

Санкт-Петербургский государственный университет

ДАВЫДЕНКОВА **Нина Андреевна**

Выпускная квалификационная работа

**ИМИТАЦИОННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ВОДНОЙ
ЭКОСИСТЕМЫ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ**

Основная образовательная программа магистратуры

Экология и природопользование

Геоэкологический мониторинг

Научный руководитель: к.г.н.

доцент ТРЕТЬЯКОВ Виктор Юрьевич

Рецензент: к.г.н.

доцент УРУСОВА Елена Сергеевна

Санкт-Петербург

2018

Содержание

ВВЕДЕНИЕ	3
1. Моделирование	5
1.1 Необходимость применения моделирования	5
1.2 Системный анализ	7
1.3 История возникновения моделирования	8
1.4 Этапы моделирование	9
1.5 Классификация моделей	13
1.6 102 компонентная модель «ВодЭко»	20
2. Антропогенное эвтрофирование и токсическое воздействие	24
2.1 Эвтрофикация	24
2.2 Источники поступления биогенных веществ	31
2.3 Проблемы эвтрофирования	33
2.4 Токсическое воздействие на водные экосистемы	37
2.5 Источники поступления токсичных веществ в водную среду	42
2.6 Загрязнение тяжелыми металлами	43
2.7 Нефть и нефтепродукты	49
2.8 ПХБ	51
2.9 Последствия токсического загрязнения	51
2.10 Нормирование антропогенного воздействия	51
3. Подготовка данных для проведения численных экспериментов	54
4. Результаты численных экспериментов	64
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	87
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	89
Приложение 1	103

ВВЕДЕНИЕ

К началу 1950-60-х годов стали все более заметными последствия воздействия человека на окружающую среду. Идеология «покорителей природы» начала уходить на второй план. Пришло осознание того, что антропогенная трансформация среды подрывает основы существования человека.

На глобальном уровне задача геоэкологии заключается в анализе изменений и развитии биосферы, а с другой стороны – в разработке стратегии поведения человека в меняющихся условиях среды и климата. На данный момент деятельность человека привела к существенному загрязнению биосферы. В настоящее время большая часть нагрузки приходится на континентальную часть биосферы (Белозерский, Дмитриев, 2007).

Исследование любой природной системы невозможно без учета антропогенного воздействия, которому она в той или иной степени подвергается. Анализ последствий такого воздействия сложен, но важен с точки зрения развития и изменения природной системы. Такой анализ рационально проводить с помощью математических моделей – это дешевле других способов и не требует, как правило, дополнительного вторжения в природную среду.

Согласно направленности профиля обучения «геоэкологический мониторинг» была сформулирована тема выпускной квалификационной работы «Имитационное моделирование функционирования водной экосистемы в условиях антропогенных воздействий», позволяющая выявить прогноз состояния экосистемы, динамику изменения содержания компонент и рассчитать необходимую частоту проведения наблюдений.

Объект исследования: имитационная модель абстрактного проточного водоема.

Предмет исследования: условия функционирования экосистемы водоема при антропогенном воздействии.

Целью работы является определение специфики влияния различных режимов поступления антропогенных загрязняющих веществ с речным стоком на функционирование экосистемы проточного водоема с помощью имитационной модели «ВодЭко».

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

- Изучить структуру и принцип функционирования компьютерной имитационной модели «ВодЭко»;
- Анализ литературы, посвященной имитационному моделированию, его роли в сфере экологических исследований, положительным и отрицательным сторонам;
- Анализ литературы по проблемам антропогенного эвтрофирования и загрязнения водных экосистем антропогенными токсикантами;

- Подготовить исходные данные для проведения численных экспериментов;
- Выполнить модельные эксперименты;
- Проанализировать результаты численных экспериментов с моделью.

1. Моделирование

1.1 Необходимость применения моделирования

Большинство водных экосистем подвергаются сильной нагрузке из-за постоянного воздействия человека на них. Модели и результаты процессов моделирования применяются для понимания различных процессов восстановления экосистем, предсказания значений переменных и организации деятельности по их управлению. Современные исследования показывают развитие моделей водных экосистем, раскрывающих влияние загрязнения органического вещества и его последствия на количество растворенного кислорода и смертность рыб. Моделирование показывает положительные и отрицательные стороны систем управления, которые могут привести к увеличению и уменьшению популяции рыб. Моделирование используется для решения процессов, таких как поток энергии и круговорот питательных веществ, для представления сложных взаимодействий между физическими, химическими и биологическими явлениями.

Для оценки антропогенной нагрузки в арсенале современной экологии имеются разнообразные методы исследования, среди которых выделяются три основные группы методов:

- 1) полевые наблюдения;
- 2) эксперименты в поле и в лаборатории;
- 3) моделирование (Дмитриев, Кулеш, 2006).

По определению В.А. Штофа под моделью понимается такая мысленно представляемая или материально реализованная система, которая, адекватно отображая или воспроизводя объект исследования, способна замещать его так, что её изучение дает новую информацию об этом объекте. Можно привести другое близкое определение: модель – объект-заместитель реального объекта, исследуя который, можно получить новую информацию о реальном объекте, причем получение этой информации путем непосредственного изучения реального объекта либо в принципе невозможно, либо требует колоссальных затрат (Дмитриев, Кулеш, 2006).

В.В. Меншуткин (2013а) систематизировал основные цели создания и определения к понятию Модели:

1. Модель позволяет представить всю проблему в целом, а также рассмотреть широкий круг сопутствующих проблем.
2. С помощью модели можно определять реакцию экосистемы на изменения внешних воздействий и проверять различные гипотезы, связанные с изменениями представлений о структуре и механизмах функционирования экосистемы.

3. Модель – универсальный инструмент для исследований, с ее помощью можно обнаруживать пробелы в знаниях об экосистеме и восполнять их.

4. Модель – один из инструментов управления водопользованием и даже – инструментов управления озерной экосистемой, с помощью которого решаются и экономические задачи. При помощи модели можно выделить наиболее важный компонент экосистемы с точки зрения динамики ее управления (Меншуткин, Руховец, 2013а).

Моделирование – необходимый инструмент наук о Земле. Распространенной практикой в географии стало математическое моделирование, сосредоточенное на использовании имеющейся экологической информации. В результате чего формируется представление о явлениях или процессах функционирования сложной системы в целом, отвечающее уровню теоретических знаний, существующей базе данных и, в значительной мере соответствующее выбору создателей модели (Белозерский, Дмитриев, 2007б). На моделях воспроизводятся сценарии различных экологических ситуаций и количественно оцениваются последствия антропогенных воздействий на экосистемы (Алексеев, Гальцова, Дмитриев, 2011).

К положительным сторонам имитационного моделирования относятся:

- имитационная модель обладает гибкостью варьирования структуры, при необходимости изменения параметров системы;
- дает возможность исследовать особенности функционирования реальной системы в разнообразных условиях, включая критические;
- возможность проведения большого количества разных экспериментов с моделью и легкость самого экспериментирования;
- снижение количества проводимых лабораторных опытов с реальными объектами;
- сокращает продолжительность испытаний по сравнению с натурным экспериментом;

К отрицательным сторонам имитационного моделирования относятся:

- большие трудозатраты на создание моделей и проведение экспериментов, а также на обработку их результатов;
- решение, полученное на имитационной модели всегда носит частный характер, так как оно соответствует фиксированным элементам структуры, алгоритмам поведения и значениям параметров системы;
- требуется многократное повторение имитационного эксперимента при вариации исходных данных;
- создание моделей может занять до нескольких лет;

– нет определенных стандартов для имитационного моделирования, из-за чего одну и ту же реальную систему можно воссоздать на разных моделях, что может привести к разным результатам.

Сначала модель используется в имитационном режиме, а затем в нормативном. Нормативный режим заключается в сопоставлении возможных решений с конкретными возможностями, условиями, имеющимися резервами, с выходом на установление ограничений – регламентов и нормативов в природопользовании (Дмитриев, Третьяков, 2010).

1.2 Системный анализ

Любая экологическая система, в том числе и водная, включает в себя большое количество биотических и абиотических составляющих, свойства которых нельзя изучать путем их простого «расчленения». Для их изучения применяется методология системного подхода.

Системный анализ – процесс перевода физических, химических, биологических представлений о любой системе в ряд математических зависимостей и операций над ними; совокупность средств, используемых для подготовки и обоснования решений по сложным проблемам (Алексеев, Гальцова, 2011).

