

Министерство образования и науки РФ

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение  
высшего профессионального образования

«Санкт-Петербургский государственный университет»

Науки о Земле

Кафедра геоэкологии и природопользования

Стрельцова Ульяна Владимировна

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ НАИБОЛЕЕ ИНФОРМАТИВНЫХ ПАРАМЕТРОВ  
ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ДЛЯ ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКИ ИХ  
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СТАТУСА НА ОСНОВАНИИ  
ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ**

Магистерская диссертация

«К ЗАЩИТЕ»

Научный руководитель:



к.г.н., доцент В.Ю. Третьяков

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2022

Заведующий кафедрой

к.г.н., доцент И.В. Фёдорова

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2022

Санкт-Петербург

2022

## Аннотация

Магистерская диссертация посвящена определению информативности показателей состояния водных объектов для интегральной оценки их экологического статуса. Объектом изучения является компьютерная модель «ВОДЭКО», предназначенная для имитационного моделирования внутригодового цикла функционирования водных экологических систем и разработанная В.Ю. Третьяковым (номером свидетельства № 2012611574). Основной задачей исследования является выделения наиболее информативных показателей интегральной оценки на основании результатов имитационного моделирования.

В магистерской диссертации даны сведения об особенностях метода математического моделирования, приведён список анализируемых параметров оценки состояния водных объектов, описана методика расчётов и оценки полученных результатов, представлены результаты расчётов и сделаны выводы об информативности показателей.

Страниц – 68, формул – 5, таблиц – 16, рисунков – 14.

## Abstract

Master's thesis is devoted to determining the informative value of indicators of water bodies for the integral assessment of their ecological status. . The target of research is the computer model "VODECO", designed for simulation of the intra-annual cycle of the functioning of aquatic ecological systems and developed by V. Tretyakov (certificate number No. 2012611574). The primal problem of a research is to identify the most informative indicators of the integral assessment based on the results of simulation modeling.

The master's thesis the features of the mathematical modeling method are provided, the list of analyzed parameters for assessing the state of water bodies is given, the method of calculations and evaluation of the results are described, the results of calculations are presented and conclusions are drawn on the informativeness of indicators .

Pages – 68., formulae – 5 tables – 16 , figures – 14.

## СПИСОК УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ И СОКРАЩЕНИЙ

1. фитопланктон 1 – биомасса диатомовых водорослей
2. фитопланктон 2 – биомасса синезелёных водорослей
3. фитопланктон 3 – биомасса остальных групп водорослей
4. зоопланктон 1 – биомасса растительноядного зоопланктона
5. зоопланктон 2 – биомасса хищного зоопланктона
6. прошлолетки 1 – биомасса растительноядных рыб, выклевавшихся из икринок в прошлом году
7. прошлолетки 2 – биомасса хищных рыб, выклевавшихся из икринок в прошлом году
8. прошлолетки 3 – биомасса бентосоядных рыб, выклевавшихся из икринок в прошлом году
9. сеголетки 1 – биомасса растительноядных рыб, выклевавшихся из икринок в текущем анализируемом году
10. сеголетки 2 – биомасса хищных рыб, выклевавшихся из икринок в текущем анализируемом году
11. сеголетки 3 – биомасса бентосоядных рыб, выклевавшихся из икринок в текущем анализируемом году
12. Apollmoll – поступление токсиканта с пищей (для моллюсков).
13. Apollolig – поступление токсиканта с пищей (для олигохет).
14. Apollr1 – поступление токсиканта с пищей (для прошлолеток 1).
15. Apollr1a – поступление токсиканта с пищей (для сеголеток 1).
16. Apollr2 – поступление токсиканта с пищей (для прошлолеток 2).
17. Apollr2a – поступление токсиканта с пищей (для сеголеток 2).
18. Apollr3 – поступление токсиканта с пищей (для прошлолеток 3).
19. Apollr3a – поступление токсиканта с пищей (для сеголеток 3).
20. Apollz1 – поступление токсиканта с пищей (для зоопланктона 1).
21. Apollz2 – поступление токсиканта с пищей (для зоопланктона 2).

22. Bgidrpolld – поступление токсиканта при внеклеточном бактериальном гидролизе детрита.
23. BIOSpollf1 – поступление токсиканта в фитопланктон 1 при биосинтезе.
24. BIOSpollf2 – поступление токсиканта в фитопланктон 2 при биосинтезе.
25. BIOSpollf3 – поступление токсиканта в фитопланктон 3 при биосинтезе.

## СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	6
1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	8
1.1 Государственный мониторинг водных объектов	9
1.1.1 Задачи и нормативно-правовая база мониторинга водных объектов	9
1.1.2 Информативность показателей интегральной оценки состояния водных объектов	11
1.2 Примеры математических моделей водных объектов	14
1.2.1 Математические модели озёр	14
1.2.2 Математические модели проточных водоёмов	19
1.2.3 Математические модели нагрузки на водосбор	20
1.2.4 Модели экономической оценки ассимиляционного потенциала	22
2 ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	23
2.1 Модель «ВОДЭКО»	23
2.2 Информационная база для модели	25
2.3 Критерий Нэша-Сатклиффа	27
3 РЕЗУЛЬТАТЫ	31
3.1 Влияние «олиготрофного» и «эвтрофного» уровней содержания азота и фосфора в речном стоке на поведение модели	31
3.2 Влияние начальных условий на поведение модели	34
3.3 Влияние залпового поступления биогенов	37
3.4 Моделирование воздействия токсиканта	39
3.4.1 Сравнение воздействия разных типов токсиканта	39
3.4.2 Влияние поступления токсикантов в разных концентрациях	48
3.5 Оценка чувствительности отдельных параметров	51
3.5.1 Оценка чувствительности параметров в олиготрофном и эвтрофном экспериментах	52
3.5.2 Оценка чувствительности параметров в экспериментах с поступлением токсиканта	54
ВЫВОДЫ	61
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ	63

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность работы.** Методы исследований геоэкологии как междисциплинарного научного направления основаны на системном подходе, т.е. на широком применении различных способов моделирования, включая математическое имитационное моделирование. Системы окружающей среды рассматриваются как кибернетические системы, в которых происходит обмен веществом, энергией и информацией между самими блоками этих систем, а также с внешними по отношению к ним системами.

Системный анализ – это совокупность специфических методов и средств, используемых для подготовки и обоснования решений по сложным проблемам. Он предполагает формализацию современных представлений о происходящих в экосистемах процессах в формы математических зависимостей и уравнений, и их исследование. Основа системного анализа – общая теория систем и системный подход. Последний представляет собой методологическое направление в науке, отвечающее за разработку средств и методов исследования систем как сложноорганизованных объектов.

Имитационное моделирование обеспечивает возможность исследования интенсивностей массообмена между компонентами модели экосистемы, что невозможно установить непосредственным наблюдением за реальной экосистемой. Актуальность работы объясняется необходимостью определения параметров водных экосистем, наиболее информативных для оценки их состояния.

**Цель** заключается в определении на основании результатов численных экспериментов с имитационной моделью экосистемы проточного водоёма комплекса наиболее информативных параметров для многокритериальной оценки экологического состояния водных объектов. При этом эти параметры должны быть достаточно просто определяемы при мониторинге.

Для достижения поставленной цели были решены следующие **задачи**. Выполнялся анализ показателей, характеризующих экологическое состояние водных объектов, и определяемых при государственном мониторинге поверхностных вод, и оценена их информативность.

Изучались современные программы мониторинга водных объектов и сгруппированы по их отличительным признакам. Рассматривались параметры, применяемые для оценки качества водных объектов и их экологического состояния.

Выполнялся обзор современных имитационных моделей функционирования экосистем водных объектов.

По результатам численных экспериментов с имитационной моделью функционирования экосистемы выполнялся анализ информативности параметров функционирования водной экосистемы для оценки её экологического состояния.

**Объект исследования.** В данной работе использованы результаты численных экспериментов с имитационной моделью функционирования экосистемы проточного водоёма.

Обработка численных экспериментов с компьютерной моделью «Программа для моделирования антропогенного эвтрофирования и отравления токсикантами водных экосистем (EVTOX)» (автор – В.Ю. Третьяков, свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2018661228, дата регистрации в Реестре программ для ЭВМ 04.09.2018). Исследования степени различий между результатами разных численных экспериментов осуществлены с помощью расчётов значений модифицированного В.Ю. Третьяковым критерия Нэша-Сатклиффа (А.Н. Гельфан, 2017; С. А. Седова, В. В. Дмитриев, В. Ю. Третьяков [и др.], 2021). Расчёты модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа выполнены с помощью разработанной В.Ю. Третьяковым компьютерной программы «Программа для сравнения результатов двух модельных расчётов с помощью

модификации критерия Нэша-Сатклиффа (МК Нэша-Сатклиффа)», свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2020612788, дата регистрации в Реестре программ для ЭВМ 03.03.2020.

Критерий Нэша-Сатклиффа оценивает степень различия между двумя числовыми рядами, в данном случае – между временными рядами компонентов модели или интенсивностей имитируемых в модели процессов по результатам двух численных экспериментов с моделью.

**Предметом исследования** является информативность параметров водной экосистемы для интегральной оценки её экологического статуса по данным мониторинга.

**Степень научной разработанности темы.** По результатам численных экспериментов с моделью «EVTOX» за последние годы опубликован ряд статей (Дмитриев В.В., Сергеев Ю.Н., Кулеш В.П. [и др.], 2018; Седова С.А., Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю. [и др.], 2021; Третьяков В.Ю., Дмитриев В.В., Федорова И.В., 2020; Третьяков В.Ю., Дмитриев В.В., Клубов С.М., 2020; Tretyakov V., Dmitriev V., S. Klubov, 2020; Tretyakov V., Dmitriev V., Sergeev Y. [и др.], 2019)

По тематике ВКР на Международной научной конференции «21st International Scientific GeoConference on Earth and Planetary Sciences SGEM2021» (Албена, Болгария, 14-22.08.2021) в дистанционном режиме в соавторстве с В.Ю. Третьяковым (докладчик), В.В. Дмитриевым, С.М. Клубовым, Ю.О. Рожковой был представлен доклад «Changes in aquatic ecosystems trophic and ecological state parameters with various anthropogenic impacts based on simulation». Ожидается публикация материалов доклада в издании, входящем в наукометрическую базу Scopus.

**Структура выпускной квалификационной работы** обусловлена целью и задачами исследования. Работа состоит из введения, трёх глав, выводов и списка использованных источников.

## 1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

Экологическая оценка – это параметрическое определение состояния природной среды, обеспечивающее существование сообществ живых организмов, характерных для этих состояний, в условиях как естественного, так и антропогенного режимов их развития (В.В. Дмитриев и др., 2016; В.В. Дмитриев и др., 2018). Экологическое состояние объекта природной среды может оцениваться с помощью сводного показателя качества, полученного свёрткой совокупности частных показателей качества, оценивающих различные аспекты состояния среды. При этом каждый из частных показателей необходим, а все вместе – достаточны для объективной оценки экологического состояния объекта.

Оценка экологического состояния водных объектов может производиться в определённый момент времени (экологическая ситуация) и за определённый интервал времени (экологическая обстановка). При оценке экологической состояния водоёма может применяться имитационное моделирование. С его помощью воспроизводятся различные гидрологические и метеорологические ситуации, режимы поступления субстанций в водоём, сведения о которых получены в результате мониторинга.

### 1.1 Государственный мониторинг водных объектов

#### 1.1.1 Задачи и нормативно-правовая база мониторинга водных объектов

В перечень мероприятий в рамках государственного мониторинга водных объектов входят (В.В. Шабанов, В.Н. Маркин, 2015):

- 1) мониторинг поверхностных вод объектов с учётом данных мониторинга, осуществляемого при проведении работ в области гидрометеорологии и смежных с ней областях;

- 2) мониторинг состояния дна и берегов водных объектов, а также состояния водоохраных зон;
- 3) мониторинг подземных вод с учётом данных государственного мониторинга состояния недр;
- 4) наблюдения за водохозяйственными системами, в том числе за гидротехническими сооружениями, а также за объёмом вод при водопотреблении и водоотведении.

Данную деятельность регулируют такие нормативные документы, как (В.В. Шабанов, В.Н. Маркин, 2015):

- 1) Водный Кодекс Российской Федерации;
- 2) Закон об экологическом мониторинге;
- 3) Федеральный Закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды»;
- 4) Постановление от 10 апреля 2007 г. № 219 «Об утверждении Положения об осуществлении государственного мониторинга водных объектов»;
- 5) Приказ Министерства Природных Ресурсов РФ от 6 февраля 2008 г. № 30 «Об утверждении форм и порядка представления сведений, полученных в результате наблюдений за водными объектами, заинтересованными федеральными органами исполнительной власти, собственниками водных объектов и водопользователями»;
- 6) гигиенические нормативы, ГОСТы, методические инструкции, рекомендации и руководящие документы.

Данные мониторинга используются при создании временных рядов значений внешних экологических факторов, которые используются при проведении численных экспериментов с компьютерными моделями для прогнозирования экологического состояния водных объектов.

### 1.1.2 Информативность показателей интегральной оценки состояния водных объектов

При оценке качества либо уровня загрязненности вод используют следующие интегральные показатели (Т.И. Дрововозова, Н.Н. Паненко, А.В. Лещенко, 2019):

1) гидрологические показатели средней загрязнённости потока, позволяющие оценить загрязнение речного потока лимитирующими веществами по их средней концентрации  $C_{cp}$  в поперечном сечении потока;

2) гидролого-гидродинамические показатели состояния загрязнённости речных потоков и водоёмов.

Абсолютный показатель общей нагрузки потока лимитирующими загрязняющими веществами ниже места выпуска сточных вод выражен либо концентрациями веществ, обуславливающих загрязнение потока, либо посредством таких показателей, как БПК<sub>полн</sub> и ХПК. Общая нагрузка выражается средней концентрацией  $C_{cp}$  вещества или суммы веществ.

Выше створа состояние воды характеризуется фоновыми концентрациями загрязняющих веществ в случае, когда выше по течению антропогенное загрязнение отсутствует. Согласно РД 52.24.622– 2019 фоновая концентрация химического вещества есть расчётное значение концентрации этого вещества при неблагоприятных условиях (обусловленных как естественными условиями, так и влиянием всех антропогенных источников загрязнения выше створа) в конкретном створе водного объекта (таким образом, требуется индивидуальный расчёт для конкретного объекта) выше одного или нескольких контролируемых источников его поступления. Подобный расчёт значений показателей химического состава и свойств воды водотоков выше выпуска сточных вод должен проводиться периодически с целью установления оптимальной

степени очистки, режима и условий сброса сточных вод, при которых качество воды водотока ниже выпуска будет удовлетворять установленным нормам.

На практике за фоновую концентрацию вещества принимается статистически обоснованная верхняя доверительная граница возможных средних значений концентраций этого вещества, рассчитанная по результатам гидрохимических наблюдений для наиболее неблагоприятных гидрологических условий или наиболее неблагоприятного в отношении качества воды периода (сезона) в годовом цикле.

В целом, принцип санитарно-гигиенического нормирования качества воды в водном объекте основывается на оценке загрязнённости воды по ПДК, что имеет свои недостатки. В основном критикуются следующие его положения (Логина Е.В. [и др.], 2011):

- концентрация веществ в воде не отражает токсикологическую нагрузку на экосистему, так как не учитывает процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях – таким образом, результаты мониторинга могут показывать приемлемый уровень содержания вещества, тогда как в организмах на определённом трофическом уровне концентрация вещества может достигать критических значений именно за счёт его аккумуляции;
- соответственно, подход не учитывает и механизмы адаптации организмов, зависящей как от видовой токсикорезистентности, так и сформировавшиеся в процессе жизни у популяции;
- подход не учитывает принцип эмерджентности, т.е. приобретения системой новых свойств, не свойственных её составным компонентам;
- не учитывается и специфика функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах и

биогеохимических провинциях, для которых унифицированные значения ПДК могут быть неактуальны;

- не учитываются эффекты синергизма, антагонизма, суммации;
- не учитывается разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ.

