методы). Рыбинск: Изд-во ОАО “Рыбинский Дом печати”.
- Подгорный К.А. 2018. Математическая модель для изучения экосистемы Вислинского залива Балтийского моря. Часть 1. Теоретические основы и структура модели, методология подготовки исходных данных для выполнения расчетов. Калининград: АтлантНИРО.
- Подгорный К.А., Дмитриева О.А. 2022. Математическое моделирование процессов трансформации соединений биогенных элементов в экосистеме Вислинского залива Балтийского моря // Тр. Карельск. науч. центра РАН. № 6. С. 142. <https://doi.org/10.17076/lim1605>
- Подгорный К.А., Леонов А.В. 2013а. Использование пространственно-неоднородной имитационной модели для изучения процессов трансформации соединений азота, фосфора и динамики кислорода в экосистеме Невской губы Финского залива: 1. Описание модели // Водн. ресурсы. Т. 40. № 2. С. 179.
- Подгорный К.А., Леонов А.В. 2013б. Использование пространственно-неоднородной имитационной модели для изучения процессов трансформации соединений азота, фосфора и динамики кислорода в экосистеме Невской губы Финского залива: 2. Входные данные для расчетов, результаты моделирования и их анализ // Водн. ресурсы. Т. 40. № 3. С. 240.
- Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана. 2003. М.: ВНИРО.
- Руховец Л.А. 1982. Математическое моделирование водообмена и распространения примесей в Невской губе // Метеорол. и гидрология. № 7. С. 78.
- Рябенко В.А., Румянцев В.А., Коноплев В.Н. и др. 2006. Оценка изменения качества воды Невской губы после введения в эксплуатацию юго-западных очистных сооружений Санкт-Петербурга (по данным математического моделирования) // Изв. Русского Географического Общества. Т. 138. Вып. 5. С. 48.
- Рянжин С.В., Терзевик А.Ю., Афанасьев С.В. и др. 1984. Гидродинамический режим и условия накопления донных осадков // Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте. Л.: Наука. С. 83.
- Савчук О.П. 1997. Модель химико-биологических взаимодействий // Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 1. Математические модели. СПб.: Гидрометеоздат.
- Филатов Н.Н., Баклагин В.Н., Исаев А.В. и др. 2022. Разработка информационно-аналитической системы “озеро—водосбор” как метода фундаментальных исследований и инструмента обоснования управленческих решений (на примере Онежского озера) // Тр. Карельск. науч. центра РАН. № 6. С. 161. <https://doi.org/10.17076/lim1683>
- Цхай А.А., Агейков В.Ю. 1997. Математическое моделирование процессов трансформации соединений азота и фосфора и изменчивости кислородного режима в водохранилищах // Водн. ресурсы. Т. 24. № 6. С. 718.
- Цхай А.А., Леонов А.В. 1995. Прогноз качества воды проектируемого водохранилища на основе модели трансформации соединений азота и фосфора // Водн. ресурсы. Т. 22. № 3. С. 261.
- Чечко В.А. 2002. Анализ пространственно-временной изменчивости взвешенного вещества Калининградского залива Балтийского моря // Водн. ресурсы. Т. 29. № 4. С. 425.
- Andersen T., Hessen D.O. 1991. Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton // Limnol., Oceanogr. V. 36. P. 807.
- Astrakhansev G.P., Egorova N.B., Menshutkin V.V. et al. 1996. Mathematical model for the ecosystem response of Lake Ladoga to phosphorus loading // Hydrobiologia. V. 322. P. 153.
- Chen C., Ji R., Schwab D.J. et al. 2002. A model study of the coupled biological and physical dynamics in Lake Michigan // Ecol. Model. V. 152. P. 145.
- Chubarenko B.V., Lund-Hansen L.Ch., Beloshitskii A. 2002. Comparative analysis of potential wind-wave impact on bottom sediments in the Vistula and Curonian lagoon // The Baltica: an international yearbook on geology, geomorphology and palaeogeography of the Baltic Sea. V. 15. P. 30.
- Chubarenko B.V., Margoński P. 2008. The Vistula lagoon // Ecological Studies. V. 197. Ecology of Baltic coastal waters. Berlin: Springer. P. 167.
- Delft 3D WAQ, v. 2.02: detailed description of processes. 2005. Technical reference manual. Delft, the Netherlands: Delft Hydraulics.
- Domnin D., Chubarenko B., Lewandowski A. 2015. Vistula lagoon catchment atlas of water use. Moscow: Exlibris Press.