Системный анализ – совокупность специфических методов и средств, используемых для подготовки и обоснования решений по сложным проблемам. По другому определению системный анализ есть перевод наших представлений о химическом и биологическом составе системы и её физических свойствах в математические зависимости и операции над ними. Основа системного анализа – общая теория систем и системный подход. Системный подход – методологическое направление в науке, ставящее своей задачей разработку средств и методов исследования сложноорганизованных объектов – систем (Дмитриев, Кулеш, 2006).

Системный подход к изучению экосистемы, состоит, во-первых, в определении образующих ее составных частей — X_1, \dots, X_n и взаимодействующих с ней объектов окружающей среды — S_1, \dots, S_k , во-вторых, в установлении структуры экосистемы, т. е. совокупности внутренних связей и отношений $\sigma_1, \dots, \sigma_r$, а также связей между экосистемой и окружающей средой и, в-третьих, в нахождении функции (закона функционирования) экосистемы F , определяющей характер изменения компонентов экосистемы и связей между ними под действием внешних объектов.

По отношению к водным экосистемам в основу системного подхода может быть положено исследование круговорота веществ, осуществляемого за счет потока энергии,

протекающего через экосистему. Согласно Умнову материальной основой функционирования экосистем являются потоки энергии, вещества и информации в ней, интенсивность которых повышается в результате жизнедеятельности живых организмов. (Меншуткин, Руховец, 2013а).

1.3 История возникновения моделирования

Начало математическому моделированию водных экосистем положили математики и биологи в первой трети двадцатого века. Видное место в моделировании водных экосистем занимает В.А. Костицын (Kostitzin, 1937), который проводил исследования математических моделей функционирования популяций и сообществ гидробионтов в пресных водоемах, занимался моделированием прудовых хозяйств. Дальнейшие исследования первой половины двадцатого века привели к большому количеству моделей популяций и сообществ водных организмов, а также созданию методологии моделирования водных экосистем (Абакумов, 2011).

Факультет географии и геоэкологии СПбГУ имеет неоспоримый мировой приоритет в области математического моделирования. Исследования в данном направлении ведутся уже продолжительное время. Они были начаты на кафедре океанологии географического факультета в 1968-1970 гг. В 1972 году Юрием Николаевичем Сергеевым дано теоретическое обоснование необходимости и возможности компьютерного моделирования морских экосистем и был сформулирован основной подход к созданию имитационных моделей многокомпонентных экосистем на базе теории сплошной среды. На его основе была создана четырехмерная пространственно-неоднородная модель водной экосистемы Северного моря. В 70-е - 90-е годы под его руководством были созданы модели экосистем Северного моря, восточной части Финского залива, Невской губы, озера Ильмень и его поймы.

Согласно Абакумову (Абакумов, 2011) заметный вклад в развитие моделей водных экосистем внес профессор В.В. Меншуткин. В ВЦ АН СССР под руководством профессора Ю.М. Свирежева велись исследования озерных экосистем, а в Ростове-на-Дону группа ученых под руководством академика И.И. Воровича проводила многообразные модельные исследования Азовского и Черного морей. На Дальнем Востоке России попытки экосистемного моделирования предпринимались в Тихоокеанском НИИ рыбного хозяйства и океанографии. В европейских странах и Северной Америке моделировалось функционирование рек, озер и морей в целях изучения изменений под влиянием загрязняющих воздействий, в интересах рекреации и промысловой эксплуатации (Йоргенсен, 1985; Левасту, Ларкинз, 1987). Особое внимание

при проведении этих исследований уделялось ихтиоценозам и другим сообществам гидробионтов, изучались процессы промысла отдельных видов и процессы загрязнения водной среды (Абакумов, 2011).

К одной из первых работ по компьютерному моделированию озерных экосистем относится исследование Г.Г. Винберга и С.И. Анисимова, в котором за основу моделей были приняты весьма реалистичные трофические и энергетические соотношения, полученные при изучении озер Белоруссии. Данное направление было развито путем введения в модель биогеохимических циклов биогенных веществ – азота и фосфора. В основе исследования были использованы эмпирические и теоретические данные продукционной гидробиологии. (Меншуткин, Руховец, 2013а).

В 1994 г. В. Ю. Третьяковым была создана имитационная модель функционирования водно-пойменной экосистемы озера Ильмень. Блок проточности этой модели был применим только для озера Ильмень. В конце 1990-х - начале 2000-х годов на базе этой модели была создана двухрезервуарная модель экосистемы проточного водоема, предназначенная для имитации воздействия как эвтрофирования, так и поступления токсических веществ на функционирование водной экосистемы. Эта модель является универсальной и может применяться к различным водоёмам, поскольку внутригодовые динамики объема и других параметров водоёма загружаются из внешних файлов. В дальнейшем эта модель была существенно модернизирована, было получено свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ «Имитационная модель функционирования водной экосистемы при антропогенном воздействии («ВодЭко» или «AquaEco»)» за № 2012611574. Модель имеет потенциал для дальнейшего совершенствования.

1.4 Этапы моделирование

Стратегия моделирования заключается в попытке путем упрощения получить модель, свойства и поведение которой можно было бы эффективно изучать, но которая, в то же время оставалась бы достаточно сходной с оригиналом, чтобы результаты этого изучения все же были применимы и к оригиналу. Обратный переход от модели к оригиналу называется интерпретацией модели. Процедура интерпретации не является строго однозначной, так как прообраз некоторых элементов или отношений модели в силу необратимости гомоморфного отображения, при котором допустимо слияние элементов, может состоять из нескольких элементов или отношений системы-оригинала (Дмитриев, Кулеш, 2006).

Состав компонентов модели определяется характером решаемой задачи и массивом данных. При этом часто приходится вводить в модель обобщенные (агрегированные)

компоненты. Для биоценоза агрегированные может проводиться в соответствии с таксономической структурой сообщества экологическими или физиологическими особенностями видов. Наиболее крупными агрегированными единицами являются фитопланктонное, зоопланктонное, бактериопланктонное, макрозообентосное и мейобентосные сообщества в целом, без детализации их таксономической и эколого-физиологической структур (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

Схема этапов моделирования в биологии и экологии, составленная профессором Абакумовым, имеет следующий вид:

1. Сбор новой или ревизия существующей информации об объекте.
2. Определения и уточнения целей и задач моделирования.
3. Организацией ввода и хранения данных в компьютере.
4. Анализ и обработка данных. Часто проводится параллельно с вводом данных при помощи методов математической статистики.

5. Построение математических моделей функционирования объекта и анализ свойств моделей. В соответствии с целями исследования решаются различные математические задачи, проверяется адекватность моделей объекту исследования, происходит изучение закономерностей динамики основных параметров объекта, проводятся численные эксперименты с целью выяснения рациональных способов воздействия на объект и т.п.

6. Подведение итогов модельного анализа и оценка состояния объекта. Во внимание принимаются модельные расчеты, собственные знания и информация из немодельных источников (Дмитриев, Кулеш, 2006).

Основной задачей математического моделирования водных экосистем является количественное описание внутренних связей и процессов, обуславливающих развитие природных комплексов. Модели должны отражать круговорот основных химических элементов и учитывать возможные антропогенные поступления веществ, а также: физико-динамические процессы, обуславливающие перенос компонентов в пространстве; обмен веществом и энергией с отдельными экосистемами.

Экологические системы представляют собой сложные природные комплексы, состоящие из элементов физической, химической, биологической и социальной природы, соединенных посредством многочисленных прямых и обратных связей, функционирующие в трехмерном пространстве и времени.

Экологическая система водоема включает в себя две основные подсистемы: водную и донную, принципиально отличные друг от друга по жизненно важным формам

обитающих в них организмов, а также по пространственной структуре и физико-химическим свойствам среды обитания.

Интегрирующими механизмами, объединяющими эти подсистемы, являются: потоки энергии, круговороты вещества, физико-динамические процессы, происходящие вблизи границы раздела сред «дно-вода» (гравитационное осаждение и взмучивание взвесей) и временно-планктонные организмы, которые начальный период своей жизни проводят в водной толще, а затем живут на дне.

В пресноводных экосистемах выделяют: литоральную зону (мелководный участок, свет проникает до дна), лимническую зону (толщу воды до глубины компенсационного горизонта, где процессы фотосинтеза уравнивают процессы дыхания) и профундальную зону (толща воды, куда не проникает солнечный свет).