Наиболее часто используемыми интегральными показателями качества поверхностных вод являются индекс загрязнения воды (ИЗВ), рассчитываемый по 6 показателям (в их число в обязательном порядке входят концентрация растворенного кислорода и значение БПК<sub>5</sub>, а также значения ещё 4 показателей, являющихся для данного водного объекта наиболее неблагоприятными, или которые имеют наибольшие приведённые концентрации (посредством отношения фактической концентрации компонента в мг/л к нормативному значению концентрации компонента (ПДК) в мг/л), и удельный комбинаторный индекс загрязнения воды (УКИЗВ), рассчитываемый в свою очередь по 15 показателям. Критика использования ИЗВ заключается в том, что при интегральной оценке данным способом не учитываются микробиологические показатели, а также выпадают из поля видимости многие загрязняющие вещества, не вошедшие в группу из 6 показателей.

Соответственно, проблема поиска наиболее информативных параметров для интегральной оценки водного объекта и определения его экологического статуса достаточно насущна, а потому следует рассмотреть современные программы мониторинга и предлагаемые в них способы оценки экологического состояния.

## 1.2 Примеры математических моделей водных объектов

Математическое моделирование природных процессов представлено двумя основными направлениями — детерминированным и стохастическим.

В рамках детерминистического подхода в основе модели лежит обоснованная математическая формализация основных процессов в экосистеме, определяющая однозначные взаимосвязи между имитируемыми процессами и изменениями количественных характеристик компонентов модели. Перечень имитируемых процессов определяется целью моделирования.

Стохастические модели, они же вероятностные, учитывают вероятностную структуру изучаемых процессов и представляют собой регрессионные зависимости.

В моделях, основанных на подходе Монте-Карло, значения внешних факторов и некоторых параметров определяются с помощью заданных статистических распределений этих факторов и параметров, и генератора случайных чисел. Выдаваемые генератором числа в диапазоне от 0 до 1 используются в качестве значений интегральных функций распределения этих факторов и параметров.

Возможно объединение рассмотренных направлений в рамках детерминировано-стохастических моделей.

### 1.2.1 Математические модели озёр

Математические модели озёр (Г.П. Астраханцев [и др.], 2015; С.А. Кондратьев [и др.], 2016; В.В. Меншуткин [и др.], 2014; С.А. Седова [и др.], 2020; В.Ю. Третьяков [и др.], 2015; Н.Н. Филатов [и др.], 2017) определяют функционирование объекта по происходящим в нём динамическим

процессам. Так, учитывается циркуляция вод (ветровая, градиентная, стоковая, плотностная), вертикальное перемешивание слоёв, обусловленное волновой и сдвиговой турбулентностью и плотностной конвекцией, учитывается гравитационное осаждение частиц и, наоборот, их турбулентное взмучивание. Также учтены такие транслокационные процессы, как биохимические превращения вещества и энергии, биосинтез фитопланктона и макрофитов и их жизнедеятельность, а также влияние токсикантов на организмы. Имитируются физические процессы, влияющие на функционирование экосистемы водоёма: термический, световой режимы, процессы обмена веществом и энергией через границы водоёма, а также антропогенные нагрузки.

Стоит иметь в виду, что в моделях учитываются не все аспекты. Так, основу нулевой (т.е. не учитывающей пространственный фактор) *модели Волленвейдера* как традиционной модели озёрных экосистем составляет баланс в озере общего фосфора (как лимитирующего фактора для пресноводных экосистем). Данная модель является точечной и применяется для моделирования круговорота фосфора в озёрном водоёме, выявления связи фосфорной нагрузки и концентрации общего фосфора в воде в зависимости от водообмена.

Дальнейшее усложнение модели возможно посредством увеличения числа биогенных элементов наряду с фосфором: таких, как азота (лимитирующий фактор в морских экосистемах) и кремния (в случае доминирования диатомовых водорослей в сообществе).

Другая группа моделей учитывает пространственную неоднородность водных объектов: вертикальную стратификацию. В этом случае модели усложняются из-за необходимости имитации вертикального потока биогенов и растворённого кислорода, временной динамики положения слоя температурного скачка и определения вертикального коэффициента турбулентной диффузии. Такие *одномерные модели* способны наиболее

полно учитывать элементы водной экосистемы, внешние взаимодействия на границах «вода-атмосфера» и «вода-дно», а также взаимодействия на жидких и твёрдых боковых границах водного тела озера. Их примерами могут служить модели:

- «SALMO-HR» – она воспроизводит сезонный ход температуры, стратификацию и турбулентность;
- «DYRESM-CAEDYM» – учитывает изменение характеристик озера по глубине с суточным временным шагом, учитывается также поступление солнечной радиации на поверхность озера, вертикальный профиль освещённости, температура воды и концентрация в ней кислорода;
- «PROTECH 30», которая учитывает динамику фитопланктонного сообщества (до 10 различных групп, для чего имеется внутренняя база данных по группам фитопланктона).

Наоборот, в *двухмерных моделях* не учитывается вертикальная стратификация, но схема течений и перенос живых и неживых элементов определяются ветровыми условиями над поверхностью водоёма и условиями трения воды о дно.

Так, например, на базе СПбГУ и Арктического и антарктического научно-исследовательского института протестирована двухуровневая модель для интегральной оценки качества воды в озере (В.В. Дмитриев [и др.], 2019), в которую включены показатели гидрофизической (2 параметра), гидрохимической и гидробиологической (по 7 параметров) групп. Для каждой группы на первом (внутри групп) и втором (между группами) уровнях свертки информации принимается равенство приоритетов оцениваемых параметров. Внутри групп строятся шкалы интегральных показателей качества (ИПК1, ИПК2, ИПК3), затем – шкала сводного показателя качества (ИПК) по трём сводным показателям первого уровня.

Оценка качества воды по величине ИПК для поверхностных и придонных вод озера была выполнена по собранным в полевых условиях данным за 2018 год. Оценка включала свёртку внутри групп и между ними и выполнялась при равенстве приоритетов внутри групп и между группами.

Интегральная оценка устойчивости проводилась по 30 критериям и состояла из:

1) интегральной оценки потенциальной устойчивости (устойчивость к изменению параметров естественного режима) – 12 критериев, характеризующих физико-географические особенности, климат, гидрологические условия;

2) интегральной оценки устойчивости к изменению качества воды – 7 критериев, отражающих гидрофизические и гидрохимические особенности озера, качество его воды;

3) интегральной оценки устойчивости к изменению продуктивности водоема – 11 критериев оценки трофности.

Для наиболее приближенных к реальности *трёхмерных моделей* водных объектов обязательен учёт термогидродинамики озёр. Эти модели рекомендованы для оценки больших озёр, обладающих выраженной стратификацией. Так, например, для экосистем Ладожского, Онежского озёр созданы подобные специализированные модели.

Иная вариативность, нежели пространственная организация, наблюдается с *блоком продуцентов* (В.В. Дмитриев [и др.], 2018; В.В. Дмитриев [и др.], 2019; В.В. Дмитриев [и др.], 2016; В.Ю. Третьяков [и др.], 2015; В.Ю. Третьяков [и др.], 2016), который является обязательным элементом гидробиологической структуры модели озёрной экосистемы. Обычно этот блок представлен фитопланктоном (в современных моделях принято выделять не суммарную биомассу, а отдельные группы и учитывать тем самым влияние флористического состава на протекающие процессы), но

встречаются и варианты, в которых фигурируют макрофиты или перифитон с целью более подробного описания взаимоотношений между группами фитопланктона и их влияния на окружающую среду, как в модели К.С. Рейнольдса (Reynolds C.S [и др.], 2001). Так, например, в современных моделях могут выделять до 10 разных групп продуцентов (модель SALMO, предназначенная для имитации различных типов азотного баланса в пресноводной экосистеме).

Функциональная зависимость между продукцией группы фитопланктона и дефицитом биогенного элемента выражается формулой Михаэлиса–Ментен (Bierman V.J., Dolan D.M., 1981). Для расчёта продукции макрофитов применяется выражение, которое аналогично экономической формуле Кобба–Дугласа и определяется подобно промышленной продукции в зависимости от производственных фондов и рабочей силы (Клейнер Г.Б., 1986).

**Блок консументов** в моделях озёрных экосистем обычно представлен зоопланктоном, бентосом (модели «Riley-Stefan», «Janse et al»), рыбы в качестве отдельного элемента редко учитываются, т.к. отношение их потоков энергии к первичной продукции озёра сравнительно меньше, а модели экосистем строятся по балансовому принципу.

В случае необходимости включения **энергетических потоков**, проходящих через сообщество рыб, обычно выделяют группы рыб по трофическому признаку (бентофаги, планктофаги и хищные рыбы), как, например, в модели Л. Хакансона и В. Бульона (Hakanson L., Boulion V., 2002). При необходимости учёта определённого вида рыб целесообразно создавать отдельную модель сообщества рыб, использовать модели специального типа.

## 1.2.2 Математические модели проточных водоёмов

Моделирование проточных водоёмов (Г.В. Айзель [и др.], 2017; О.М. Владимирова [и др.], 2018; Т.И. Дрововозова [и др.], 2019; С.А. Кондратьев [и др.], 2013; С.А. Кондратьев [и др.], 2016; С.А. Кондратьев [и др.], 2014, Ш.Р. Поздняков [и др.], 2016; С.А. Седова [и др.], 2020; В.Ю. Третьяков [и др.], 2015) представляет собой актуальное направление оценки антропогенной нагрузки и эвтрофирования водоёма посредством имитационного моделирования.

В рамках этой категории имитационных моделей важно упомянуть модель «EVTOX» (которая подходит также для непроточных водоёмов), созданную на алгоритмическом языке Delphi 7.0, разработанную В.Ю. Третьяковым (В.Ю. Третьяков [и др.], 2015). Её более ранняя версия 2011 года называется «ВОДЭКО». Данная модель может имитировать функционирование экосистемы однослойного и двухслойного водоёма. В ней реализована имитация накопления токсиканта в живых организмах (фито- и зоопланктоне, нескольких экологически однородных группах рыб-прошлолеток и сеголеток, олигохетах и моллюсках), и в донных осадках. Модель позволяет имитировать различные виды антропогенных воздействий: постоянное и/или залповое поступление биогенных элементов, органического вещества, токсиканта. Модель представляет собой систему из существенно нелинейных дифференциальных уравнений, численно решаемую методом Рунге-Кутты. Модель может использоваться для имитации поступления токсиканта в проточный водоём и оценки его влияния на функционирование биоценоза, и оценки изменения в результате этого влияния трофического статуса водной экосистемы.

### 1.2.3 Математические модели нагрузки на водосбор

Для расчётов для одного слоя применяют модель тепло- и водообмена SWAP (Г.В. Айзель [и др.], 2017). Т.е. это модель физических процессов для водосборов с недостаточным информационным обеспечением.

Неопределенность расчётов речного стока обусловлена:

- 1) неопределенностью в описании процессов формирования речного стока отдельно взятой гидрологической модели (неопределенностью структуры модели);
- 2) неопределенностью входных параметров климатической системы;
- 3) неопределенностью в задании модельных параметров.

Данная модель применялась при отсутствии данных об измеренном речном стоке, и определение соответствующего отклика гидрологической системы на различные варианты задания параметров проводились с помощью применения физико-математической модели формирования речного стока. Для получения оптимальных параметров модели SWAP прибегают к алгоритму автоматической калибровки, а также путём использования аппарата искусственных нейронных сетей и глобальных баз данных.

Применение ГИС (для обеспечения модели исходными данными) для оценки биогенной нагрузки (по концентрации Робщ и Нобщ) с неохваченной измерениями площади на российскую часть акватории Финского залива было использовано при тестировании математической модели формирования биогенной нагрузки ILLM (С.А. Кондратьев, 2014). Также использовались в качестве баз данных формы статистической отчётности 2-ТП Водхоз, информации с сайта Федеральной службы государственной статистики и результаты предыдущих исследований. ILLM разработана на основе отечественного и зарубежного опыта моделирования стока и выноса биогенных веществ с водосборных территорий, последующего поступления

биогенных веществ в водоём. Модель была дополнительно откалибрована по данным натурных исследований, проведённых на 17 малых притоках Финского залива.

Предназначение модели состоит в оценке биогенной нагрузки от точечных и рассеянных источников, и в прогнозе её изменений под влиянием потенциально возможных антропогенных и климатических изменений.

Так как данная модель ориентирована не только на систему государственного мониторинга водных объектов Росгидромета, но и использует государственную статистическую отчётность о сельскохозяйственной деятельности на водосборах, она нашла своё применение и для оценки влияния сельскохозяйственной деятельности (А.Ю. Брюханов [и др.], 2016) на водные объекты. Она ориентирована на имитацию поступления веществ, входящих в стоки аграрных предприятий (азота и фосфора).

Модель ИЛНМ (С.А. Кондратьев [и др.], 2016), работающая как с месячным, так и с годовым шагом, предназначена для оценки поступления талого и дождевого стока с водосбора, а также для оценки уровня воды в водоёме. Данная модель описывает процессы снегонакопления и снеготаяния, испарения и увлажнения почв в зоне аэрации, формирования стока и его регулирования водоёмами в пределах одного водосбора. Характеристики водосбора в модели приняты постоянными на всей площади водосбора. Значения основных параметров зависят от доли площади водоёмов в общей площади водосбора. Данная модель использовалась для оценки нагрузки на водосборах бассейна Онежского озера, при оценке влияния климатических изменений на формирование гидрографического стока.

#### 1.2.4 Модели экономической оценки ассимиляционного потенциала

Оценка ассимиляционного потенциала как характеристики экологического статуса водного объекта определяет способность среды к самовосстановлению по отношению к поступлению в нее вещества и энергии. Данный подход интересен тем, что для оценки ассимиляционного потенциала экологами нередко используются преобразованные экономические модели.

Для количественной оценки ассимиляционного потенциала водных объектов и определения экономически целесообразных пределов антропогенного воздействия требуется создание адекватных моделей гидротермодинамики и моделей функционирования экосистем при различных уровнях нагрузки. При составлении современных моделей рекомендуется учитывать сукцессии фитопланктона. Благодаря модели сукцессии фитопланктона можно определить лимиты по сбросу фосфора для больших озёр (в частности, для Ладожского озера). Для экономической оценки ассимиляционного потенциала может быть использована экономико-математическая модель функционирования предприятия-водопользователя, с оценкой ассимиляционного потенциала по каждому загрязняющему веществу или эволюционное моделирование при оценке состояния региона для поиска равновесного состояния Нэша (Астраханцев Г.П. [и др.], 2015).