- Fulton E.A.* 2010. Approaches to end-to-end ecosystem models // *J. Mar. Syst.* V. 81. P. 171.
- Fulton E.A., Blanchard J.L., Melbourne-Thomas J. et al.* 2019. Where the ecological gaps remain, a modelers' perspective // *Front. Ecol. Evol.* V. 7. P. 424. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00424>
- Isaev A.V., Savchuk O.P., Filatov N.N.* 2022. Three-dimensional hindcast of nitrogen and phosphorus biogeochemical dynamics in Lake Onego ecosystem, 1985–2015. Part I: Long-term dynamics and spatial distribution // *Fundamental and Appl. Hydrophysics.* V. 15. № 2. P. 76. <https://doi.org/10.48612/fpg/e1m2-63b5-rhvg>
- Kjørboe T.* 2013. Zooplankton body composition // *Limnol., Oceanogr.* V. 58. P. 1843. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.5.1843>
- Krechik V., Krek A., Bubnova E. et al.* 2020. Mixing zones within the complex transitional waters of the Baltic Sea Vistula Lagoon // *Regional Studies in Mar. Sci.* V. 34. P. 101023. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101023>
- Maciejewska A., Pempkowiak J.* 2014. DOC and POC in the water column of the southern Baltic. Part I. Evaluation of factors influencing sources, distribution and concentration dynamics of organic matter // *Oceanologia.* V. 56. P. 523.
- Maciejewska A., Pempkowiak J.* 2015. DOC and POC in the water column of the southern Baltic. Part II – Evaluation of factors affecting organic matter concentrations using multivariate statistical methods // *Oceanologia.* V. 57. P. 168.
- Menshutkin V.V., Astrakhantsev G.P., Yegorova N.B. et al.* 1998. Mathematical modeling of the evolution and current conditions of the Ladoga Lake ecosystem // *Ecol. Model.* V. 107. P. 1.
- Molchanov M., Eremina T.R., Neelov I.A.* 2010. Modeling of suspended matter transport in the Neva Bay and the Eastern part of the Gulf of Finland // *Proceedings of the 2nd International Conference (school) on Dynamics of Coastal Zone of Non-Tidal Seas.* Baltiysk (Kaliningrad Oblast), 26–30 June 2010. Kaliningrad: Terra Baltica. P. 207.
- Podgornyi K.A., Leonov A.V.* 2015. Review of the current methods used to assess the values of coefficients, sensitivity, and adequacy of simulation models of Aquatic Ecosystems // *Water Res.* V. 42. № 4. P. 477. <https://doi.org/10.1134/S0097807815040119>
- Podgornyi K.A., Leonov A.V.* 2017. Modeling of suspended matter distribution in marine coastal areas. 1. Description of the SM-model // *J. Oceanol. Res.* V. 45. № 1. P. 109.
- Rukhovets L.A., Astrakhantsev G.P., Menshutkin V.V. et al.* 2003. Development of Lake Ladoga ecosystem models: modeling of the phytoplankton succession in the eutrophication process. I // *Ecological Modelling.* V. 165. P. 49.
- Rukhovets L.A., Filatov N.N.* 2010. Ladoga and Onego – great European lakes: observations and modeling. Berlin: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-68145-8>
- Savchuk O.P.* 2000. Studies of the assimilation capacity and effects of nutrient load reduction in the eastern Gulf of Finland with a biogeochemical model // *Boreal Env. Res.* V. 5. P. 147.
- Savchuk O.P., Isaev A.V., Filatov N.N.* 2022. Three-dimensional hindcast of nitrogen and phosphorus biogeochemical dynamics in Lake Onego ecosystem, 1985–2015. Part II: Seasonal dynamics and spatial features; Integral fluxes // *Fund. and Appl. Hydrophysics.* V. 15. № 2. P. 98. <https://doi.org/10.48612/fpg/9mg5-run6-4zr8>
- Savchuk O.P., Wulff F.* 1999. Modelling regional and large-scale response of Baltic Sea ecosystems to nutrient load reductions // *Hydrobiologia.* V. 393. P. 35.
- The coupled 3D hydrodynamic and ecosystem model FINEST. 1998. MERI. № 35.
- Theil H.* 1971. Applied economic forecasting. Amsterdam: North-Holland.
- Transboundary waters and basins in the South-East Baltic 2008. Kaliningrad: Terra Baltica.
- Tskhai A.A., Ageikov V.Y.* 2020. Simulating variations in reservoir eutrophication level by reproducing biogeochemical cycles // *Water Res.* V. 47. № 1. P. 147. <https://doi.org/10.1134/S0097807820010145>
- Tskhai A.A., Ageikov V.Y.* 2021. Disturbance of sustainability of the reservoir ecosystem: a model approach for assessing and forecasting the long-term process of eutrophication // *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems.* V. 9(1). P. 1080327. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d8.0327>
- Witek Z., Humborg C., Savchuk O. et al.* 2003. Nitrogen and phosphorus budgets of the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea) // *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* V. 57. P. 239.
- Witek Z., Zalewski M., Wielgat-Rychert M.* 2010. Nutrient stocks and fluxes in the Vistula lagoon at the end of the twentieth century. Slupsk: Gdynia.