Водные экосистемы и экосистемы суши имеют ряд характерных отличий. Основными особенностями водных экосистем являются:

- трехмерная пространственная структура экосистемы, обусловленная необходимостью изучения ее в четырехмерной системе отсчета (x, y, z, t);

- среда обитания водных организмов непрерывна и относительно однородна по своим физико-химическим характеристикам, что позволяет использовать для ее изучения математический аппарат теории сплошной среды;

- из-за большой подвижности водной среды экосистемы водоемов отличаются высокой мобильностью;

- в водной толще выделяются две качественно различные зоны регенерации биогенных веществ;

- размеры большинства водных организмов очень малы. Процессы экологического метаболизма в водных экосистемах протекают во много раз быстрее, чем на суше.

Процессы экологического метаболизма (транслокационные процессы) – определяют биохимическое превращение энергии и вещества в ходе обмена между компонентами биоценоза и биотопа, главнейшими среди них являются:

- Первичный биосинтез водорослей (фотосинтез + минеральное питание);
- Ассимиляция пищи консументами различных трофических уровней;
- Бактериальная продукция;
- Траты организмов на дыхание;
- Отброшенная при питании консументов пища;
- Экскреция консументами переработанных остатков пищи и внеклеточные выделения водорослей;
- Естественная смертность организмов;

- Минерализация органического вещества;
- Продуцирование и потребление кислорода и двуокси углерода в процессах фотосинтеза, дыхания, бактериального окисления и тд.

В настоящее время не существует единой классификации методов моделирования. В основу любой систематизации закладываются определенные классификационные признаки и объекты, которые, в свою очередь, располагаются в пространстве этих признаков. Разным признакам будут соответствовать разные классификации (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

Целесообразность использования математических моделей для проведения экологической и эколого-географической оценки водоемов обусловлена стремлением исследователей к получению экологических нормативов для водной геосистемы в целом или входящих в ее состав наиболее уязвимых экосистем. При этом эксперименты «доза-эффект» для экосистемы проводятся не на природном объекте, а на его «заменителе» - математической экологической модели, адекватной по структуре, функциональным связям и географическими особенностям реальному природному прототипу.

Ответная реакция на внешнее воздействие оценивается как на покомпонентном уровне, так и на интегральной основе. При этом делается вывод о допустимости воздействия на водоем на основании того, сохранен ли инвариант водной экосистемы. В качестве инварианта рассматриваются принадлежность системы к определенному классу (трофности, качества воды, устойчивости, благополучия) по величине интегрального показателя.

При проведении мониторинговых наблюдений за компонентами экосистемы возможно получить информацию только о массе или концентрации компонентов в определенные периоды времени. Эти показатели отражают результат жизнедеятельности экосистемы и лишь частично характеризуют протекающие в ней процессы, поскольку изменение биомасс и концентраций является видимым проявлением сложных процессов обмена веществом и энергией. На основании уравнений баланса вещества некоторых дополнительных соотношений строятся уравнения для скоростей массообмена между компонентами биоты, а также между ними и компонентами абиотической среды. Уравнения, описывающие баланс скоростей массообмена для основных компонентов экосистемы, представляют собой её модель (Алексеев, Гальцова, 2011).

В практике экологического мониторинга состояния водоемов традиционно оценивается химический и биологический состав и физические свойства экосистемы. Содержание в водоеме живых и абиотических компонентов в определенный момент времени является результатом скрытых от непосредственных наблюдений процессов

транслокации и трансформации вещества в экосистеме. Биомассы и концентрации являются видимым проявлением массообмена, которые исследователь наблюдает в определенный момент времени (Дмитриев, Амаро Медина, 2016).

1.5 Классификация моделей

В большинстве отечественных и зарубежных изданий, посвященных имитационному экологическому моделированию, модели формулируются в виде систем обыкновенных дифференциальных уравнений в частных производных. Постановки задачи и используемого математического аппарата, различают три класса имитационных моделей: точечные, блочные и непрерывные.

Наибольший интерес для эколого-географических исследований представляют непрерывные имитационные модели, отражающие представляют естественную территориальную и хронологическую дифференциацию природных комплексов.

Такие модели базируются на идеях, развиваемых в теории сплошной среды, а точнее тех разделов этой теории, которые посвящены изучению движения многокомпонентных неконсервативных смесей.

Непрерывные модели включают в себя десятки дифференциальных уравнений с частными производными, отражающих классические законы сохранения импульса движения вещества и энергии.

В систему входят уравнения гидротермодинамики, предназначенные для моделирования физико-динамических условий функционирования геосистем: уравнения движения, неразрывности, состояния, турбулентной теплопроводности. Часто к ним добавляются уравнения турбулентной диффузии солей.

Опыт имитационного моделирования показывает, что именно точечные модели являются первым и необходимым этапом эколого-географического моделирования, так как с их помощью удастся создавать инструмент, объективно отражающий наиболее характерные черты функционирования водных экосистем. На этих моделях удастся с наименьшими затратами времени провести селекцию алгоритмов расчета удельных скоростей обменных процессов, оценить преимущества различных способов моделирования отдельных свойств системы и проверить работоспособность выбранных алгоритмов моделирования функциональных связей. С помощью моделей достаточно оперативно выявляются критические звенья экосистем, проводится исследования алгоритма моделирования на чувствительность к изменению отдельных параметров и констант, выявляются критические режимы моделирования. На моделях исследуется и оценивается «отклик» экосистемы на различное сочетание антропогенных воздействий.

В экологии чаще всего используются дифференциальные, алгебраические или разностные уравнения, стохастическое моделирование методом Монте-Карло, вероятностные автоматы, теория графов и т. д. (Гофман, 2001).

Одномерные модели

Развитие моделей экосистем озёр началось с учета вертикальной стратификации в озёрах, где она может формироваться, – так называемые одномерные модели, одни из ключевых моментов создания которых – воспроизведение температурного режима и положения слоя температурного скачка (термоклина) и оценка вертикального коэффициента турбулентной диффузии, необходимого для определения потоков биогенов и растворенного в воде кислорода.

Одномерные модели создавались и создаются для озёр, для состояния водного тела которых можно пренебречь горизонтальными изменениями важнейших абиотических характеристик. Эти модели используются для средних и малых, а не крупнейших озёр мира (Меншуткин, Руховец, 2013а).

Математические модели экосистем водоемов, если учитывать только процессы биохимической трансформации, представляют собой балансовые соотношения, записанные в виде дифференциальных уравнений. Фундаментальной основой этих уравнений служат законы сохранения (изменения) массы вещества (биогенных веществ). Первой моделью, которая основывалась на балансе общего фосфора в озерном водоеме, была установленная Р.А. Фолленвейдером связь между поступлением фосфора в водоем и его трофическим статусом.

Модель Р.А. Фолленвейдера представляет собой точечную модель круговорота фосфора в водоеме, предназначенную для выяснения связи фосфорной нагрузки с концентрацией общего фосфора в воде озера в зависимости от коэффициента условного водообмена этого водоема. Модель была существенно усовершенствована А.А. Умновым (Меншуткин, Руховец, 2013а).

Фолленвейдер изучал количественную оценку отношений между биогенной нагрузкой и общими представлениям о эвтрофикации, связанными с качеством воды, которые оцениваются как "эвтрофное", "мезотрофное", и "олиготрофные" обозначения, благодаря чему им была выявлена взаимосвязь между средней глубиной и трофическим статусом водоема: чем больше средняя глубина, тем больше нагрузка фосфора может быть, прежде чем водоем перейдет к эвтрофным условиям.

В модели Фолленвейдера установлена поправка на последствия быстрого или медленного изменения уровня воды в водоемах на использование питательных веществ на

планктонных водорослей, и для воздействия на поверхность водоема поступления света, включая гидротехническое время пребывания и площадь поверхности водного объекта в качестве нормирующих множителей в его нагрузке – реакции (Jones, Lee, 1986).

Модель SALMO – точечная специализированная модель озерной экосистемы с десятью группами фитопланктона, предназначенная для имитации различных типов азотного баланса в пресноводной экосистеме.

Одномерная модель PCLake предназначена для описания процессов эвтрофикации в нестратифицированных мелких озерах с присутствием макрофитов. В модели учитывается динамика биомасс диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей, а также зоопланктона и зообентоса. PCLake использовалась для определения критических фосфорных нагрузок. В модифицированном виде PCLake применялась Институтом биофизики СО РАН для описания процессов в соленом курортном оз. Шира (Хакасия).

Изучению динамики макрофитов в небольшом озере посвящена модель CHARISMA, в которой может фигурировать до пяти видов высшей водной растительности.