## 2 ОБЪЕКТ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 2.1 Модель «ВОДЭКО»

Для оценки информативности параметров водных экологических систем для определения их трофического статуса, экологического состояния и степени нарушенности из-за антропогенных воздействий выполнен ряд численных экспериментов с компьютерной моделью «ВОДЭКО». Эта модель предназначена для имитационного моделирования внутригодового цикла функционирования водных экологических систем как в природных условиях, так и в условиях антропогенных воздействий, в том числе для имитации антропогенного эвтрофирования и отравления токсикантами (по отдельности и в при их совместном воздействии). Модель разработана В.Ю. Третьяковым и реализована в виде компьютерной программы. Модель «ВодЭко», зарегистрирована в 2012 году в Федеральной службе по интеллектуальной собственности, под номером свидетельства № 2012611574, правообладателем является В.Ю. Третьяков. Данная модель может быть использована для изучения процессов как в непроточных, так и в проточных водоёмах с постоянным или переменным уровнем. Оценка информативности параметра выполнялась определением степени различия внутригодовых динамик этого параметра в численном эксперименте без какого-либо антропогенного воздействия или изменения характеристики (например, степени проточности), и в эксперименте с имитацией антропогенного воздействия или с изменением значения характеристики. Значимость различия определялась с помощью модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа.

Модель «ВОДЭКО» является системой из 92-х нелинейных дифференциальных уравнений. Каждое уравнение описывает временную динамику одного компонента модели. Также в модель включены ещё 11

компонентов, рассчитываемых на основании других компонентов. Итого данная модель водной экосистемы включает в себя 103 компонента.

Компоненты планктона в модели представлены несколькими группами фитопланктона, а именно диатомовыми (фито-1), сине-зелёными (фито-2) группами водорослей и остальными фитопланктерами (фито-3), а также растительоядным и хищным зоопланктоном, и ассоциированными с детритом бактериями. Ихтиофауна в модели состоит из молоди планктоноядных рыб, хищных рыб и рыб бентофагов. В свою очередь бентос представлен червями-олигохетами и моллюсками.

Другая категория компонентов – это абиотические компоненты модели, представленные планктоногенным детритом, взвешенным минеральным и органическим веществом и взвешенным веществом донного ила, а также растворёнными органическими углеродом, азотом, фосфором, растворёнными ионами аммония, нитритов, нитратов, фосфатами, растворёнными кислородом и углекислым газом.

В модели реализовано воздействие на жизнедеятельность организмов токсического загрязняющего вещества, находящегося в самих организмах, взвешенной органике, воде, и донных осадках. Модель отражает накопление токсиканта в трофической цепи и имитирует его воздействие на биоценоз путём изменения интенсивностей жизненных процессов и увеличения смертности организмов.

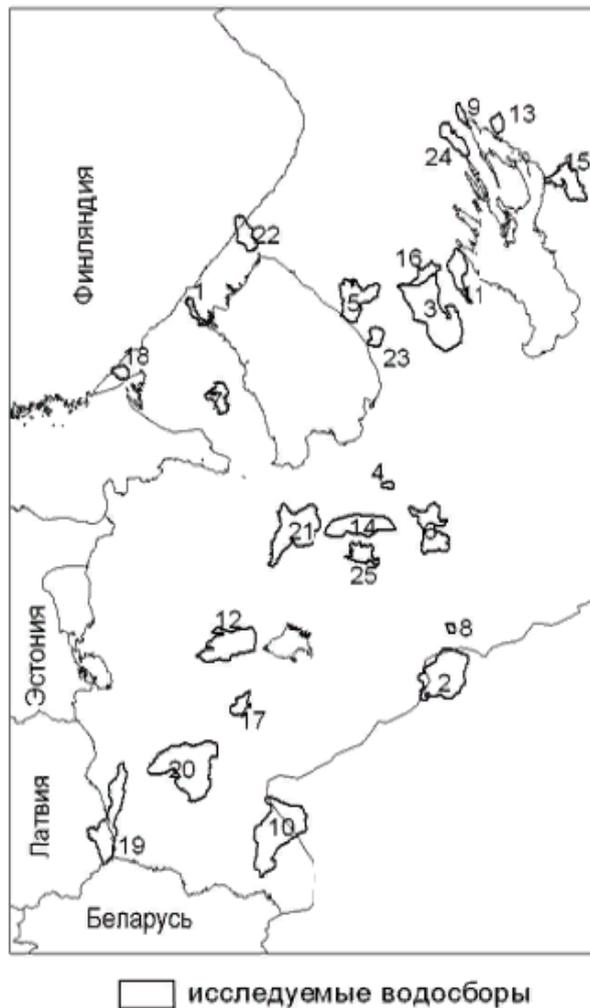
Выполнено сравнение динамик суммарной биомассы фитопланктона и валовой первичной продукции в условиях поступления в водоём речных вод с концентрациями биогенных элементов (азота и фосфора), характерными для олиготрофного и эвтрофного уровней. Исследованы последствия залпового поступления токсиканта в составе речного стока в экосистему проточного водоёма с переменными объёмом и глубиной, а также последствия постоянного поступления токсичного вещества с речным стоком. Реализовано

моделирование накопления токсического вещества в живых организмах и донных осадках.

## 2.2 Информационная база для модели

Внутригодовые динамики концентраций биогенных элементов и органического вещества в поступающих речных водах заданы на основании обобщения данных мониторинга 25 рек, относящихся к российской части водосбора Финского залива (Третьяков В.Ю., Селезнёв Д.Е., 2011). Все эти реки характеризуются слабой степенью антропогенного воздействия. Поэтому эти динамики можно считать природными.

Эти реки были подразделены на 4 группы в соответствии с характеристиками их водосборов (рис. 1).



**Рис. 1. Схема водосборных бассейнов исследуемых рек (Третьяков В.Ю., Селезнёв Д.Е., 2011):**

1 – Асиланйоки; 2 – Березайка; 3 – Важина; 4 – Валя; 5 – Видлица; 6 – Воложба; 7 – Волчья; 8 – Голоховка; 9 – Кумса; 10 – Кунья; 11 – Лососинка; 12 – Мшага; 13 – Немина; 14 – Пчевжа; 15 – Пяльма; 16 – Святрека; 17 – Северка; 18 – Селезневка; 19 – Синяя; 20 – Сороть; 21 – Тигода; 22 – Тохмайоки; 23 – Тукса; 24 – Уница; 25 – Шарья.

Так, были выделены Карельская среднетаёжная подпровинция, Карельская южно-таёжная провинция, Северо-Западная южно-таёжная подпровинция и Северо-западная подтаёжная провинция (Третьяков В.Ю., Селезнёв Д.Е., 2011).

Осреднённые динамики компонентов в речном стоке были рассчитаны по средним значениям, отнесённым к серединам гидрологических фаз (зимняя межень, весеннее половодье и др.). Выделение гидрологических фаз было выполнено на основании гидрографов уровня. Осреднённые годовые динамики были нормализованы на средние годовые значения. Эти

нормированные динамики умножались на среднегодовые концентрации суммарного фосфора и азота в водоёмах разного трофического статуса с учётом долей органического вещества и соотношения форм минерального азота.

Имитация произведена для разных уровней антропогенной нагрузки, для разных типов воздействия токсиканта: его постоянного содержания в речных водах в течение года и его залповых сбросов в поступающие речные воды. В первом случае концентрация токсиканта принимается в 200 раз меньше его пороговой концентрации в воде, при которой он начинает оказывать воздействие на интенсивность выклева молоди рыб из икринок. Сброс токсиканта происходит перед началом весеннего половодья при минимальном поступлении речных вод. При этом суммарное за год количество поступающего с речным стоком токсиканта при его постоянном поступлении равно его поступлению при залповом сбросе.

Моделировались воздействия токсикантов двух типов: 1) не стимулирующих жизненные процессы в организмах не при каких концентрациях, а лишь снижающих интенсивности процессов, 2) стимулирующих процессы при малых концентрациях токсиканта в организмах и угнетающих при высоких.

### 2.3 Критерий Нэша-Сатклиффа

Для сопоставления нормализованных динамик по результатам двум численным экспериментов используется модифицированный критерий Нэша-Сатклиффа. Расчёт этого критерия выполняется следующим образом. Сначала рассчитывается среднее за год (при годовой протяжённости эксперимента) значение исследуемого параметра по результатам эксперимента без имитации антропогенного воздействия или изменения

какой-либо характеристики. Затем все элементы обоих числовых рядов (внутригодовых динамик параметра без имитации воздействия и с нею) делятся на полученное среднегодовое значение параметра в эксперименте без имитации воздействия, т.е. выполняется нормирование значений. Далее рассчитываются средние нормированные значения обоих числовых рядов. Расчёты значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа выполняется по следующим выражениям:

$$M1 = \frac{\sum_i (Y_{1i} - Y_{1av})^2}{\sum_i (Y_{1i} - Y_{1av})^2} * 100 \quad (1)$$

$$M2 = \frac{\sum_i (Y_{2i} - Y_{2av})^2}{\sum_i (Y_{2i} - Y_{2av})^2} * 100 \quad (2)$$

$$M = (M1 + M2)/2 \quad (3)$$

В этих выражениях  $Y_{1i}$  и  $Y_{2i}$  – нормированные значения параметра (компонента модели или интенсивности имитируемого процесса) в сравниваемых экспериментах в одни и те же сутки с номером «i». Значение «i» принимает все целые значения от 1 до 365.  $Y_{1av}$  и  $Y_{2av}$  – соответственно средние годовые значения параметра в обоих численных экспериментах. M – значение модифицированного коэффициента Нэша-Сатклиффа. Исходная версия критерия Нэша-Сатклиффа была предложена для оценки достоверности моделей прогноза уровней воды в реках. В этом случае сравниваются числовой ряд – результат моделирования и ряд реальных значений по данным мониторинга. Ниже представлена исходная версия критерия Нэша-Сатклиффа NS:

$$NS = \left(1 - \frac{\sum_i (Y_{pi} - Y_{Mi})^2}{\sum_i (Y_{pi} - Y_{CP})^2}\right) * 100 \quad (4).$$

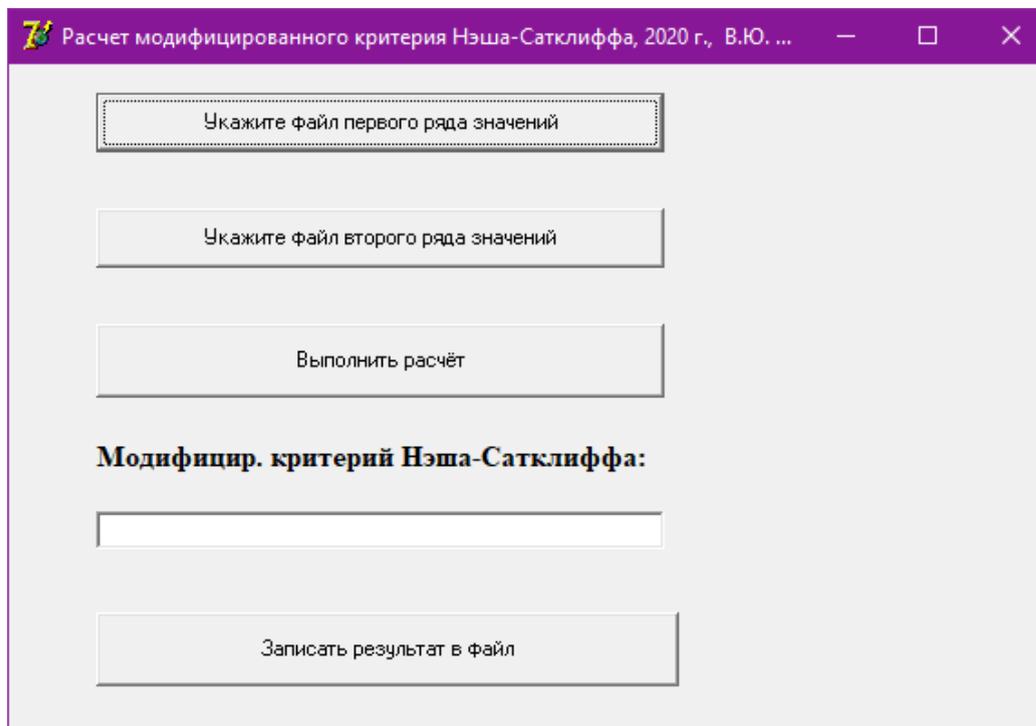
Здесь  $Y_{pi}$  и  $Y_{Mi}$  – соответственно реальные и модельные значения,  $Y_{CP}$  – среднее реальное значение. Чем выше значение критерия, тем выше достоверность разработанной модели.

Однако в нашем случае необходимо оценивать не достоверность модели реальности, а степень различия результатов решения в двух экспериментах. При этом эти два эксперимента «абсолютно равноправны». Поэтому расчёт модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа выполняется дважды: значения параметра в первом и втором экспериментах «меняются местами» (выражения 1 и 2). Также в новой модификации критерия убрано вычитание результата из единицы. Благодаря этому чем больше значение модифицированного критерия, тем больше различие между двумя числовыми рядами. Для дальнейшего анализа используется среднее из двух рассчитанных (по выражениям 1 и 2) значений модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа. Величина модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа означает следующее:

- меньше 10% – крайне незначительное различие поведения модели в двух сравниваемых численных экспериментах в соответствии с динамикой данного параметра;
- 10-20% – небольшое различие поведения модели в двух сравниваемых экспериментах, которое не доказывает наличия существенных изменений в функционировании модели экосистемы;
- больше 20% – доказывает наличие существенных изменений в функционировании модели экосистемы.

Сравнение результатов двух модельных расчётов по критерию Нэша-Сатклиффа проводилось с помощью специально разработанной для

этого компьютерной программы, интерфейс которой представлен на рисунке 2:



**Рис. 2. Интерфейс специализированной программы расчёта модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа**

Сначала пользователь должен с помощью диалогов указать файлы с результатами двух численных экспериментов для их сравнения. Затем программа выполняет расчёты и выдаёт на экран результат в процентах. Пользователь может записать результат в отдельный файл.

### 3 РЕЗУЛЬТАТЫ

По описанной ранее методике проведены сравнения результатов численных экспериментов, объединённых в ряд групп по типу имитируемого антропогенного воздействия или изменения параметра функционирования экосистемы.

#### 3.1 Влияние «олиготрофного» и «эвтрофного» уровней содержания азота и фосфора в речном стоке на поведение модели

Трофический статус как характеристика экосистемы водоёма зависит от значительного количества параметров. Поступление антропогенных биогенных элементов (фосфора и азота) приводит к антропогенной эвтрофикации экосистемы.

Для отнесения экосистемы водоёма к определённой градации трофического статуса (олиготрофной, мезотрофной, эвтрофной, гипертрофной) используются сведения о содержании в их водах биогенных элементов, а также об удельных биомассах фито-, зоо- и бактериопланктона.

В данной работе сопоставление результатов «олиготрофных» и «эвтрофных» численных экспериментов выполнялось сравнением динамик концентраций фосфора фосфатов и азота аммония, нитритов и нитратов, удельных биомасс трёх групп фитопланктона (1 – диатомовые, 2 – синезелёные, 3 – остальные группы водорослей), двух групп зоопланктона (1 – растительный, 2 – хищный) и бактериопланктона. При этом выполнены эксперименты с имитацией обобщённых внутригодовых динамик содержания азота и фосфора в речном стоке трёх групп рек: 1) Кумса, Немина, Пяльма, Тохма-йоки, Уница; 3) Березайка, Важина, Валя, Видлица, Воложба, Голоховка, Лососинка, Пчевжа, Святерка, Тигода, Тукса; 4) Кунья, Северка,

Синяя, Сорочь, Шарья. Эксперименты с имитацией внутригодовых динамик биогенных элементов в стоке рек второй группы не были выполнены из-за локализации этих рек в ограниченном районе на севере Карельского перешейка.