Study the Dynamics of the Transformation Processes for Nitrogen and Phosphorus Compounds in the Ecosystem of the Vistula Lagoon of the Baltic Sea using the Methods of Mathematical Modeling

K.A. Podgorny^{1, *}, O.A. Dmitrieva^{1, 2}

¹*Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography "VNIRO"
Atlantic Branch of VNIRO ("AtlantNIRO"), Kaliningrad, Russia*

²*Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*
**e-mail: kapborok@mail.ru*

By using mathematical modeling methods, a systematic study of the interaction of hydrobiological, hydrochemical, hydrological and hydrophysical processes that occur in the ecosystem of the Vistula Lagoon (VL) of the Baltic Sea was carried out, taking into account the processes in the active layer of bottom sediments (BS). The features of the dynamics of nitrogen and phosphorus compounds, the turnover time and the components of the balance of compounds of biogenic elements in the VL ecosystem, as well as the degree of their temporal variability have been analyzed. It is shown that the variability of nitrogen and phosphorus compounds in the aquatic environment increases in spring and autumn periods. This is due to an increase in river flow into the lagoon and an increase in the level of external biogenic load on the water area of the VL. Model calculations of matter fluxes allow us to state that the inputs of dissolved organic and suspended matter into the lagoon from external sources and the removal to the Baltic Sea are important processes that significantly affect their content in the VL ecosystem. It has been established that under strong winds the process of sedimentation of suspensions can be largely blocked, and the intensity of BS resuspension can increase significantly. An analysis of the main qualitative and quantitative features of the nature of the temporal dynamics of the DON and DOP turnover times, as well as the mineral compounds of nitrogen and phosphorus, indicates a close conjugation of the processes of transformation of dissolved organic and inorganic substances in the water of the VL. A quantitative assessment of the processes of consumption and excretion of compounds of biogenic elements by different groups of aquatic organisms has been performed, and the important role of heterotrophic bacterioplankton and protozoa in the processes of transformation of compounds of nutrients in the VL ecosystem has been shown. The model can be used to perform scenario modeling and analysis of possible changes in the VL ecosystem under changing climatic and anthropogenic conditions.

Keywords: Vistula Lagoon, aquatic ecosystems, biogenic elements, heterotrophic bacterioplankton, protozoa, phytoplankton, zooplankton, benthos, detritus, food web, mathematical modeling, ecological simulation model