Модель PROTECH предназначена специально для изучения динамики фитопланктонного сообщества и рассчитана на одновременное существование десяти различных групп фитопланктона. Всего в базе знаний этой модели имеются данные по 100 группам фитопланктона (Меншуткин, Руховец, 2014).

Широкое распространение, среди одномерных получила модель DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), созданная в Центре водных исследований CWR (Centre of Water Research) Университета Западной Австралии. DYRESM – одномерная гидродинамическая модель для прогнозирования вертикального распределения температуры, солености и плотности в озерах, водохранилищах и эстуариях.

Модель DYRESM можно также использовать совместно с моделью CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), также созданной в Университете Западной Австралии для воспроизведения биохимических процессов в водоемах. В настоящее время DYRESM и CAEDYM используются в 59 странах мира (Меншуткин, Руховец, 2013б).

Универсальная математическая модель гидротермодинамики озер – Flake, в которой реализованы последние мировые достижения в области физической лимнологии, создана сотрудниками Института озероведения РАН, Института водных проблем Севера Карельского НЦ РАН, Института водной экологии и внутреннего рыбоводства Германии и Службы погоды Германии (DWD). Она применяется для уточнения прогноза погоды, решения широкого круга лимнологических задач, служит блоком термогидродинамики в

моделях водных экосистем и моделях формирования качества воды в естественных и искусственных водоемах (Голосов, Зверев, 2014).

Двухмерные модели

Для озер с малой глубиной и большой площадью зеркала, равной сотням и тысячам квадратных километров, в которых практически можно пренебречь наличием сезонных короткопериодных и локальных стратификаций, разнообразие абиотических условий с достаточной достоверностью описывается двухмерными моделями гидротермодинамики. Математическая формулировка двухмерных моделей гидротермодинамики – как правило, осредненная по глубине система примитивных уравнений гидротермодинамики океана (без учета солености), а иногда это просто система уравнений мелкой воды.

Модель CE<QUAL<W2 представляет собой двухмерную (x, z) модель озера. В биотической части модели фигурирует фитопланктон, перифитон, макрофиты, зоопланктон и бентос. В этой модели учитывается баланс фосфора и азота, изменение концентраций взвешенных органических и неорганических веществ. CE<QUAL<W2 использовалась для оценки кормовой базы рыб в озерах и водохранилищах (Cetin, Zhang, 2008).

SALMO-OO – это динамичная, двухслойная модель, в которой имитируются зоны эпилимнеона и гипolimнеона в стратифицированных водоемах (Cetin, Zhang, 2008). Переменные состояния, моделируемые в SALMO-OO включают ортофосфат, растворенный неорганический азот, фитопланктон, зоопланктон, детрит и растворенный кислород. Фитопланктон разделен на три функциональные группы: сине-зеленые, диатомовые и зеленые водоросли. Переменная составляющая состояния зоопланктона представляет только растительноядный зоопланктон (например, дафний *daphnia galeata*). Рыбы и хищные зоопланктон считаются только косвенно, с учетом их влияния на зоопланктон и уровень смертности. Каждая из переменных состояния описывается обыкновенным дифференциальным уравнением, решаемым с помощью четвертого порядка метода Рунге-Кутты. Модель использует ежедневные шаги по времени (Cetin, Zhang, 2008).

Первоначально в SALMO-OO акцент был сделан на моделях фитопланктона, представленных в виде обыкновенных дифференциальных уравнений. Модели роста фитопланктона отображены различными комбинациями уравнений роста и классической ограничивающей рост функцией, в которой применялось отношение питательных веществ, света и температуры воды. Комбинации различных функций роста были протестированы в библиотеке моделирования. Проверка SALMO-OO была основана на

сравнение расчетных и измеренных водорослей данные по биомассе двух озер с мезотрофными – и гипертрофированными условиями.

Проблемой этой модели стало то, что моделирование водорослевых функциональных групп не в полной мере отражают сезонность наблюдаемую в эвтрофных и мезотрофных системах. За счет улучшения оригинальной модели через библиотеку моделирования, SALMO-OO получила больше возможностей для моделирования широкого спектра озер с различными значениями трофности, что является свидетельством её универсальности (Cetin, Zhang, 2008).

Трёхмерные модели

Моделирование экосистем больших стратифицированных озер требует применения трехмерных гидротермодинамических моделей в силу целого ряда причин, связанных именно с большими размерами водоемов. Здесь под большими озерами имеются в виду озера с площадью зеркала порядка тысяч квадратных километров и средними глубинами более 15–20 м.

Для решения некоторых задач допустимым является использование моделией в которых приняты некоторые упрощения, облегчающие получение численных решений. Так, для воспроизведения так называемой климатической циркуляции больших стратифицированных озер вполне приемлемыми оказались модели типа приведенной в монографиях Г.И. Марчука с соавторами модели климатической циркуляции океана.

Модель DELFT 3D<ECO, разработанная в Дельфтской лаборатории (Нидерланды), имеет трехмерную пространственную структуру и развитую гидродинамическую часть. С помощью этой модели можно имитировать нестационарные потоки, вызванные приливно-отливными явлениями при соединении моделируемого водоема с морем. Гидрохимическая и гидробиологическая части модели основаны на обобщенных уравнениях химических и биологических процессов.

Особое внимание уделено моделированию кислородного режима водоемов. В состав модели входит отдельный блок BLOOM, предназначенный для воспроизведения динамики фитопланктонного сообщества, насчитывающего в разных реализациях от трех до шести групп. При воспроизведении динамики фитопланктонного сообщества в этой модели, как и в некоторых других, используется принцип оптимальности. При этом в модели присутствуют три биогена: фосфор, азот и кремний.

Модельный комплекс эвтрофного субтропического водоема IPH<PCLake имеет трехмерную пространственную структуру и включает в себя гидротермодинамический блок, позволяющий учитывать стратификацию и концентрацию растворенного в воде

кислорода. Биотическая часть включает в себя три группы фитопланктона и три трофические группы рыб. Зоопланктон и бентос в этой модели не имеют разделения на размерные и трофические группы. Предусмотрено включение в модель водоплавающих птиц как хищников. Одновременно учитываются балансовые соотношения для фосфора, азота и кремния (Меншуткин, Руховец, 2014).

Классификация моделей по В.Д. Федорову и Т.Г. Гильманову

В 1980 г. была предложена следующая классификация моделей по В.Д. Федорову и Т.Г. Гильманову, используемых в экологии (рисунок 1):



Рисунок 1. Схема классификации моделей (Федоров, Гильманов, 1980)

Одна из наиболее сложных проблем, с которой приходится сталкиваться при работе с реальными (натурными) моделями, заключается в трудности установления степени соответствия модели оригиналу и, следовательно, в обосновании возможности применения результатов моделирования к исходной системе – оригиналу. В отличие, например, от аэро- или гидродинамики, где разработаны количественные критерии адекватности моделей (критерий Рейнольдса и т. п.), в результате чего стало возможным успешное применение натуральных моделей для решения широкого круга научных и конструкторских задач в указанных областях, при натурном моделировании экосистем вопросы обоснования адекватности еще очень далеки от удовлетворительного решения, на что уже указывалось выше при обсуждении значения лабораторных экспериментов. Кроме того, создание и использование натуральных моделей экосистем связано с известными трудностями технического характера, преодоление которых, из-за отсутствия гарантий адекватности, отнюдь не всегда приводит к решению поставленной задачи.

Знаковая модель представляет собой условное описание системы-оригинала с помощью данного алфавита символов и операций над символами, в результате чего получатся слова и предложения некоторого языка, которые с помощью определенного кода интерпретируются как образы некоторых свойств элементов системы-оригинала и связей между ними.

Первые концептуальные модели качественного уровня появились только в двадцатом столетии в работах В. Шелфорда, М. Хэвиленда, В. Саммеохэйса и Ч. Элгона и некоторых других исследователей. Концептуальная модель представляет собой несколько более формализованный и систематизированный вариант традиционного естественнонаучного описания изучаемой экосистемы, состоящей из научного текста, сопровождаемого блок-схемой системы, таблицами, графиками и другим иллюстративным материалом. Концептуальные модели отображаются в виде блок-схем трофических связей или потоков вещества в экосистеме, которые сопровождаются поясняющим текстовым, табличным и графическим материалом, раскрывают состав, структуру и некоторые аспекты функционирования экосистемы (Ресурсы биосферы, 1975; Меншуткин, Руховец, 2013а).