**Табл. 1. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) по результатам сравнений динамик компонентов модели в «олиготрофном» и «эвтрофном» численных экспериментах**

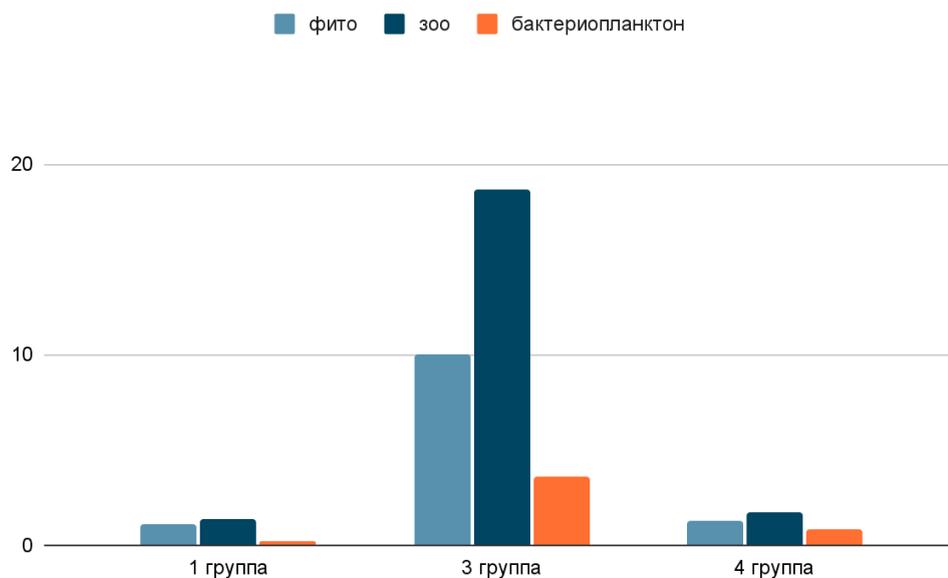
группа реки	показатель									
	фито 1	фито 2	фито 3	зоо 1	зоо 2	бактериопланктон	P-PO4	N-NH4	N-NO3	N-NO2
1	1,3	0,6	1,3	1,0	1,8	0,2	7448,3	41956,2	155,6	27422,1
3	11,4	0,7	17,8	20,8	16,5	3,6	8674,8	27397,4	489172,6	31327,2
4	1,5	0,9	1,5	1,2	2,2	0,85	11021,3	2893,2	563,8	31051,3

Средние значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа для суммарного фито- и зоопланктона, бактериопланктона и биогенных элементов (азота и фосфора) для удобства интерпретации представлены в таблице 2.

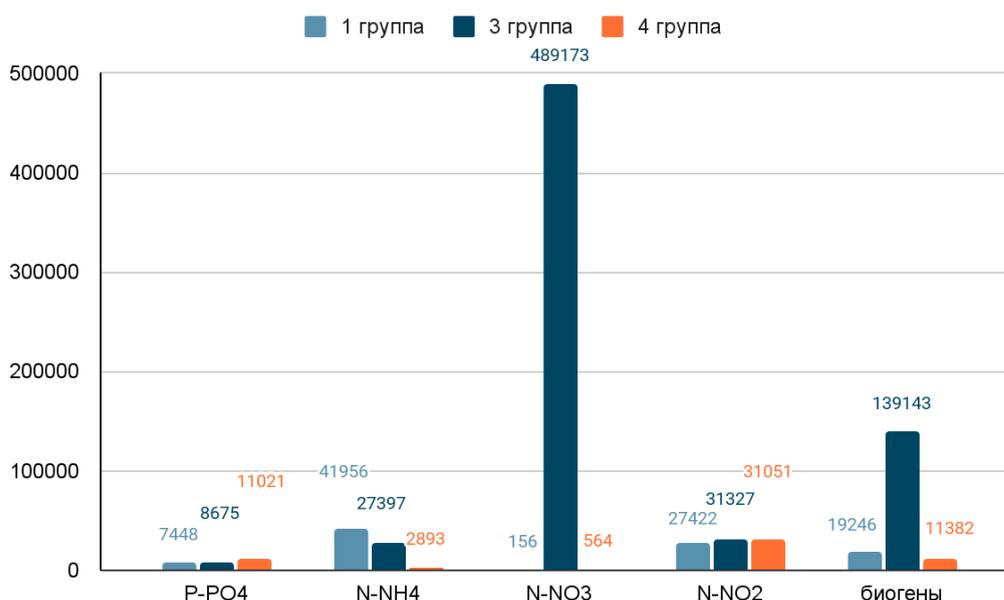
**Табл. 2. Средние значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) для сравнения динамик показателей в «олиготрофном» и «эвтрофном» численных экспериментах**

группа рек	показатель			
	фито	зоо	бактериопланктон	биогены
1	1,1	1,4	0,2	19245,5
3	10,0	18,7	3,6	139143,0
4	1,3	1,7	0,8	11382,4

Для наглядности полученные результаты представлены в виде диаграмм отдельно для значений модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа по динамике показателей биомассы планктона (рис. 3) и по динамике показателей содержания биогенных элементов (рис. 4).



**Рис. 3. Средние значения МК Нэша-Сатклиффа (%) для сравнения динамик показателей биомассы фито-, зоо- и бактериопланктона в “олиготрофном” и “эвтрофном” численном эксперименте**



**Рис. 4. Средние значения МК Нэша-Сатклиффа (%) для сравнения динамик показателей содержания биогенных элементов (фосфора, азота и среднее) в “олиготрофном” и “эвтрофном” численном эксперименте**

При имитации динамик субстанций в речном стоке, характерных для рек первой и четвёртой групп наблюдается следующая особенность: колоссальные значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа,

рассчитанного по динамике концентраций биогенных элементов в модели экосистемы озера, и при этом незначительные значения этого критерия по динамике планктона. Это свидетельствует о высокой устойчивости модели экосистемы к антропогенному эвтрофированию. При имитации динамики азота и фосфора в речном стоке, характерной для рек третьей группы, и при имитации «олиготрофного» и «эвтрофного» уровней эвтрофирования выявлено незначительное различие поведения модели по динамике зоопланктона.

### 3.2 Влияние начальных условий на поведение модели

Выполнено сравнение результатов экспериментов с различными начальными значениями компонентов модели. Сначала выполнялся один эксперимент, а затем конечные значения компонентов модели в этом эксперименте задавались в качестве начальных для следующего эксперимента. Результаты таких двух экспериментов использовались для расчётов модифицированных критериев Нэша-Сатклиффа. Эксперименты выполнялись с имитацией различных динамик субстанций в речном стоке, характерных для различных групп рек. Также рассчитано среднее значение модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа для компонентов модели по шести парам экспериментов (таблица 3). В ней в столбце «среднее» **полужирным шрифтом** выделены те значения критерия, которые свидетельствуют о значительном изменении поведения модели при изменении начальных значений компонентов.

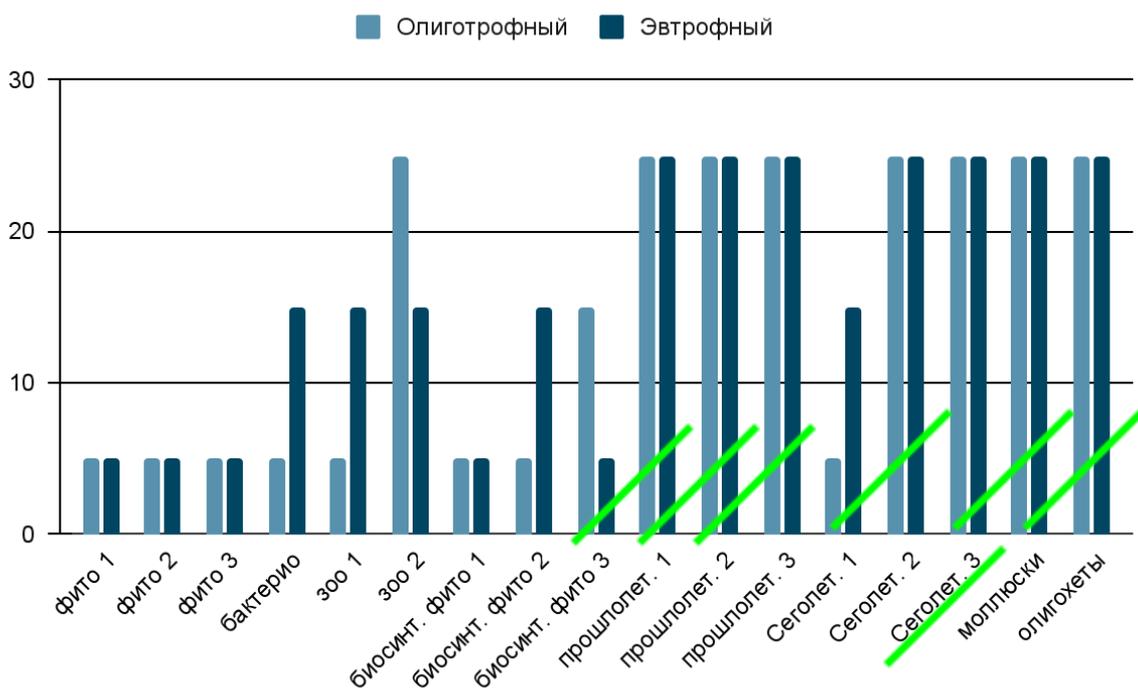
**Табл. 3. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) в по результатам экспериментов с изменениями начальных значений компонентов модели**

параметр	1 гр. олиг.	3 гр. олиг.	4 гр. олиг.	среднее	1 гр. эвтроф.	3 гр. эвтроф.	4 гр. эвтроф.	среднее
фитопл. 1	1,4	14,8	0,9	5,8	3,9	3,3	3,0	3,4
фитопл. 2	0,5	2,5	0,5	1,2	0,7	10,3	0,7	3,9
фитопл. 3	0,8	18,3	0,7	6,6	1,0	1,6	0,9	1,2
бактериопл.	0,7	3,6	0,6	1,6	0,9	28,8	0,8	10,2
зоопл. 1	0,8	13,2	1,0	5,00	1,1	34,0	1,3	12,1
зоопл. 2	1,9	6,3	68,9	<b>25,7</b>	1,6	46,8	1,6	16,7
биосинтез фитопл. 1	3,2	11,4	2,7	5,8	5,8	9,3	4,0	6,4
биосинтез фитопл. 2	1,1	18,2	3,0	7,4	2,0	48,6	2,2	17,6
биосинтез фитопл. 3	0,2	26,5	3,5	10,1	0,4	5,2	1,1	2,2
прошлолет .1	66872,6	58010,8	60134,3	<b>61672,6</b>	72963,6	77448,3	2562,6	<b>50991,5</b>
прошлолет .2	73937,7	70965,7	80456,1	<b>75119,8</b>	8173,5	14815,0	46903,2	<b>23297,2</b>
прошлолет .3	3,3E+25	6,7E+36	3,0E+15	<b>2,2E+36</b>	3,8E+28	5,4E+23	5,7E+28	<b>3,2E+28</b>
Сеголет. 1	4,1	4,7	4,0	4,3	8,0	36,0	8,7	17,8
Сеголет. 2	395,0	440,7	382,6	<b>406,1</b>	366,8	311,0	333,2	<b>337,0</b>
Сеголет. 3	260,1	249,7	285,1	<b>265,0</b>	237,0	261,1	228,0	<b>242,0</b>
моллюски	68910,2	62048,4	68602,4	<b>66520,3</b>	1837618,6	129312,8	72633,3	<b>679854,9</b>
олигохеты	204712,9	392026,2	201753,6	<b>266164,2</b>	2,2E+17	272105,6	2,0E+17	<b>1,4E+17</b>
O2	25,9	31,4	15,3	<b>24,2</b>	6,4	49,6	6,9	<b>21,0</b>
C-CO2	88,1	121,8	83,6	<b>97,8</b>	54,5	48,3	57,7	<b>53,5</b>
Сорг	85,4	170,0	59,6	<b>105,0</b>	100,4	146,0	65,0	<b>103,8</b>
Norg	46,9	37,6	36,7	<b>40,4</b>	9,3	10,7	51,9	<b>24,0</b>
Porg	2,0	10,3	1,9	4,7	5,5	13,5	5,3	8,1
NH4	73,2	70,0	62,3	<b>68,5</b>	1447,1	1056,2	8,4	<b>837,2</b>
NO2	28,4	53,1	34,1	<b>38,6</b>	170,8	340,8	154,1	<b>221,9</b>
NO3	329590,7	180983,7	178720,8	<b>229765,1</b>	1040,4	271,4	109,3	<b>473,7</b>
PO4	4,2	243,2	2,5	<b>83,3</b>	45,7	319,2	565,7	<b>310,2</b>

Как в «олиготрофных», так и в «эвтрофных» численных экспериментах водоёмов сильнее всего изменение начальных значений компонентов влияет на динамики биомасс рыб-прошлолеток, рыб-сеголеток 2 и 3 группы, олигохет и моллюсков, а также концентраций биогенов, кислорода,

углекислого газа и органических углерода и азота. В «олиготрофных» экспериментах сильны различия динамик биомасс хищного зоопланктона.

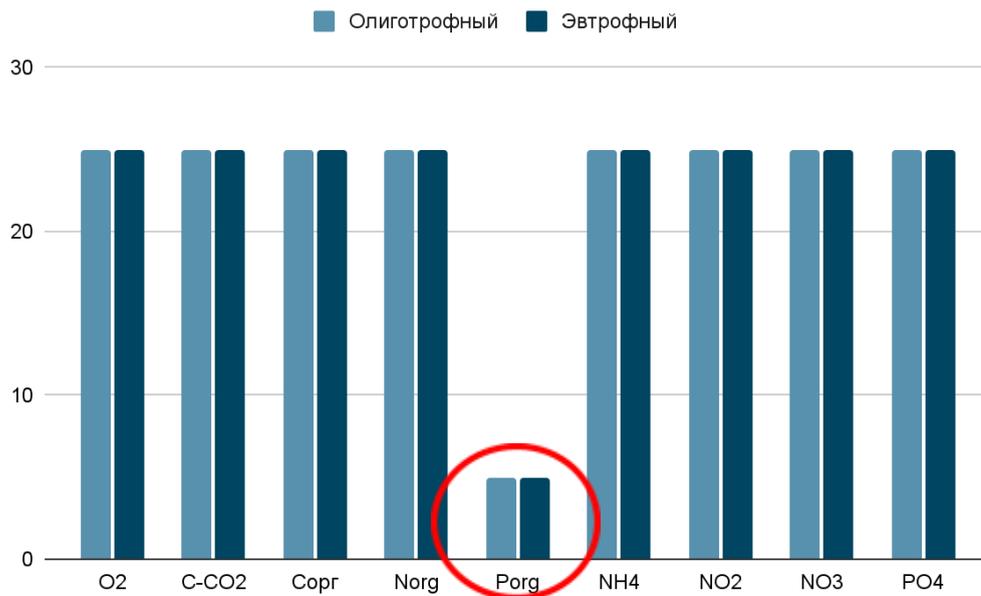
Для наглядности полученные значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа были распределены по трём категория (меньше 10%; от 10% до 20%; свыше 20%) и представлены в виде диаграмм (рис. 5, рис. 6).



**Рис. 5. Распределение рассмотренных параметров оценки экологического состояния водоёма согласно полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) для динамик гидробионтов**

Зелёным цветом на рисунке 5 отмечены те параметры оценки экологического состояния водоёма, которые в обоих экспериментах показали наличие существенных изменений в функционировании модели экосистемы.

На рисунке 6 все параметры продемонстрировали наличие существенных изменений в функционировании модели экосистемы, кроме динамики органического фосфора (он выделен красным).