Еще одна классификация математических моделей биологических процессов предложена в книге Ризниченко Г.Ю., Рубина А.Б., согласно которой различают три класса:

- 1) описательные модели;
- 2) качественные модели (выясняющие динамический механизм изучаемого процесса, способные воспроизвести наблюдаемые динамические эффекты в поведении системы);
- 3) имитационные модели конкретных сложных систем, учитывающие всю имеющуюся информацию об объекте (и позволяющие прогнозировать поведение систем или решать оптимизационные задачи их эксплуатации). Особое значение придается последнему классу моделей, поскольку он оказывается полезным для практических целей (Дмитриев, Кулеш, 2006).

Типы задач, решаемых на имитационных моделях: продуктивность экосистем, качество воды, трансформация органических веществ или конкретных веществ, в том числе токсических поллютантов, способных к накоплению в звеньях трофической сети, биогеохимические циклы, взаимоотношения типа «хищник – жертва», глобальные социально-экономические и экологические модели.

Проблемой, которую необходимо решить при построении модели, является способ учета внешних воздействий, т.е. тех параметров, которые не являются компонентами

модели, т.е. не изменяются в процессе работы модели, а задаются внешними по отношению к ней факторами. Обыкновенно это атмосферное давление, скорость ветра, температура среды, фотосинтетически активная солнечная радиация (ФАР), рН, концентрации компонентов в стоках и т.д.

Внешние факторы могут задаваться: 1) в качестве рядов; 2) в виде кусочно-постоянных функций (средние значения на временных интервалах); 3) в виде полуэмпирических зависимостей. Другой проблемой, специфической для моделей водных экосистем, является задание граничных условий на дне, берегу, водной поверхности, жидких границах (Дмитриев, Кулеш, 2006).

Традиционные модели подразделяются на модели экосистем малых, средних и больших озер – как стратифицированных, так и нестратифицированных. При общности подхода к моделированию экосистем этих озер модели существенным образом зависят от абиотических факторов водной среды, которые необходимо учитывать и которые имеют существенные различия (Меншуткин, Руховец, 2013).

1.6 102 компонентная модель «ВодЭко»

Данная модель (автор – к.г.н. Третьяков В.Ю.), позволяет оценить влияние антропогенного эвтрофирования и токсичного загрязнения на состояние экосистемы. Компьютерная модель представляет собой систему из 102 нелинейных дифференциальных уравнений, решаемую методом Рунге-Кутты. Модель «ВодЭко» является детерминированной. Это означает, модель представляет собой систему нелинейных дифференциальных уравнений, по одному уравнению временной динамики для каждого из компонентов модели. В качестве временного периода моделирования принят один календарный год, с 1 января по 31 декабря. На начало периода моделирования задаются значения компонентов модели. Правая часть каждого уравнения представляет собой алгебраическую сумму интенсивностей отдельных процессов, т.е. изменения концентрации абиотического или удельной биомассы биотического компонента модели «ВодЭко» из-за данного процесса. Формализованные в компьютерной модели «ВодЭко» процессы в водной экосистеме подразделяются на: 1) транслокационные – процессы изменения значений компонентов модели из-за обмена веществом между самими компонентами; 2) изменения значений компонентов модели из-за смешивания вод самого водоема с поступающими в водоем речными водами, т.е. из-за проточности водоема. Модель «ВодЭко» предоставляет возможность также имитировать функционирование экосистемы непроточного водоема, в котором отсутствуют как внешний приток, так и сток из него. При этом и в проточном варианте имитации

функционирования экосистемы водоема не все ее компоненты изменяются из-за проточности водоема. Изменения значений из-за проточности отсутствуют у компонентов ихтиоценоза и бентоценоза. Модель «ВодЭко» может использоваться в двух вариантах: однослойном и двухслойном. В последнем случае модель является двухрезервуарной, и в модель добавляются процессы изменения значений компонентов из-за молекулярного и турбулентного обмена между слоями и осадения из верхнего слоя в нижний слой взвешенных компонентов модели. Также модель «ВодЭко» позволяет имитировать функционирование экосистемы в вариантах без токсического загрязняющего вещества и его наличием. В последнем варианте добавляются процессы изменения концентраций токсиканта в водной толще и организмах биотических компонентов модели из-за проточности водоема и транслокационных процессов. Концентрация токсического загрязняющего вещества в организмах влияет на интенсивности биотических процессов.

Экологическими факторами, обуславливающими поведение системы, служат: внутригодовой ход температур воды верхнего и нижнего слоя, интенсивность солнечной радиации, атмосферное давление, скорость ветра; значения концентраций субстанций: планктона, детрита, органического вещества, минеральных форм азота и фосфора, взвеси, растворенных кислорода и углекислого газа, сроки и особенности нереста рыб и другие факторы. В модели параметризованы основные эколого-физиологические и физико-механические процессы.

Все рассматриваемые внешние экологические факторы разделяются на 37 групп:

- температура воды верхнего слоя или всей толщи водоёма;
- температура воды нижнего слоя;
- доля толщины верхнего слоя от максимальной глубины водоёма;
- доля речных вод, поступающих в верхний слой;
- доля вод верхнего слоя в стоке из водоема;
- фотосинтетически активная солнечная радиация (ФАР);
- атмосферное давление;
- скорость ветра;
- расход или уровень впадающей в водоём реки;
- концентрации трёх групп фитопланктона во впадающей в водоём реке;
- концентрации двух групп зоопланктона в реке;
- концентрация бактериопланктона в реке;
- концентрация детрита в реке;
- концентрации растворённого органического углерода, азота и фосфора реке;

- концентрация растворённого органического вещества в реке за вычетом углерода, азота и фосфора в реке;
- концентрации азота аммонийного, нитритного и нитратного в реке;
- концентрация фосфора фосфатов в реке;
- концентрация растворённого в речной воде углекислого газа;
- концентрация растворённого в речной воде кислорода;
- концентрация минеральной взвеси в реке;
- концентрация органической взвеси в реке;
- концентрации токсического загрязняющего вещества в речном фитопланктоне первой, второй и третьей групп;
- концентрации токсического загрязняющего вещества в речном зоопланктоне первой, второй и третьей групп;
- концентрация токсического загрязняющего вещества в речном бактериопланктоне;
- концентрация токсического загрязняющего вещества в речном детрите;
- концентрация токсического загрязняющего вещества в речной терригенной взвеси;
- концентрация токсического загрязняющего вещества в речной воде.

Каждая группа включает 12 файлов суточных значений для каждого календарного месяца. В файле конфигурации для указания файлов каждой группы внешних экологических факторов отводятся две смежные строки: в первой записывается адрес папки, содержащей файлы значений фактора по месяцам, вторая содержит общее для всех файлов папки имя без расширения.

При моделировании имитируются следующие процессы в водной толще:

- биосинтез фитопланктона, поглощение при этом из воды CO_2 , биогенов и выделение O_2 ;
- дыхательно-выделительные процессы фито, зоо- и бактериопланктона, включающие деструкцию тканей организмов при обмене веществ, поглощение O_2 , выделение CO_2 и экскретов;
- бактериальная деструкция детрита, прирост массы разлагающего детрит бактериопланктона, поступление при этом в воду растворенного органического вещества (РОВ);
- минерализация РОВ, NH_4 и NO_2 , расходование при этом O_2 ;
- процессы, связанные с питанием зоопланктона;
- отмирание организмов.

– В слое гипolimниона также имитируется воздействие бентосного сообщества на компоненты водной экосистемы, а также взмучивание донных илов.

При имитации воздействия на экосистему токсического загрязняющего вещества моделируется поступление токсиканта с речным стоком и в составе речного сестона, влияние токсиканта на физиологические процессы в биоценозе, накопление токсиканта в организмах.

2. Антропогенное эвтрофирование и токсическое воздействие

2.1 Эвтрофикация

Хотя первые признаки эвтрофирования водоемов появились еще в начале XX века, серьезное внимание исследованиям этого процесса лимнологи начали уделять в середине XX столетия, в попытках предотвратить дальнейшую эвтрофикацию, когда во многих озерах Европы и Северной Америки отчетливо проявился ускоренный рост продуктивности озер с явно выраженными негативными последствиями их экологического состояния (Даценко, 2007; Россолимо, 1977).