**Рис. 6. Распределение рассмотренных параметров оценки экологического состояния водоёма согласно полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) для динамик содержания кислорода, углерода, азота и фосфора**

### 3.3 Влияние залпового поступления биогенов

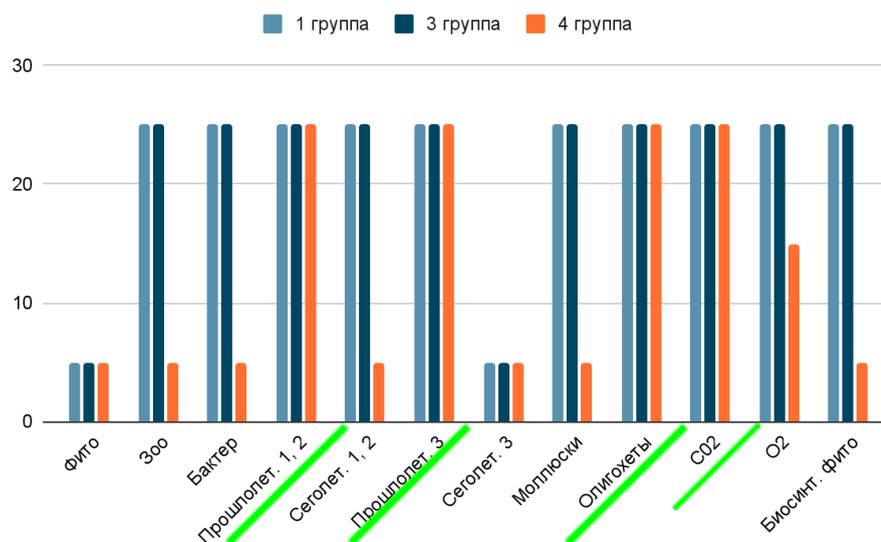
Выполнено сравнение динамик компонентов в «эвтрофных» численных экспериментах с постоянным поступлением биогенных элементов и с имитацией залпового поступления азота и фосфора при минимальном расходе речных вод накануне весеннего половодья.

Как можно судить по полученным результатам, не во всех случаях залповое поступление азота и фосфора одинаково влияет на динамику лимитации первичной продукции фитопланктона дефицитом азота и фосфора.

**Табл. 4. Средние значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) по результатам сравнения динамик компонент в «эвтрофных» численных экспериментах при постоянном и залповом поступлениях азота и фосфора с речным стоком**

Группа рек	1	3	4
показатель			
Фито	4,1	4,6	0,4
Зоо	47,8	38,2	0,0
Группа рек	1	3	4
показатель			
Бактер.	42,5	30,4	0,1
Прошлолетк и	503,3	194,4	1132,8
Сеголетки	57,9	50,1	1,0
Прошлолетк и бентосоядн ых рыб	1684246,6	1072257325137920,0	1589620672542280000,0
Сеголетки бентосоядн ых рыб	0,4	0,1	0,9
Моллюски	2706,5	43,5	0,2
Олигохеты	188041057097216,0	1497,2	83011927841792,0
CO <sub>2</sub>	80,1	117,2	29,3
O <sub>2</sub>	74,5	30,6	13,4
Биосинтез фитопл.	60,4	21,9	2,7

Изменения динамик биомасс фитопланктона и бентосоядных рыб-сеголеток во всех случаях была незначительны. Наоборот, значительные изменения динамик во всех случаях наблюдались у таких компонент, как биомасса рыб-прошлолеток, олигохет, а также концентрации растворённого углекислого газа.



**Рис.7. Распределение рассмотренных параметров оценки экологического состояния водоёма согласно полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) для динамик компонентов в эксперименте с залповым поступлением биогенов с речным стоком**

### 3.4 Моделирование воздействия токсиканта

Исследовано влияние на интенсивности жизненных процессов поступления в экосистему токсикантов двух разных типов.

Токсикант первого типа не стимулирует жизненные процессы в организмах не при каких концентрациях, а лишь снижающих интенсивности процессов, тогда как токсикант второго типа при малых концентрациях его в организмах стимулирует процессы, но оказывает угнетающее действие при высоких.

#### 3.4.1 Сравнение воздействия разных типов токсиканта

Выполнено сравнение динамик содержания токсиканта в компонентах модели экосистемы и интенсивностей жизненных процессов в организмах

при имитации постоянного поступления токсикантов двух типов и различных внутригодовых динамиках содержания субстанций в речном стоке.

В поступающих речных водах в данном эксперименте постоянная концентрация токсиканта в 200 раз меньше его пороговой концентрации в воде, при которой он начинает оказывать воздействие на интенсивность выклева молоди рыб из икринок (равна 0.0005 условного токсиканта/л).

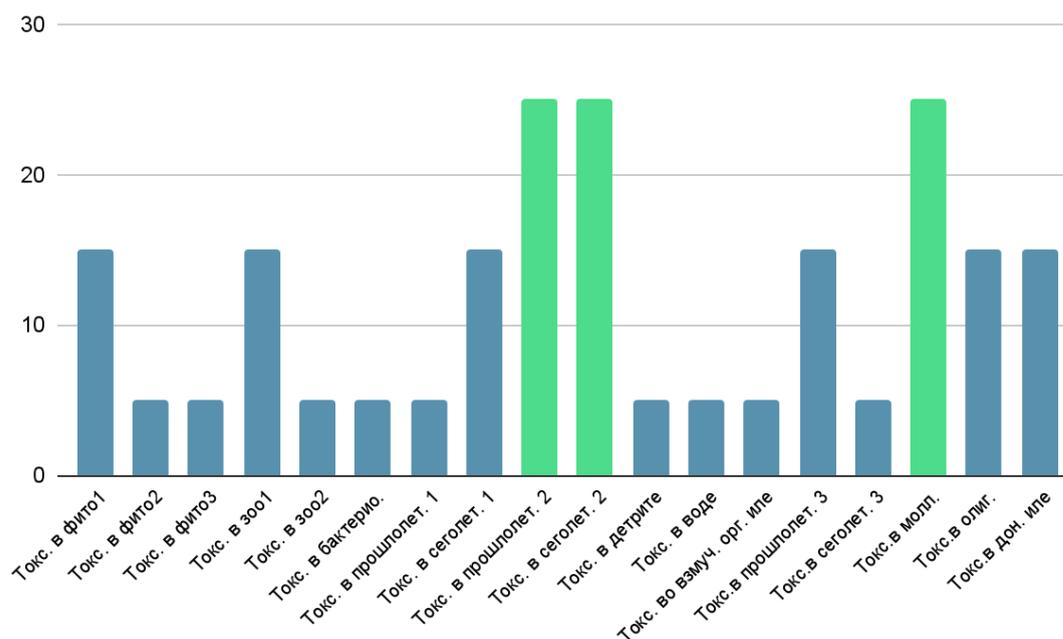
В таблице 7 представлены значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа в результате сравнения внутригодовых динамик численных экспериментов с имитацией постоянного поступления токсикантов первого и второго типа воздействия на жизненные процессы в организмах в малых концентрациях. Таким образом имитировалось содержание нетоксических компонентов модели в речном стоке в соответствии с осреднённой динамикой, характерной для рек соответствующих групп.

**Табл. 7. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) в численных экспериментах с постоянным поступлением токсикантов разных типов воздействия в малых концентрациях**

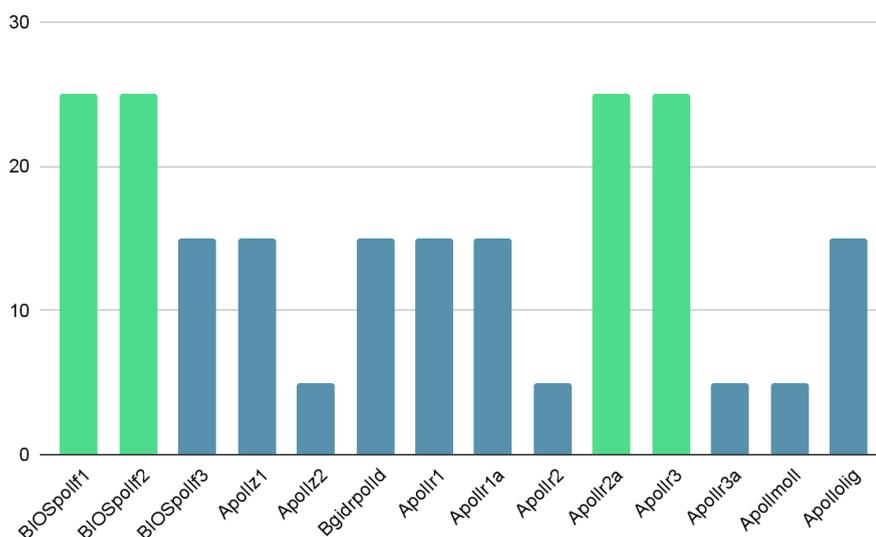
Показатель	Группы рек			Среднее
	1	3	4	
Токсикант из воды				
Токсикант в фито1	9,3	12,3	9,3	10,3
Токсикант в фито2	8,0	4,0	10,5	7,5
Токсикант в фито3	5,8	2,8	8,6	5,7
Токсикант в зоо1	12,8	5,2	13,5	10,5
Токсикант в зоо2	3,3	3,8	3,6	3,6
Токсикант в бактериопланктоне	11,2	1,8	11,7	8,2
Токсикант в рыбах прошолетках 1	7,6	6,9	6,8	7,1
Токсикант в рыбах сеголетках 1	15,0	17,4	15,2	15,8
Токсикант в рыбах прошолетках 2	28,3	7,0	32,6	<b>22,6</b>
Токсикант в рыбах сеголетках 2	48,5	6,4	53,3	<b>36,1</b>

Токсикант в детрите	8,9	5,1	9,2	7,7
Показатель	Группы рек			Среднее
	1	3	4	
Токсикант в воде	6,5	7,9	6,9	7,1
Токсикант во взмуч. орг. иле	5,5	1,4	4,7	3,8
Токсикант в рыбах прошлолетках 3	0,7	37,4	1,5	13,2
Токсикант в рыбах сеголетках 3	4,0	13,5	3,0	6,8
Токсикант в моллюсках	15,2	31,4	79,6	<b>42,0</b>
Токсикант в олигохетах	17,3	8,7	18,2	14,7
Токсикант в донном иле	9,4	16,7	8,1	11,4
Иные пути поступления токсиканта				
BIOSpollf1	10,8	67,3	11,3	29,8
BIOSpollf2	31,3	32,8	37,4	<b>33,8</b>
BIOSpollf3	11,9	14,5	15,2	13,8
Apollz1	14,6	4,6	17,1	12,1
Apollz2	7,7	6,8	8,6	7,7
BgidrpollD	22,4	11,7	23,1	19,1
Apollr1	6,5	23,3	7,4	12,4
Apollr1a	6,5	22,2	6,6	11,8
Apollr2	10,6	5,7	10,7	9,0
Apollr2a	19,8	13,0	27,0	20,0
Apollr3	115,0	52,5	107,3	<b>91,6</b>
Apollr3a	7,0	13,5	5,4	8,6
Apollmoll	8,3	7,9	9,0	8,4
Apollolig	15,9	25,8	14,0	18,5

Для наглядности полученные результаты разделены на три группы в соответствии с интерпретацией полученного значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (меньше 10%; от 10% до 20%; свыше 20%) и представлены в графическом виде (рис. 8, рис. 9). Зелёным цветом выделены те параметры оценки экологического состояния водоёма, которые продемонстрировали значимый отклик.



**Рис. 8. Распределение параметров оценки поступления токсиканта из воды в гидробионты согласно среднему по полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) в эксперименте с постоянным поступлением токсикантов разных типов воздействия в малых концентрациях**



**Рис. 9. Распределение параметров оценки накопления токсиканта при прочих процессах в гидробионтах согласно среднему по полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) в эксперименте с постоянным поступлением токсикантов разных типов воздействия в малых концентрациях**

Значительные величины модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа получены при сравнении динамик поступления токсиканта

с водой для хищных прошлолеток и сеголеток, для моллюсков, а также с пищей для хищных сеголеток и бентосоядных прошлолеток, при биосинтезе в диатомовые и сине-зелёные водоросли. Остальные динамики не демонстрируют существенных различий.

Также имитировалось залповое поступление токсикантов с речным стоком. Имитация залповых сбросов производилась дважды в год перед началом весеннего половодья и осеннего паводка при минимальном поступлении речных вод. Концентрация токсиканта, поступающего с двумя залповыми сбросами, равна сумме концентраций токсиканта в речном стоке за весь год при его постоянном поступлении.

В таблице 8 представлены значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа в результате сравнения внутригодовых динамик численных экспериментов с имитацией залпового поступления токсикантов первого и второго типа воздействия на жизненные процессы в организмах.

**Табл. 8. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) в численных экспериментах при залповых поступлениях в экосистему токсикантов разных типов**

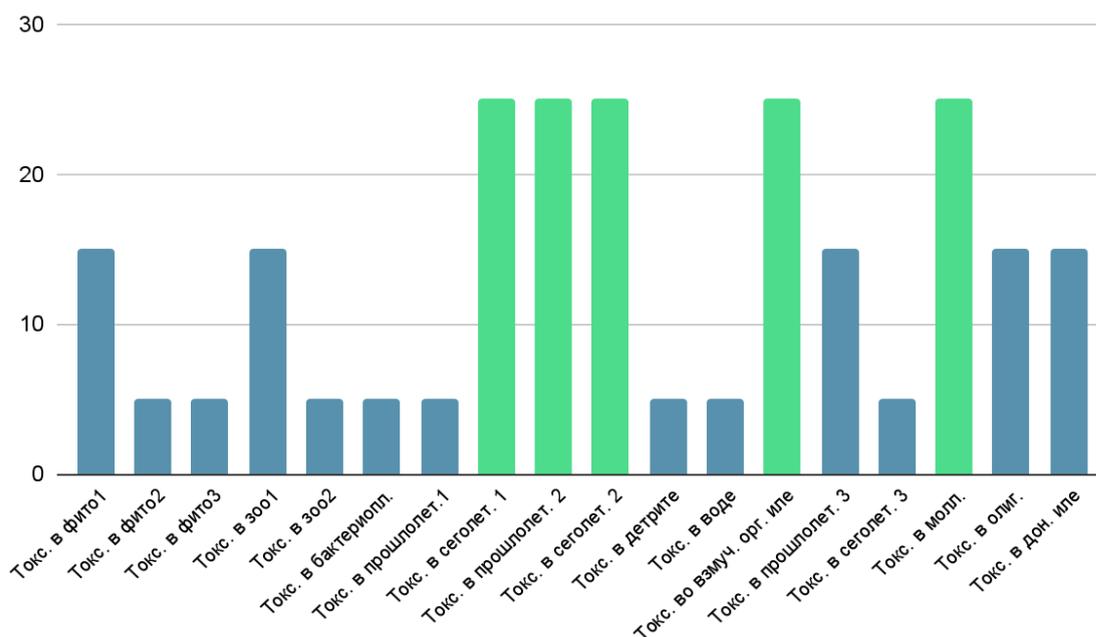
Показатель	Группа рек			Средне е
	1	3	4	
Токсикант из воды				
Токсикант в фито1	9,3	12,3	9,4	10,3
Токсикант в фито2	8,0	4,0	10,5	7,5
Токсикант в фито3	5,7	2,7	8,6	5,7
Токсикант в зоо1	12,8	5,2	13,5	10,5
Токсикант в зоо2	3,3	3,8	3,6	3,6
Токсикант в бактериопланктоне	11,2	1,8	11,7	8,2
Токсикант в рыбах 1 прошлолетках	7,6	7,0	6,9	7,1
Токсикант в рыбах 1а сеголетках	15,0	217,4	15,2	82,5
Токсикант в рыбах 2 прошлолетках	28,3	7,0	32,6	22,6