Согласно ГОСТ 17.1.1.01-77 под термином «эвтрофирование» понимается повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов. «Цветение воды» – массовое развитие фитопланктона, вызывающее изменение окраски воды, цвет воды может варьировать от сине-зеленого, ярко-зеленого, серого до желто-зеленого, каштанового или ярко-красного, кирпично-красного и красно-бурого и коричневого (в зависимости от окраски организмов, вызывающих "цветение", и их численности) (Кульский, Сиренко, 1986; ГОСТ 17.1.1.01-77).

Эвтрофирование водоемов – природный процесс, развитие которого оценивается в рамках геологических масштабов времени и представляет собой естественный процесс эволюции водоема, обусловленный поступлением и накоплением биогенных элементов. Решающую роль в его развитии в водоемах зоны умеренного климата играет фосфор. Однако за несколько последних веков существенно выросло использование биогенных веществ, особенно в сельском хозяйстве в качестве удобрений и детергентов. Многие из этих веществ поступают в водоемы, ускоряя эвтрофирование и под воздействием хозяйственной деятельности естественный процесс старения водоема приобретает специфические черты и становится антропогенным (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990; Фруммин, 2015). В условиях растущего антропогенного загрязнения водоемов массовое развитие цианобактерий приобретает глобальный характер (Волошко, Плющ, 2008).

Понятие "трофическое состояние озера" и первые предложения по типизации озер были сформулированы Э. Науманом и А. Тинеманом в 20-х годах XX века. В середине XX столетия шведский лимнолог В. Оле сформулировал новую концепцию типизации озер, основанную на представлениях о непрерывной динамике экосистем водных объектов, характеризующихся определенным типом и интенсивностью круговорота вещества и энергии (Даценко, 2007). Согласно Дмитриеву (Дмитриев, Панов, 2010) трофической классификацией природных водоемов называется разделение водоемов или их частей по степени кормности (трофности) в зависимости от уровня их первичной продукции.

Подход В. Оле был дополнен российским гидробиологом Г.Г. Винбергом (Винберг, 1960), обосновавшим необходимость балансовой оценки энергетических потоков в экосистеме, классифицировавшим озера на основе продукции первичного органического вещества фитопланктона, выраженного в кислородной и углеродной формах, а также в энергетических показателях (Абдурахманов, Иванов, 2007). Идеи В. Оле и Г. Винберга во многом способствуют продолжающимся до сих пор попыткам преодоления противоречий между целостной сущностью экосистем и покомпонентным подходом к ее изучению (Даценко, 2007).

Эволюция водоемов в значительной степени определяется процессами, происходящими на их водосборной площади. Связь озера с водосбором осуществляется через жидкий и твердый стоки, с которыми происходит поступление химических элементов в озерную чашу. В результате формируется внешняя нагрузка на акваторию, которая оценивается количеством поступившего вещества на единицу площади зеркала водоема. Основными факторами воздействия водосбора на озеро являются его ландшафтная структура, определяющая интенсивность выноса химических веществ под влиянием талого и дождевого стока, и показатель удельного водосбора, с возрастанием которого увеличивается степень воздействия водосбора на водоем (Кондратьев, Алябина, 2010).

Антропогенное эвтрофирование типично для большинства озер и водохранилищ. Наиболее важными его признаками является увеличение мутности и уменьшение прозрачности воды, увеличение первичной продукции и биомассы водорослей, зоопланктона, бактерий, сестона и бентоса, изменения видового состава организмов, возникновений дефицита кислорода в глубинных слоях воды и т.д. (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

Везде, где факторы среды, такие как температура, свет и наличие питательного вещества благоприятны, может наблюдаться рост водорослей или цианобактерий. В случаях, когда преобладают один (или несколько) видов, явление называют водорослевым или цианобактериальным цветением. Проблемы, связанные с цианобактериями, оказывают значительное влияние в районах, в которых наблюдается рост населения при отсутствии сопутствующей очистки сточных вод и в регионах с развитым сельским хозяйством.

Водные объекты в экономически развитых районах подвергаются высокой антропогенной нагрузке из-за организованного и рассеянного сброса сточных вод. Несмотря на наметившуюся в последние годы положительную тенденцию уменьшения

антропогенной нагрузки на водные объекты, значительного улучшения качества поверхностных вод не происходит.

Вещества, ускоряющие рост автотрофных гидробионтов, многочисленны, разнообразны по происхождению и составу, а также по физиологическому и экологическому значению, особое место занимают биогенные вещества. Поступление биогенов в озеро со стоком создает основу для развития гидробионтов в озере и приводит к его насыщению органическим веществом, увеличению трофности и переходу с одного трофического уровня на другой. Это связано с тем, что биогенное загрязнение приводит к усиленному развитию фитопланктона, прибрежной флоры и водорослей. В результате вода становится непригодной не только для питья, но и для купания (Урусова, 2017; Науменко, 2007).

Оценка лимитации биогенными элементами первичной продукции проводится на основе гидрохимических наблюдений за содержанием аммонийного, нитритного, нитратного азота, минерального фосфора, кремния, железа, углерода CO_2 и других веществ. Однако, экспериментально установлено, что первичное продуцирование органического вещества фитопланктоном является функцией, главным образом, фосфора и азота (Дмитриев, Амаро Медина, 2016).

Рост водорослей основан на потреблении около 19 биогенных элементов, хотя большая часть их необходима в небольших количествах. В дополнении к трем основным жизненно важным компонентам (углерод, водород и кислород) организмам требуется и другие биогенные вещества. Среди них макроэлементы – натрий, кальций, фосфор, магний, кремний, азот, фосфор и сера. Остальные требуются в меньших количествах – медь, железо, цинк, хлор, бор, молибден, кобальт, ванадий.

Микроэлементы необходимы водорослям, так как они входят в состав ферментов и влияют на ассимиляцию макроэлементов. Для фотосинтеза необходимы Mn, Fe, Cl, Zn для азотного обмена – Fe, Mo, B, Co, для других метаболических функций – Mn, B, Co, Cu, Si (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990; Вассер, Кондратьева, 1989).

При повышении продуктивности водоемов растет потребление кислорода на разложение органического вещества, что приводит к уменьшению содержания кислорода в воде, особенно в придонных слоях воды и/или в зимнее время. Отсутствие растворенного кислорода и образование сульфида водорода (H_2S) приводят к возникновению заморов в придонном слое. Также недостаток кислорода вызывает активный переход фосфора из донных отложений в воду, что усиливает процесс эвтрофикации (Шатрова, Еремина, 2016).

Дефицит любого из этих элементов лимитирует развитие организмов. Для большей части водных систем таким лимитирующим биогенным элементом являются фосфор и азот. Однако, в отличие от планктонных водорослей, некоторые цианобактерии способны избежать азотных ограничений путем фиксации атмосферного азота. Отсутствие нитратов или аммиака в системе приводит к доминированию этих видов. Таким образом, наличие нитрата или аммиака важно фактор определения того, какие виды цианобактерий становятся преобладающими. Азот является необходимым компонентом в синтезе белка, а фосфор входит в состав ядерного вещества и участвует в процессах синтеза и дыхания (Хендерсон-Селерс, Марклэнд, 1990; Воропаева, 2009).

Фосфор в воде входит в состав различных органических и неорганических веществ, находящихся как в растворенном, так и во взвешенном состоянии. Фосфор во взвеси органического происхождения – детрите, находится в составе сложных органических соединений, которые в процессе биохимического окисления с участием бактерий переходят в растворимые органические соединения различной сложности. Фосфор растворенных в воде органических соединений входит в состав высокомолекулярных углеродных соединений. Часть растворенного органического фосфора находится в коллоидном состоянии (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

Фосфор усваивается водорослями и в минеральной и органической форме, однако быстрее поступает в клетку минеральный фосфор. При высоком содержании фосфатов в среде водоросли аккумулируют фосфор сверх потребностей нормального метаболизма. Эта особенность, характерная для сине-зеленых водорослей, обеспечивает непрерывное развитие при снижении концентрации фосфатов в воде. Чем меньше фосфора находится в среде, тем с большей интенсивностью он аккумулируется клетками водорослей (Воропаева, 2009).

По преобладающему способу миграции, фосфор относится к слабоподвижным водным мигрантам. Соединения фосфора с гумусовыми кислотами почв, имеют значительно большую миграционную способность, что связано с меньшей величиной их сорбции твердой фазой почв, однако вниз по почвенному профилю могут мигрировать только органические формы фосфора (Кондратьев, Алябина, 2010).

В экосистеме, лимитированной по фосфору, снижение его концентрации приводит к ограничению роста растений и водорослей, в таких условиях процесс эвтрофирования замедляется и даже становится обратимым.