Токсикант в рыбах 2а сеголетках	48,6	6,4	53,4	36,1
Токсикант в детрите	8,9	5,1	9,2	7,7
Токсикант в воде	6,6	8,0	7,0	7,2
Показатель	Группа рек			Средне е
	1	3	4	
Токсикант во взмуч. орг. иле	196,1	0,0	0,0	65,4
Токсикант в рыбах 3 прошлолетках	0,7	37,4	1,5	13,2
Токсикант в рыбах 3а сеголетках	4,0	13,5	3,0	6,8
Поллютант в моллюсках	76,6	31,4	79,6	<b>62,5</b>
Поллютант в олигохетах	17,3	8,7	18,2	14,7
Поллютант в донном иле	9,4	16,7	8,1	11,4
Иные пути поступления токсиканта				
BIOSpollf1	10,8	67,5	11,3	29,9
BIOSpollf2	31,1	32,8	37,3	<b>33,7</b>
BIOSpollf3	11,8	14,5	15,1	13,8
Apollz1	14,6	4,6	17,1	12,1
Apollz2	7,7	6,8	8,6	7,7
Bgidrpolld	22,4	11,7	23,2	19,1
Apollr1	6,5	23,3	7,4	12,4
Apollr1a	6,5	22,2	6,6	11,8
Apollr2	10,6	5,7	10,7	9,0
Apollr2a	19,8	13,0	27,1	9,0
Apollr3	115,0	52,5	107,3	<b>91,6</b>
Apollr3a	7,0	13,5	5,4	8,6
Apollmoll	8,3	7,9	9,0	8,4
Apollolig	15,9	25,8	14,0	18,5

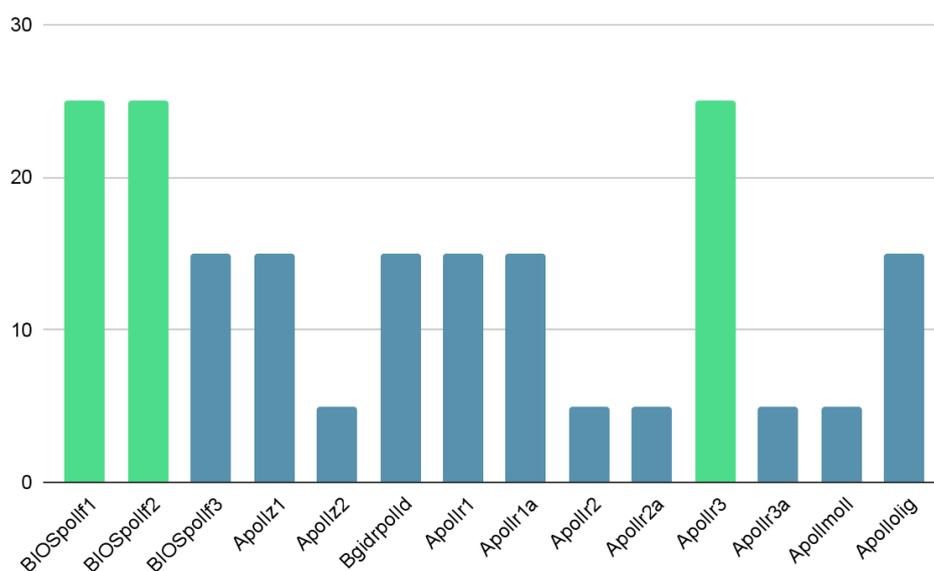
Для наглядности полученные результаты разделены на три группы в соответствии с интерпретацией полученного значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (меньше 10%; от 10% до 20%; свыше 20%) и представлены в графическом виде (рис. 10, рис. 11). Зелёным цветом выделены те параметры оценки экологического состояния водоёма, которые продемонстрировали значимый отклик.

Значительные величины модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа получены при сравнении динамик поступления токсиканта

с водой для растительных сеголеток, хищных прошлолеток и сеголеток, для моллюсков, накопление токсиканта из воды во взмученном иле, а также с пищей для бентосоядных прошлолеток, при биосинтезе в диатомовые и сине-зелёные водоросли. Остальные динамики не демонстрируют существенных различий.



**Рис.10. Распределение параметров оценки поступления токсиканта из воды в гидробионты согласно среднему по полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) в эксперименте с залповым поступлением токсикантов разных типов воздействия**



**Рис. 11. Распределение параметров оценки накопления токсиканта при прочих процессах в гидробионтах согласно среднему по полученным значениям МК**

**Нэша-Сатклиффа (в %) в эксперименте с залповым поступлением токсикантов разных типов воздействия**

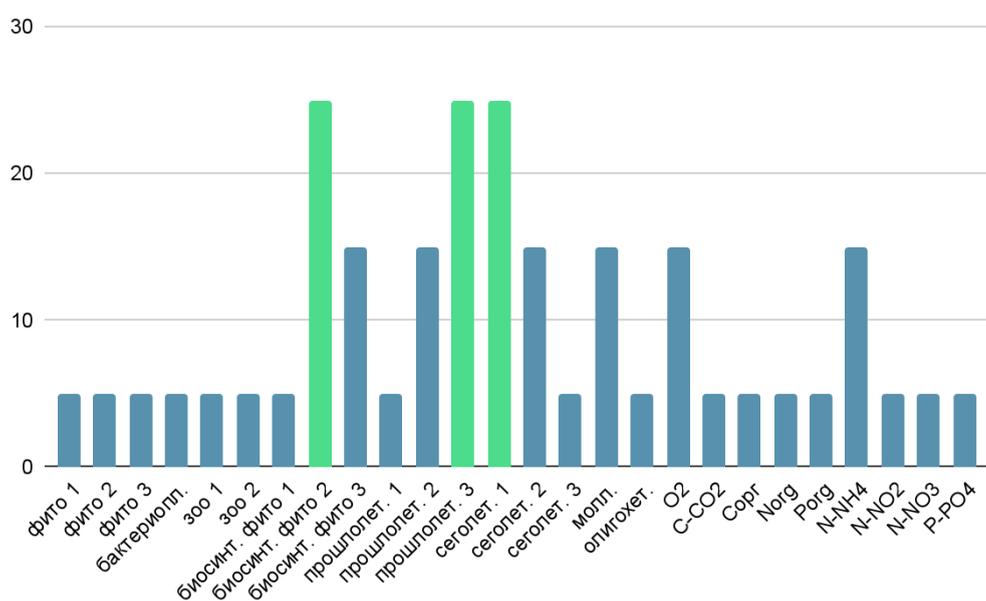
Результаты анализа различий динамик компонентов модели и интенсивностей жизненных процессов в организмах в численных экспериментах с поступлением токсикантов 1-го и 2-го типа в высоких концентрациях приведены в таблице 9. Высокие концентрации токсиканта в речных водах в данных экспериментах в 100 раз выше, чем в экспериментах с низкой концентрацией.

**Табл. 9. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) по результатам сравнения динамик в численных экспериментах с постоянным поступлением токсикантов в высоких концентрациях**

Показатель	Группа рек			Средне е
	1	3	4	
фитопл. 1	0,2	1,2	0,1	0,5
фитопл. 2	9,8	2,3	9,9	7,3
фитопл. 3	5,	4,2	4,3	4,5
бактериопл.	3,1	3,2	3,1	3,1
зоопл. 1	3,5	9,7	3,2	5,5
зоопл. 2	3,8	18,4	3,6	8,6
биосинтез фитопл. 1	1,9	12,1	1,1	5,0
биосинтез фитопл. 2	129,0	109,6	145,9	<b>128,1</b>
биосинтез фитопл. 3	12,9	31,0	12,2	18,7
прошлолет. 1	8,7	6,1	8,8	7,8
прошлолет. 2	16,0	5,8	16,7	12,8
прошлолет. 3	11,0	35,9	13,5	20,2
Сеголет. 1	4,9	75,2	6,2	28,8
Сеголет. 2	13,6	5,4	20,3	13,1
Сеголет. 3	0,0	0,1	0,0	0,0
моллюски	14,4	3,1	13,8	10,4
олигохеты	8,7	9,7	7,8	8,7
O2	17,3	7,6	17,3	14,1
C-CO2	3,3	8,0	2,6	4,6
Сорг	4,0	2,4	2,6	3,0
Nорг	3,9	1,4	6,4	3,9
Pорг	5,2	1,8	5,1	4,0
NH4	2,1	7,6	20,7	10,2

NO2	6,5	2,6	4,5	4,5
NO3	7,4	3,5	2,5	4,5
PO4	0,4	0,1	0,2	0,2

Для наглядности полученные результаты разделены на три группы в соответствии с интерпретацией полученного значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (меньше 10%; от 10% до 20%; свыше 20%) и представлены в графическом виде (рис. 12). Зелёным цветом выделены те параметры оценки экологического состояния водоёма, которые продемонстрировали значимый отклик.



**Рис. 12. Распределение параметров оценки согласно среднему по полученным значениям МК Нэша-Сатклиффа (в %) в эксперименте с постоянным поступлением токсикантов разных типов воздействия в высоких концентрациях**

Наибольшее изменение поведения модели выявлено в динамике интенсивности биосинтеза фитопланктона 2-ой группы при имитации внутригодовой изменчивости содержания субстанций в речном стоке. Также есть существенное различие динамик биомасс прошлолеток бентосоядных рыб и сеголеток растительноядных рыб при имитации внутригодовой изменчивости содержания субстанций в речном стоке, характерной для рек 3-й группы.

### 3.4.2 Влияние поступления токсикантов в разных концентрациях

Выполнена имитация двух вариантов постоянного поступления токсиканта в экосистему с речным стоком: при его концентрации в 200 раз меньше пороговой концентрации в воде, начиная с которой происходит влияние токсиканта на интенсивность выклева молоди рыб из икринок; и при этой пороговой концентрации. Результаты расчётов значений модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа по динамикам компонентов модели и интенсивностей процессов в этих экспериментах представлены в таблице 10.

**Табл. 10. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) по результатам сравнения динамик содержания токсиканта при низкой и высокой концентрациях токсиканта 1-го типа в речном стоке**

Показатель	Группы рек			Среднее
	1	3	4	
	Токсикант			
Токсикант в фито1	4,6	17,4	3,9	8,6
Токсикант в фито2	14,3	9,9	<b>22,0</b>	15,4
Токсикант в фито3	<b>20,3</b>	8,7	<b>33,4</b>	<b>20,8</b>
Токсикант в зоо1	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в зоо2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в бактериопланктоне	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах прошлолетках 1	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах сеголетках 1	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах прошлолетках 2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах сеголетках 2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в детрите	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в воде	30,76	54,1	34,1	<b>39,7</b>

Токсикант во взмуч. орг. иле	3600108,0	1918960,8	4999123	3506063,9
Показатель	Группы рек			Среднее
	1	3	4	
Токсикант в бентосоядных рыбах прошлолетках	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в бентосоядных рыбах сеголетках	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в моллюсках	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в олигохетах	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в донном иле	0,0	0,0	0,0	0,0
Интенсивности жизненных процессов				
BIOSpollf2	9,7	6,4	17,6	11,2
BIOSpollf3	10,8	6,7	19,9	12,5
Apollz1	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollz2	0,0	0,0	0,0	0,0
Bgidrpolld	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr1	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr1a	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr2	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr2a	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr3	1,7	0,0	13,8	5,2
Apollr3a	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollmoll	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollolig	0,0	0,0	0,0	0,0

Видно значительное различие динамик содержания токсиканта в органике взмученных донных илов. Динамики остальных компонентов модели и интенсивностей процессов демонстрируют в основном малый отклик на изменение концентрации токсиканта в поступающем речном стоке.

Выполнены аналогичные численные эксперименты с имитацией постоянного поступления токсиканта второго типа, при низких концентрациях которого в организмах происходит стимуляция жизненных процессов. Здесь также выполнено сравнение динамик компонентов модели и интенсивностей при низких и высоких концентрациях поступающего с

речным стоком токсиканта с расчётами модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (табл. 11).

**Табл. 11. Значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа (в %) по результатам сравнения динамик содержания токсиканта при низкой и высокой концентрациях токсиканта 2-го типа в речном стоке**

Показатель	Группы рек			Средне е
	1	3	4	
<b>Токсикант</b>				
Токсикант в фито1	139,2	123,5	106,4	<b>123,0</b>
Токсикант в фито2	75,6	78,7	134,1	<b>96,1</b>
Токсикант в фито3	117,7	152,6	129,0	<b>133,1</b>
Токсикант в зоо1	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в зоо2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в бактериопланктоне	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах прошлолетках 1	0,0	0,0	2,2	0,7
Токсикант в рыбах сеголетках 1	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах прошлолетках 2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах сеголетках 2	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в детрите	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в воде	142,7	205,86	130,36	<b>159,6</b>
Токсикант во взмуч. орг. иле	33,6	24,09	42,06	<b>33,3</b>
Токсикант в рыбах прошлолетках 3	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в рыбах сеголетках 3	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в моллюсках	0,0	0,0	0,0	0,0

Токсикант в олигохетах	0,0	0,0	0,0	0,0
Токсикант в донном иле	0,1	0,0	0,0	0,0
<b>Интенсивность жизненных процессов</b>				
BIOSpollf1	192,6	176,1	171,5	<b>180,1</b>
BIOSpollf2	219,7	178,1	198,3	<b>198,7</b>
BIOSpollf3	162,48	201,3	153,9	<b>172,6</b>
Показатель	Группы рек			Средне е
	1	3	4	
Apollz1	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollz2	0,0	0,0	0,0	0,0
BgidrpollD	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr1	50,8	25,5	56,1	<b>44,1</b>
Apollr1a	0,2	0,0	0,1	0,1
Apollr2	0,0	0,0	2,5	0,8
<b>Интенсивность жизненных процессов</b>				
Apollr2a	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollr3	0,0	6,6	5,5	4,0
Apollr3a	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollmoll	0,0	0,0	0,0	0,0
Apollolig	0,0	0,0	0,0	0,0

Как видно из данной таблицы, при изменении концентрации токсиканта в поступающем речном стоке происходит существенное изменение внутригодовых динамик содержания токсиканта в фитопланктоне и взмученном органическом иле, а также значительный отклик даёт изменение динамик при биосинтезе фитопланктона и с поступлением токсиканта с пищей для растительноядных прошлолеток. Однако динамика содержания токсиканта в зоопланктоне, ихтиофауне, моллюсках и олигохетах практически не изменяется при значительном повышении концентрации токсиканта в речных водах.

### 3.5 Оценка чувствительности отдельных параметров

Выполнена оценка чувствительности ряда параметров водных объектов, используемых для определения их трофического статуса. Для этого выполнялись сравнения результатов численных экспериментов без и с имитацией антропогенного воздействия. Для сравнения рассчитывался показатель степени различия в процентах между средними за год или за вегетационный сезон (май-сентябрь) значениями параметра в двух численных экспериментах. Его величина показывает, насколько среднее значение параметра в эксперименте с высокой степенью антропогенного воздействия отличается от его значения в эксперименте с меньшим антропогенным воздействием или с его полным отсутствием. Показатель степени различия  $D$  (difference) средних значений параметра в двух экспериментах рассчитывался по формуле (5):

$$D = \left(\frac{X}{Y} - 1\right) \times 100\%, \quad (5)$$

где  $X$  – среднее значение параметра в эксперименте с большим антропогенным воздействием;  $Y$  – среднее значение параметра в эксперименте с меньшим антропогенным воздействием.

Результат расчёта показывает относительное изменение средней величины параметра при имитации антропогенного воздействия по сравнению со средним значением параметра в эксперименте с отсутствием антропогенного воздействия или его меньшей величиной. Знак показателя говорит о направленности изменения величины параметра – о её увеличении или уменьшении при усилении антропогенного воздействия. Значения показателя, превышающие по модулю 50% принимались нами как значимые.

### 3.5.1 Оценка чувствительности параметров в олиготрофном и эвтрофном экспериментах

Для отнесения экосистемы водоёма к определённой градации трофического статуса (олиготрофный, мезотрофный, эвтрофный, гипертрофный) могут быть использованы 46 параметров (Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб, 2004. 294 с., табл. 60, с. 58-61).

Определена чувствительность параметров модели в условиях антропогенного эвтрофирования при имитации динамики субстанций в речном стоке для одной и той же группы рек, но с разным уровнем трофии – «олиготрофным» с «эвтрофным». Результаты определения чувствительности ряда параметров к имитации антропогенного эвтрофирования представлены в таблице 14. Жёлтым цветом выделены значимые показатели.

**Табл. 14. Чувствительность некоторых компонентов модели и интенсивностей процессов к антропогенному эвтрофированию**

Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
Фито 1	7,4	-0,6	8,0	-0,4	8,2	-0,7
Фито 2	-2,4	-3,1	-4,1	-5,2	-2,9	-3,7
Фито 3	0,2	0,0	0,7	0,9	0,7	0,9
Зоо 1	4,7	4,8	6,0	6,3	5,2	5,1
Зоо 2	4,5	4,6	5,0	5,2	4,5	4,5
Бактериопланктон	-0,1	-1,1	0,8	-0,3	-0,1	-1,1
Детрит	2,7	-	3,1	-	2,7	-
С орг.	0,8	-	1,1	-	0,9	-
N орг.	97,4	-	86,3	-	100,6	-
P орг.	29,3	-	21,9	-	26,1	-
N-NH <sub>4</sub>	465,3	-	343,6	-	150,9	-
N-NO <sub>2</sub>	465,5	-	465,6	-	471,3	-
N-NO <sub>3</sub>	81,8	-	111,1	-	182,9	-
P-PO <sub>4</sub>	168,1	-	236,0	-	265,1	-
C-CO <sub>2</sub>	-39,7	-	-45,9	-	-41,1	-

O2	-4,1	-	-3,6	-	-3,1	-
Биомасс рыб прошлолеток 1	0,9	0,1	0,9	0,2	0,7	0,2
Биомасс рыб сеголеток 1	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3
Биомасс рыб прошлолеток 2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Биомасс рыб сеголеток 2	0,8	1,9	1,0	1,6	0,7	2,0
Моллюски	-0,2	-0,3	-0,2	-0,4	-0,2	-0,3
Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
Олигохеты	-2,1	-42,3	1,7	68,3	-2,3	-52,1
Донный ил	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Биомасс рыб прошлолеток 3	-0,4	-1,9	-0,4	-1,7	-0,4	-1,7
Биомасс рыб сеголеток 3	1,1	1,1	0,8	1,0	1,2	1,2
Биосинтез фито 1	16,0	0,9	19,1	3,2	17,7	0,8
Биосинтез фито 2	-1,9	-2,5	-3,7	-4,5	-1,2	-1,9
Биосинтез фито 3	13,6	13,4	23,7	24,1	23,8	24,3

Эти результаты соответствуют выводам, сделанным в главе 3.1, а именно: наиболее чувствительны к антропогенному эвтрофированию динамики концентраций органического азота, а также азота в аммонийной, нитритной и нитратной формах. При этом чувствительность динамики концентрации органического фосфора существенно ниже.

Чувствительность динамики биомассы олигохет к имитации антропогенного эвтрофирования значима только в экспериментах с имитацией внутригодовой динамики субстанций, характерной для рек 3-ей и 4-ой групп.

3.5.2 Оценка чувствительности параметров в экспериментах с поступлением токсиканта

Результаты моделирования, представленные в главе 3.4, показывают значительное изменение интенсивностей жизненных процессов при поступлении в экосистему токсикантов 1-го и 2-го типов. При имитации постоянного поступления токсикантов 1-го и 2-го типа в высоких концентрациях наибольшее изменение динамики обнаружено для интенсивности биосинтеза синезелёных водорослей при всех имитациях поступления нетоксических компонентов модели с речным стоком. Также существенное различие динамик обнаружено для биомасс прошлолеток бентосоядных рыб и сеголеток растительноядных рыб при имитации динамики субстанций в речном стоке в соответствии с их временной изменчивостью, характерной для рек 3-й группы.

Для уточнения ранее сделанных выводов было выполнено сравнение чувствительности средних за год и средних за вегетационный период значений ряда параметров к антропогенным воздействиям (таблицы 15-16).

В таблице 15 приведены результаты оценки чувствительности при имитации высокого поступления токсиканта 1-го типа с постоянным речным стоком в условиях антропогенного эвтрофирования. Жёлтым цветом выделены значения показателя значимой степени различия. Красным цветом выделены особо большие значения чувствительности компонентов (степень различия свыше 100 %).

**Табл. 15. Чувствительность компонентов модели к постоянному поступлению с речным стоком токсиканта 1-го типа при эвтрофировании**

Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
Фито 1	18,5	7,0	-2,6	6,8	16,7	6,4
Фито 2	19,9	1,3	63,0	23,1	17,6	0,3
Фито 3	38,6	20,5	34,7	28,5	31,3	20,3

Зоо 1	25,6	40,8	-42,8	-15,2	25,5	40,3
Зоо 2	-25,3	-21,4	-68,9	-63,6	-17,0	-12,1
Бактериопланктон	-66,2	-59,2	-67,3	-63,1	-65,8	-58,7
Детрит	156,4	-	195,5	-	148,6	-
С орг.	-10,6	-	-11,0	-	-10,2	-
N орг.	-3,3	-	-13,4	-	-4,5	-
P орг.	-10,4	-	-14,1	-	-1,1	-
N-NH4	-2,6	-	14,2	-	120,7	-
N-NO2	-4,2	-	-12,3	-	-15,5	-
N-NO3	-8,8	-	-12,3	-	-36,1	-
P-PO4	-5,7	-	2,2	-	4,0	-
Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
C-CO2	-34,6	-	-6,8	-	-37,4	-
O2	2,701	-	0,2	-	1,9	-
Биомасс рыб прошлолеток 1	-35,0	-28,2	-13,6	-33,8	-33,3	-26,0
Биомасс рыб сеголеток 1	-94,8	-93,8	-99,1	-99,1	-94,6	-93,5
Биомасс рыб прошлолеток 2	-5,9	-25,5	-13,7	-33,0	-5,6	-24,4
Биомасс рыб сеголеток 2	33,1	-6,7	45,3	-6,5	43,1	1,5
Моллюски	30,1	40,8	-2,0	-1,2	29,8	40,3
Олигохеты	294446555,1	101192088,4	-17,2	-3,7	291306603,5	98500507,3
Донный ил	-0,7	-0,6	0,4	0,5	-0,8	-0,6
Биомасс рыб прошлолеток 3	5,3	4136,7	-100,0	-100,0	44,2	4939,1
Биомасс рыб сеголеток 3	4,2	4,2	-5,0	-5,0	6,6	6,6
Биосинтез фито 1	-1,4	0,9	-21,8	-0,6	-0,4	1,7
Биосинтез фито 2	-12,0	-10,7	-26,6	-27,3	-7,3	-6,0
Биосинтез фито 3	10,1	13,1	1,3	4,5	18,3	21,9

В таблице 16 приведены результаты оценки чувствительности при имитации высокого поступления токсиканта 2-го типа с постоянным речным стоком в условиях антропогенного эвтрофирования. Жёлтым цветом выделены значения показателя значимой степени различия. Красным цветом выделены особо большие значения чувствительности компонентов (степень различия свыше 100 %)

**Табл.16. Чувствительность компонентов модели к постоянному поступлению с речным стоком токсиканта 2-го типа при эвтрофировании**

Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
Фито 1	18,1	5,2	-3,4	4,4	16,5	4,6
Фито 2	18,7	0,1	67,6	27,4	15,1	-2,1
Фито 3	41,3	21,6	38,3	33,2	33,0	20,1
Зоо 1	25,2	42,7	-37,9	-8,0	25,1	43,1
Показатель	1 группа		3 группа		4 группа	
	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период	по ср-му за год	по ср-му за вегет. период
Зоо 2	-19,9	-15,7	-73,2	-68,7	-9,9	-4,6
Бактериопланктон	-70,3	-64,7	-69,5	-65,6	-70,0	-64,4
Детрит	171,4	-	194,9	-	166,2	-
С орг.	-11,2	-	-11,5	-	-10,7	-
N орг.	-3,8	-	-13,9	-	-5,0	-
P орг.	-11,5	-	-14,8	-	-2,3	-
N-NH4	-2,7	-	14,0	-	120,6	-
N-NO2	-4,2	-	-12,4	-	-15,2	-
N-NO3	-8,4	-	-12,4	-	-35,9	-
P-PO4	-5,2	-	1,9	-	4,6	-
C-CO2	-31,2	-	-1,6	-	-34,9	-
O2	2,6	-	0,2	-	1,8	-
Биомасс рыб прошлолеток 1	-38,1	-34,6	-14,1	-34,8	-36,2	-31,6
Биомасс рыб сеголеток 1	-96,0	-95,1	-99,6	-99,6	-95,8	-95,0
Биомасс рыб прошлолеток 2	-8,9	-33,1	-13,8	-33,4	-8,8	-32,3
Биомасс рыб сеголеток 2	28,0	-17,3	45,3	-7,0	37,1	-11,0
Моллюски	30,5	37,4	-3,2	-2,0	30,4	37,2
Олигохеты	2808243 25,9	92768499,7	-21,5	1,6	2797034 09,3	90323691,2
Донный ил	-0,7	-0,4	0,4	0,5	-0,7	-0,4
Биомасс рыб прошлолеток 3	-11,3	3184,7	-100,0	-99,9	15,3	3605,2
Биомасс рыб сеголеток 3	2,6	2,6	-7,9	-7,9	5,1	5,1
Биосинтез фито 1	-0,1	3,8	-17,0	10,3	0,6	3,9
Биосинтез фито 2	-14,1	-12,6	-32,6	-33,6	-14,6	-13,2
Биосинтез фито 3	3,7	6,4	-20,5	-18,9	11,8	15,2

Сравнение результатов численных экспериментов показывает, что поступление токсиканта 2-го типа ведёт к более значительному изменению поведения модели экосистемы: выявлено восемь чувствительных параметров по сравнению с семью параметрами в эксперименте с поступлением токсиканта 1-го типа.

Динамика биомассы хищного зоопланктона демонстрирует значимую чувствительность к поступлению токсиканта только в численном эксперименте с имитацией содержания компонентов модели в речном стоке, характерного для рек 3-ей группы. Динамика концентрации аммонийного азота была чувствительна к поступлению токсиканта только в эксперименте с имитацией внутригодовой изменчивости содержания компонентов модели в речном стоке, соответствующей изменчивости этих параметров в реках 4-ой группы.

Динамика биомассы бентосоядных рыб прошлолеток за вегетационный период была существенно чувствительна к поступлению токсиканта во всех экспериментах. При этом в экспериментах с имитацией внутригодовых динамик субстанций в речном стоке, соответствующих их динамикам в реках первой и четвёртой групп чувствительность составила более 100%. Однако при осреднении этого параметра за год его чувствительность к поступлению токсиканта незначительна и в этих экспериментах.

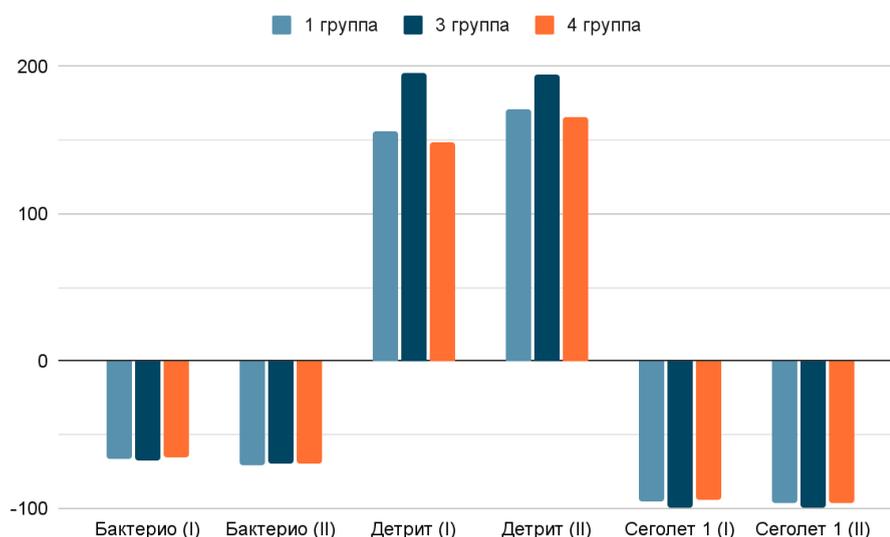
Наиболее чувствительна к поступлению токсиканта динамика биомассы олигохет. Она была колоссальна во всех экспериментах, за исключением эксперимента с имитацией динамики субстанций в речном стоке, характерной для рек третьей группы: в этом случае она незначительна.

Как раз в этом эксперименте высокой оказалась чувствительность годовой динамики биомассы синезелёных водорослей. Во всех остальных экспериментах она невелика.

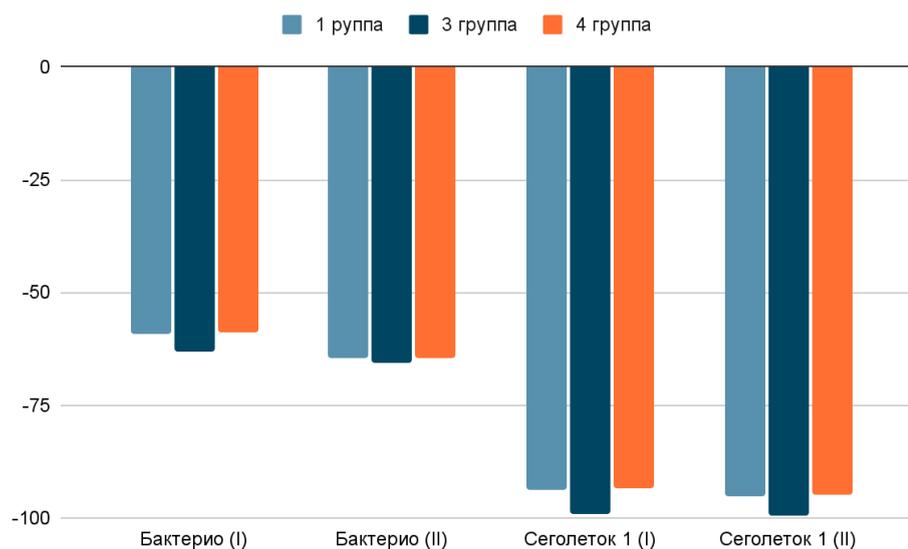
В обоих случаях наиболее чувствительны к поступлению токсикантов являются следующие компоненты модели экосистемы: биомассы

бактериопланктона, растительных рыб сеголеток, а также детрит. При этом данные параметры демонстрируют близкие значения чувствительности к изменению концентрации поступающего токсиканта в парах “токсикант 1-го типа” с “токсикантом 2-го типа” (рис. 13, рис. 14).