Потребность в азоте у представителей разных отделов водорослей различна. Если в водоеме преобладают нитраты, то преимущество получают зеленые водоросли, благодаря высокой интенсивности восстановления нитратов. Если азот преобладает в аммонийной

форме, то, как правило, получают массовое развитие виды сине-зеленых, вызывающих цветение (Воропаева, 2009).

Азот входит в состав различных органических и неорганических соединений. Содержащие азот органические соединения встречаются в виде детрита, коллоидов и растворенного органического вещества. Неорганические соединения азота присутствуют в воде в трех формах: ионов аммония, нитритов и нитратов. Они имеют общие источники происхождения и могут переходить друг в друга (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

Концентрация соединений азота определяет биологическую продуктивность водного объекта, поэтому общее содержание азотных соединений может служить одним из главных показателей потенциального эвтрофирования водных объектов (Шелутко, Нассер, 2014).

В природе биогенные вещества существуют в двух формах: неорганические биогенные вещества, находящиеся в элементарной форме, не связанной с соединениями углерода, и органические. Водоросли могут использовать все формы азота, встречающиеся в природе. Сине-зеленые способны усваивать как окисленные, так и восстановленные формы, также обладают способностью усваивать азот из воздуха. Все водоросли усваивают аммонийный и нитратный азот, быстрее усваивается аммонийная форма, поскольку аммонийный азот физиологически более активен и легко проникает через клеточные мембраны (Науменко, 2007) (Воропаева, 2009).

Системы, лимитированные по азоту, часто представляют собой более серьезную проблему, в сравнении с водоемами, лимитируемыми по фосфору, поскольку источники поступления этого биогенного элемента сложнее контролировать, благодаря способности некоторых видов водорослей потреблять азот атмосферного воздуха, обеспечивая его дополнительное поступление в форме нитратов, аммония (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990).

Процесс эвтрофирования

Увеличение продуктивности озер при их старении – естественный процесс эвтрофирования, обычно длится века. Озеро переходит от стадии водоема с изрезанными берегами, неровным дном, прозрачной водой, богатой кислородом и бедной органическим веществом, к стадии зарастающего водоема с пологими берегами, выровненным дном, бурой, богатой органическими веществами водой. Конечной стадией развития озера является болото (Науменко, 2007). Ход естественной эволюции лимносистем резко нарушается при направленном воздействии человека (Восстановление экосистем..., 1994).

Антропогенное воздействие на озера ускоряет переход озера из более низкого трофического состояния в более высокое (Восстановление экосистем..., 1994). Молодые

озера обычно являются олиготрофными, содержат небольшое количество биогенных веществ, способны поддерживать только низкий уровень биомассы. Ветровая эрозия или вымывание дождевыми водами обеспечивают привнос биогенных веществ в водную среду, что поддерживает развитие растений и животных. Поступление биогенных веществ в водоем всегда превышает потери из него, что приводит к постепенному накоплению этих веществ в водоеме. Начинается образование ила, и по мере развития осадконакопления, глубина озера уменьшается, и корневая (литоральная) растительность начинает занимать открытые участки водной поверхности озера проходит через среднюю стадию – мезотрофную и в конечном итоге становится «старым» водоемом, который называют эвтрофным. В некоторых случаях водные массы могут быть перенасыщены биогенными веществами – гипертрофными. На этой стадии рост водорослей лимитируется светом или температурой, а не доступность биогенных веществ.

Оценка трофности водоема производится по разным методикам. В качестве критериев трофности применяют такие коррелятивные показатели, как концентрация хлорофилла в воде, прозрачность воды, биомасса фитопланктона и зоопланктона, отношение прозрачности к глубине, концентрации общего азота и фосфора и др. (Дмитриев, 1995). По величине первичной продукции выделяют: олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные, гипер(эв)трофные, дистрофные водоемы (Дмитриев, Панов, 2010). К наиболее широко используемому методу относится измерение глубины видимости диска Секки. Диск Секки погружают в воду, регистрируя глубину исчезновения и появления, принимая, что глубина видимости является средним значением между этими отметками. Глубина видимости диска Секки обратно пропорциональна плотности популяций водорослей в воде, так как взвешенное вещество рассеивает падающий свет и увеличивает его ослабление. Таким образом, глубина диска Секки в воде связана с первичной продуктивностью вод, которая является показателем трофического состояния водоема: олиготрофные водоемы – более 6.0 м, мезотрофные – от 3 до 6.0 м, эвтрофные – менее 3 м (Дмитриев, Фрумин, 2004).

Прямым следствием увеличения поступления биогенных веществ является интенсификация роста водорослей, зарастание водоема высшими водными растениями, приводящее к различным эффектам (Восстановление экосистем..., 1994). В эвтрофном озере также увеличивается автохонная (внутренняя по отношению к системе) продукция органического вещества. Высокая биомасса в итоге приводит к значительному объему отмерших растений и животных (детрит), осаждающихся на дно. Там это вещество окисляется анаэробными бактериями, что приводит к падению концентрации растворенного кислорода в придонных слоях. Гниение водорослей и бурное развитие

бактерий приводят к образованию аммиака, сероводорода и обеднению воды кислородом. В результате, могут сформироваться условия, при которых могут существовать только анаэробные бактерии (аноксия). Хотя эти бактерии еще способны окислять детрит, они выделяют значительные объемы восстановленных газов, таких как метан и сероводород (Филенко, Михеева, 2007). В таких условиях анаэробное разложение органического вещества и восстановление соединений железа приводит к ухудшению органолептических качеств воды – появлению запаха сероводорода.

Увеличение биомассы сначала сказывается на популяциях первичных продуцентов, в дальнейшем, хотя и в меньшей степени, – на видах нефотосинтезирующих организмов (консументов). В общих случаях рост биомассы сопровождается снижением разнообразия видов и их качества. Это приводит к характерному цветению водорослей, когда чаще всего доминируют сине-зеленые, и к изобилию макрофитов. Видовой состав рыб изменяется по такому же правилу: высококачественные виды постепенно уступают свое место менее значимым и более простым видам (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990).

"Цветение" воды наблюдается как в континентальных водоемах, так в морях и океанах (в основном в прибрежных зонах). В морях и океанах "цветение" воды вызывают главным образом диатомовые (*Centrophyceae*) и динофитовые (*Dinophyta*), а также синезеленые. В морях северного полушария (Балтийское, Черное, Азовское) "цветение" воды вызывают летом сине-зеленые водоросли, весной и осенью – диатомовые. В пресных водоемах летом "цветение" воды чаще всего происходит благодаря интенсивному развитию сине-зеленых и динофитовых водорослей весной и осенью – диатомовыми (Киселев, 1980).

Эвтрофирование приводит к несбалансированному функционированию экосистемы, выраженному в:

- интенсивном увеличении количества нитчатых водорослей и цветении фитопланктона;
- избыточной продукции органического вещества;
- увеличении потребления кислорода;
- истощении кислорода и периодическом высвобождении биогенных элементов из донных отложений в водную среду;
- гибели бентосных организмов и рыб (Фруммин, Германова, 2011).

Обычно эвтрофирующее действие связано с поступлением в водоем биогенных элементов и органических веществ, считающиеся традиционно безвредными, и выражается в стимуляции развития отдельных групп организмов. В результате этого может происходить нарушение экологического равновесия и вторичное загрязнение

разного рода метаболитами. Такое эвтрофирование обычно провоцируется различными бытовыми и сельскими стоками, отходами пищевой, деревообрабатывающей и других отраслей промышленности перерабатывающих органическое сырье (Филенко, Михеева, 2007).

Антропогенное воздействие нередко сопровождается стрессовыми изменениями озерных экосистем. Эвтрофирование озер под влиянием такого воздействия идет, как правило, иным путем, чем природное, хотя общая схема развития сохраняется. Воздействие хозяйственной деятельности человека на водные объекты приводит к тому, что к природному разнообразию озер добавляются озера, экосистемы которых подвержены стрессовым антропогенным изменениям (Науменко, 2007).

2.2 Источники поступления биогенных веществ

Источники поступления биогенных веществ непосредственно связаны с различными формами деятельности человека, это отражено в пространственном размещении, а также в сезонных и многолетних изменениях состава и объема образующихся веществ (Науменко, 2007).

Одним из основных источников загрязнения рек биогенными веществами являются коммунально-бытовые сточные воды населенных пунктов, кроме того, интенсификация сельского хозяйства и широкое применение минеральных удобрений вызывает загрязнение водоемов соединениями азота и фосфора (Урусова, 2017).