На рисунке 13 приведено сравнение наиболее чувствительных компонентов модели к постоянному поступлению токсиканта (I – 1-го типа; II – 2-го типа) с речным стоком при эвтрофировании по среднему за год. По рисунку видно, что при усилении антропогенного эвтрофирования изменения носят одинаковую направленность, а величина показателя чувствительности примерно равна для компонента во всех группах рек.



**Рис. 13.** Сравнение чувствительности показателей к постоянному поступлению с речным стоком токсикантов разных типов при эвтрофировании по среднему за год



**Рис. 14. Сравнение чувствительности показателей к постоянному поступлению с речным стоком токсикантов разных типов при эвтрофировании по среднему за вегетационный период**

На рисунке 14 приведено сравнение наиболее чувствительных компонентов модели к постоянному поступлению токсиканта (I – 1-го типа; II – 2-го типа) с речным стоком при эвтрофировании по среднему за вегетационный период. По рисунку видно, что при усилении антропогенного эвтрофирования изменения носят одинаковую направленность, а величина показателя чувствительности примерно равна для компонента во всех группах рек.

## ВЫВОДЫ

1. При имитации изменчивости содержания субстанций в поступающем речном стоке для «олиготрофного» и «эвтрофного» экспериментов, соответствующей их внутригодовых динамикам в реках 1-ой и 4-й групп, показали колоссальные значения модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа, рассчитанного сравнением динамик биогенных элементов. Это свидетельствует о большой чувствительности модели экосистемы к антропогенному эвтрофированию.

В то же время в экспериментах с имитацией динамики биогенов и органики в речном стоке в соответствии с их временной изменчивостью в реках 3-ей группы обнаружено незначительное различие динамик биомасс зоопланктона.

2. В экспериментах с «олиготрофным» и «эвтрофным» уровнями поступления азота и фосфора с речным стоком сильнее всего изменение начальных значений компонентов модели влияет на динамики биомасс рыб-прошлолеток, хищных рыб-сеголеток и бентофагов, олигохет и моллюсков, а также концентраций биогенов, растворённого кислорода, углекислого газа и органических углерода и азота. В «олиготрофных» экспериментах существенны различия динамик биомасс хищного зоопланктона.

3. При имитации залпового поступления азота и фосфора существенные изменения динамик наблюдались у таких компонентов модели, как биомасса рыб-прошлолеток, олигохет, а также концентрации растворённого углекислого газа.

4. В численных экспериментах с разными типами токсикантов как с имитацией их постоянного поступления, так и залпового значительные величины модифицированного критерия Нэша-Сатклиффа получены при

сравнении динамик интенсивностей поступления токсиканта с пищей для бентосоядных рыб-прошлолеток и его поступления в диатомовые и синезелёные водоросли при биосинтезе, а также с водой для хищных прошлолеток и сеголеток и для моллюсков. У остальных динамик поступления токсиканта в организмы не обнаружено существенных различий.

5. При имитации поступления токсикантов в разных концентрациях в случае токсиканта 1-го типа наблюдается значительное различие динамик содержания токсиканта в органическом веществе взмученных донных илов; в случае токсиканта 2-го типа – значительное различие динамик содержания токсиканта в фитопланктоне и во взмученном органическом иле, а также значительный отклик даёт изменение динамик при биосинтезе фитопланктона и с поступлением токсиканта с пищей для растительноядных прошлолеток. Однако динамика содержания токсиканта в зоопланктоне, ихтиофауне, моллюсках и олигохетах практически не изменяется при значительном повышении концентрации токсиканта в речных водах.

6. Расчёты чувствительности отдельных параметров к антропогенному эвтрофированию показывают значимый отклик на это воздействие динамик концентраций органического азота, а также азота в аммонийной, нитритной и нитратной формах. Чувствительность динамики концентрации органического фосфора существенно ниже. Чувствительность динамики биомассы олигохет к имитации антропогенного эвтрофирования значима только в экспериментах с имитацией внутригодовой динамики субстанций, характерной для рек 3-ей и 4-ой групп.

7. Расчёты чувствительности отдельных параметров к поступлению токсикантов 1-го или 2-го типов показывают значимый отклик на это воздействие динамик биомасс растительноядных рыб сеголеток, бактериопланктона и детрита, а для вегетационного периода – динамики биомассы растительноядных рыб сеголеток и бактериопланктона.

## СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Айзель, Г.В. Расчеты речного стока на основе модели SWAP для водосборов с недостаточным информационным обеспечением. 2. Использование методов физико-географического подобия и пространственной геостатистики / Г.В. Айзель, Е.М. Гусев, О.Н. Насонова // ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ, 2017. — Т. 44. — № 4. — С.419-431.
2. Астраханцев, Г.П. Использование моделей экосистем больших озер для получения оценок ассимиляционного потенциала / Г.П. Астраханцев, В.В. Меншуткин, Т.Р. Минина // УБС, 2015. — № 55. — С. 17-34.
3. Брюханов, А.Ю. Методика определения биогенной нагрузки сельскохозяйственного производства на водные объекты / А.Ю. Брюханов, С.А. Кондратьев, Н.С. Обломкова, А.С. Оглуздин, И.А. Субботин // Технологии и технические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства, 2016. — № 89. — С. 175-182.
4. Владимирова, О.М. Модельные оценки составляющих баланса азота и фосфора в экосистеме Финского залива / О.М. Владимирская, Т.Р. Еремина, А.В. Исаев, В.А. Рябченко, О.П. Савчук // Ученые записки РГГМУ, 2018. — № 53. — С. 72-82.
5. Гельфан, А.Н. О проблеме валидации гидрологической модели для диагностических задач // Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения, 2017. — С. 143-149.
6. Дмитриев, В.В. Моделирование влияния факторов среды на скорости массообмена в водной экосистеме / В.В. Дмитриев, Ю.Н. Сергеев, В.П. Кулеш, В.Ю. Третьяков // Труды II Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития». — СПб.: ХИМИЗДАТ, 2018. — 753 с. С. 228-232.

7. Дмитриев, В.В. Мониторинг и моделирование Продукционно-деструкционных отношений в водных экосистемах / В.В. Дмитриев, О.Н. Боброва, И.В. Грачева, П.А. Колодкин, Е.А. Примак, С.А. Седова, А.А. Четверова // УСПЕХИ СОВРЕМЕННОГО ЕСТЕСТВОЗНАНИЯ, 2019. — № 1. — С. 82-87
8. Дмитриев, В.В. Оценка эмерджентных свойств водных объектов: трофический статус, устойчивость, экологическое благополучие / В.В. Дмитриев, Г.В. Пряхина, А.Н. Огурцов, Е.А. Примак, Д.Р. Амари Медина // ТРЕТЬИ ВИНОГРАДОВСКИЕ ЧТЕНИЯ. ГРАНИ ГИДРОЛОГИИ, 2018. — С. 347-354.
9. Дмитриев, В.В. Подходы к интегральной оценке и ГИС-картографированию устойчивости и экологического благополучия геосистем. Часть IV. Интегральная оценка экологического благополучия наземных и водных геосистем / В.В. Дмитриев, И.В. Федорова, А.С. Бирюкова. // Вестник Санкт-Петербургского университета, 2016. — № 2. — С. 37-53.
10. Дмитриев, В.В. Региональные особенности влияния факторов среды на продуцирование органического вещества в водных экосистемах / В.В. Дмитриев, Д.Р. Амари Медина, А.А. Булатова, М.С. Шабан, А.С. Саганович, А.В. Валичев, А.М. Ильев, Ю.А. Крамчанина // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований, 2016. — № 9-2. — С. 205-209.
11. Дмитриев, В.В. Экологический статус водоема: аксиология, аксиометрия, оценка / В.В. Дмитриев, А.А. Четверова, А.Н. Огурцов, Д.Р. Амари Медина, С.А. Седова, Е.Н. Вакула, М.Р. Кузнецова, А.Д. Колупаева // ОЗЕРА ЕВРАЗИИ: ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ, 2019. — С. 66-70.

12. Дрововозова, Т.И. Интегральный показатель качества сточных вод, отводимых в водный объект / Т.И. Дрововозова, Н.Н. Паненко, А.В. Лещенко // ИВД, 2019. — №3 (54). — С. 27.
13. Клейнер, Г.Б. Производственные функции : Теория, методы, применение / Г. Б. Клейнер. — М. : Финансы и статистика, 1986. — 238 С.
14. Кондратьев, С.А. Биогенная нагрузка на Онежское озеро от рассеянных источников по результатам математического моделирования / С.А. Кондратьев, М.В. Шмакова, Е.Г. Маркова, П.А. Лозовик, А.Ю. Брюханов, Е.Ф. Чичкова. — Из-во РГО, 2016. —Т. 148. — № 5. — С. 53-64.
15. Кондратьев, С.А. Внешняя и внутренняя фосфорная нагрузка на водоем (на примере водохранилища Сестрорецкий разлив) / С.А. Кондратьев, Н.В. Игнатьева, С.Г. Каретникова // Региональная экология, 2016. — № 4 (46), — С. 59-70
16. Кондратьев, С.А. Детерминировано-стохастическое моделирование стока и биогенной нагрузки на водные объекты (на примере Финского залива Балтийского моря) / С.А. Кондратьев, М.В. Шмакова, В.И. Уличев. — Санкт-Петербург: Лема, 2013. — 36 с.
17. Кондратьев, С.А. Математическое моделирование стока реки Невы в условиях возможного изменения климата / С.А. Кондратьев, М.В. Шмакова // Гидрология, 2016. — №42. — С. 24-32.
18. Кондратьев, С.А. Оценка современной биогенной нагрузки на российскую акваторию Финского залива и ее соответствие международным требованиям [Электронный ресурс]. — URL: [http://resources.krc.karelia.ru/water/doc/strategy2015/439-446\\_strategy2015\\_i\\_003-485.pdf](http://resources.krc.karelia.ru/water/doc/strategy2015/439-446_strategy2015_i_003-485.pdf).

19. Кондратьев, С.А. Фосфорная нагрузка на Финский залив с прибрежной территории России / С.А. Кондратьев, М.В. Шмакова, Н.В. Викторова, В.И. Уличев // Вестник РАН, 2014. — Т. 84. — № 10. — С. 913-919.
20. Логинова, Е.В. Гидроэкология: курс лекций / Е.В. Логинова, П.С. Лопух — Минск: БГУ, 2011. — 300 с.
21. Меншуткин, В.В. Моделирование экосистем пресноводных озёр (обзор). 2. Модели экосистем пресноводных озёр / В.В. Меншуткин, Л.А. Руховец, Н.Н. Филатов. // Водные ресурсы, 2014. — Т. 41. — № 1. — С. 24.
22. Михайлов, С.А. Диффузное загрязнение водных экосистем Методы оценки и математические модели: Аналитический обзор / СО РАН. ГПНТБ. Ин-т водных и экол. проблем. — Барнаул: День, 2000. — 130 с.
23. Поздняков, Ш.Р. Обоснование выполнения рекомендаций ХЕЛКОМ по снижению биогенной нагрузки на Финский залив со стороны России / Ш.Р. Поздняков, С.А. Кондратьев, В.М. Тарбаева, М.В. Шмакова, А.Ю. Брюханов, Е.А. Воробьев, Н.С. Обломкова // Вестник Санкт-Петербургского университета, 2016. — № 4. — С. 53-65.
24. Седова, С.А. Оценка воздействия на водную экосистему и ее эмерджентные свойства на основе результатов имитационного моделирования и построения композитных индексов / С. А. Седова, В. В. Дмитриев, В. Ю. Третьяков [и др.] // Успехи современного естествознания. — 2021. — № 6. — С. 132-142.
25. Седова, С.А. Разработка методики интегральной оценки экологического статуса водоемов на примере малых озер северо-западного Приладожья / С.А. Седова, В.В. Дмитриев // EUROPEAN JOURNAL OF NATURAL HISTORY, 2020. — № 1. С. — 37-44.
26. Третьяков, В.Ю. Имитация адаптации экологической системы озера арктической зоны к быстрому изменению климата / В.Ю. Третьяков, В.В. Дмитриев, И.В. Федорова. // Труды IV Всероссийской

- конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития» / МГО 2020 имени Л. Н. Карлина. – СПб.: ХИМИЗДАТ, 2020. – 459 с. С. 358-362.
27. Третьяков, В.Ю. Методология выбора параметров водных объектов для интегральной оценки их экологического статуса на основании имитационного моделирования / В.Ю. Третьяков, В.В. Дмитриев, С.М. Клубов // Сборник материалов Международной научно-практической конференции «Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ», посвященной 90-летию Российского государственного гидрометеорологического университета 22-24 октября 2020 г. РГГМУ 797 с. С. 551-553.
28. Третьяков, В.Ю. Моделирование эвтрофирования экосистемы проточного водоёма / В.Ю. Третьяков, М.А. Желтышев // МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ ВЕСТНИК, 2015. — Т. 7. — № 1. — С 1-45.
29. Третьяков В.Ю. Особенности стока биогенных элементов со слабо антропогенезированных водосборов бассейна Финского залива / В.Ю. Третьяков, Д.Е. Селезнев // Балтийский регион, 2011. — №1(7). — С. 71-77
30. Третьяков, В.Ю. Совместный эффект эвтрофирования и токсичного загрязнения водных экосистем / В.Ю. Третьяков, П.А. Бодров // Метеорологический вестник, 2016. — Т. 8. — № 1. — С. 88-113.
31. Филатов, Н.Н. Проблемы изменения экосистем крупных стратифицированных водоемов под влиянием климата и антропогенных факторов / Н.Н. Филатов, В.В. Меншуткин // Уч. зап. РГГМУ, 2017. — № 48 (9). — С. 120-146.
32. Шабанов, В.В. Введение мониторинга водных объектов в современных условиях: Монография / В.В. Шабанов, В.Н. Маркин. — М.: Изд-во РГАУ-МСХА, 2015. — 151 с.

33. Bierman, V.J. Modelling of phytoplankton nutrient dynamics in Saginaw Bay, Lake Huron / V.J. Bierman, D.M. Dolan // *J. Great Lakes Res.* — V. 7 (4). — 1981. — P. 409–439.
34. Hakanson, L. The Lake Foodweb – modeling predation and abiotic/biotic interactions / L. Hakanson, V. Boulion // Leiden: Backhuys Publishers, 2002. — 344 p.
35. Reynolds, C.S. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH) / C.S. Reynolds, A.E. Irish, J.A. Elliott // *Ecol. Modelling.* 2001. — V. 140. — P. 271–291.
36. Tretyakov, V. Choice of aquatic objects parameters for integral evaluation of their ecological state and emergent peculiarities based on computer simulation results / V. Tretyakov, V. Dmitriev, S. Klubov. // *Proceedings of 20th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2020.* — V. 20. Ecology and Environmental Protection. — Issue 5.1. — 18 - 24 August, 2020, Albena, Bulgaria. — Pp. 149-156.
37. Tretyakov, V. Monitoring of an aquatic ecosystem ecological status and assessment of its resistance to anthropogenic impacts by results of simulation / V. Tretyakov, V. Dmitriev, Y. Sergeev, V. Kulesh // *19th International multidisciplinary scientific geoconference SGEM2019/Conference Proceedings.* — V. 19. Ecology, economics, education and legislation. — Issue 5.1. Ecology and environmental protection. — 30 June – 6 July, 2019, Albena, Bulgaria. — Pp. 485-492.