Согласно Россолимо Л.Л. (Россолимо, 1977), источники антропогенных эвтрофирующих веществ можно связать с основными видами деятельности общества:

- промышленное производство;
- сельскохозяйственное производство;
- создание населенных пунктов, включая все формы урбанизации;
- рекреационная деятельность.

Суммарная нагрузка состоит из внешней нагрузки, сформированной в результате поступления веществ извне, и внутренней нагрузки, т.е. сформированной за счет образования веществ внутри водного объекта или в результате их поступления из донных отложений. По отношению к источникам формирования внешняя нагрузка разделяется на рассредоточенную, где происходит сток биогенных элементов с некоторой площади, и на точечные источники, имеющие вполне определенные размер и расход. Точечная нагрузка формируется за счет сбросов очищенных и неочищенных сточных вод от промышленных, муниципальных и сельскохозяйственных предприятий. Рассредоточенная нагрузка формируется за счет выноса веществ со всей площади водосбора, в основном химических

веществ из почв, смыв поверхностных загрязнений (Кондратьев, Игнатъева, 2016; Науменко, 2007).

Основными точечными источниками загрязнения поверхностных вод являются сбросы сточных вод промышленных и муниципальных предприятий, а также сбросы от сельско-хозяйственных ферм (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990; Кондратьев, Игнатъева, 2016; Кондратьев, Казьмина, 2011). В таблице 1 представлены основные точечные и рассредоточенные источники загрязнения поверхностных вод.

Таблица 1

Источники загрязнения поверхностных вод

Точечные источники	Рассредоточенные источники
Сточные воды (коммунальные и промышленные); Сток и фильтрат из систем утилизации отходов; Сток и инфильтрация с откормочных площадок для животных; Сток от шахт, нефтяных месторождений, ливневых канализаций промышленных объектов; Переполненные ливневые и санитарные канализации; Сток со строительных площадок площадью менее 20 000 м ² ; Сброс неочищенных сточных вод;	Сток с территорий сельского хозяйства при орошении; Сток с пастбищ; Стоки с городских территорий; Сток со строительных площадок более 20 000 м ² ; Атмосферные осадения над водной поверхностью; Другие виды генерации загрязнений.

Экосистемы проточных водоемов трансформируют химический состав речного стока. Антропогенный сток биогенных элементов накладывается на поступление биогенных элементов с естественных ландшафтов, к которому приспособлены экосистемы водоемов и водотоков в ненарушенном состоянии (Третьяков, Селезнев, 2011).

Антропогенная составляющая складывается из сбросов сточных вод промышленных, муниципальных и сельскохозяйственных предприятий, а также выноса растворенных и взвешенных примесей с сельскохозяйственных угодий, пашни, пастбищ, удобряемых и урбанизированных территорий (Кондратьев, Уличев, 2013).

Формируя поверхностный сток, вода захватывает биогенные вещества с подстилающей поверхности благодаря растворению, эрозии и суспендированию. Крупные частицы переносятся водным потоком по поверхности. Количество взвешенного материала, которое может быть снесено с поверхности стоком, в большой степени зависит от растительности. Структура растений над поверхностью земли – физический барьер, уменьшающий интенсивность поверхностного стока. Корневая система растений под землей сцепляет частицы почвы, что предотвращает эрозию. С подверженных эрозии почв

поступает в 4 раза больше фосфора и в 30 раз больше азота, чем с ненарушенных почв. Предохранение почв от эрозии может существенно снизить поступление биогенных элементов в водоем (Науменко, 2007).

Внутренняя фосфорная нагрузка на водоем формируется за счет поступления фосфорсодержащих соединений из донных отложений в водную массу. Взвешенное вещество, осевшее на дно водоема в ходе седиментации, подвергается диагенетическим преобразованиям, в результате чего часть его захоранивается в осадке, а другая вновь переходит в водную массу, создавая внутреннюю нагрузку на водоем, вторичную по отношению к внешней нагрузке. Основными потоками вещества в пограничной зоне осадок—вода являются потоки седиментации на поверхности дна и захоронения в толще осадка (Кондратьев, Игнатьева, 2016).

Степень переноса биогенных веществ за счет возрастающего стока связана с интенсивностью выпадения атмосферных осадков. Хозяйственно-бытовые стоки повсеместно собираются и направляются по канализационной системе на местные очистные сооружения, однако такие биогенные элементы, как азот и фосфор обычно не удаляются из сточных вод. Значительная часть фосфора, находящаяся в бытовых стоках, поступает с синтетическими детергентами (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990).

2.3 Проблемы эвтрофирования

Водные экосистемы в процессе антропогенного эвтрофирования претерпевают весьма существенные изменения, которые в какой-то степени должны затрагивать и интересы человека (Науменко, 2007).

Цианобактерии являются источником разнообразных вторичных метаболитов, в том числе токсинов и ингибиторов ферментов. Токсичные "цветения" могут вызывать тяжелые отравления у животных и представлять опасность для здоровья людей (Волошко, Плющ, 2008; Codd, Lindsay, 2005).

В работе Кондратьева К.Я. (Кондратьев, 1988) выделены четыре направления непосредственного влияния антропогенной перестройки водных экосистем на человека и его деятельность:

- воздействие на самого человека (санитарно–гигиенический аспект);
- воздействие на сельскохозяйственных и диких животных;
- изменения рыбопродуктивности внутренних водоемов;
- дополнительные водохозяйственные инженерно–технические мероприятия (Науменко, 2007).

Многие экологические последствия могут быть вызваны стимулированием первичного производства, но есть три особенно тревожных экологических воздействия:

снижение биоразнообразия, изменения в составе видов и доминирование, и токсичные эффекты. Также к ним относятся:

- увеличение биомассы фитопланктона;
- рост токсичных или несъедобных видов фитопланктона;
- увеличение биомассы донных и эпифитных водорослей;
- изменения видового состава макрофитов и биомассы;
- снижение прозрачности воды (повышение мутности);
- цвет, запах, и проблемы водоочистки;
- недостаток растворенного кислорода (появление анаэробных зон);
- увеличение смертности рыб;
- потеря ценных видов рыб;
- сокращение численности моллюсков;
- уменьшение воспринимаемой эстетической ценности водоема.

Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления (развитие “цветения” и ухудшения качества воды, появление анаэробных зон, нарушение структуры биоценозов и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб). Кроме того, в период цветения сине-зеленые водоросли производят сильнейшие токсины (алкалоиды, низкомолекулярные пептиды и др.), представляющие опасность для живых организмов и человека (Фруммин, 2012), однако в то же время они могут быть основой медицинских препаратов с антиопухолевым, противовирусным, антибиотическим и антифунгальным эффектом (Sivonen, Jones, 1999; Волошко, 2016).

Интенсивное размножение водорослей также снижает прозрачность воды и придает ей темно-зеленый оттенок, в основном за счет увеличения содержания в воде взвешенных веществ, в том числе хлорофилла (Шатрова, Еремина, 2016).

В местах, где вода используется для питьевых целей, водоросли могут засорять песчаные фильтры, водопроводную сеть и вызвать в ней массовое развитие бактерий, оказывая существенное воздействие на экономику питьевого и технического водоснабжения. Способность цианобактерий к адгезии на твердых поверхностях инициирует коррозионное разрушение металлов, бетона, строительного камня, деревянных конструкций и других материалов (Далин, Фиш, 1985). Увеличение биомассы фитопланктона в используемой воде удорожает очистку воды, не гарантируя при этом полного освобождения ее от клеток водорослей и 87 их метаболитов (Хендерсон-Селерс, Марклэнд, 1990; Науменко, 2007; Румянцев, Крюков, 2011).

Как правило, цианобактериальное «цветение» воды сопровождается выделением и накоплением в водной среде биологически активных веществ и токсинов, представляющих опасность для человека и животных (Волошко, 2007; Волошко, Копецкий, 2005; Белякова, Волошко, 2006; Toxic Cyanobacteria..., 1999).

По химической структуре токсины цианобактерий делятся на три основные группы: пептиды (циклические и линейные), алкалоиды и липополисахариды. Первые и вторые являются вторичными метаболитами, т.е. не участвуют в генеральном метаболизме, липополисахариды представляют собой структурные компоненты наружной клеточной мембраны. Токсины обладают нейротоксичностью, иммунотоксичностью, генотоксичностью и мутагенностью, канцерогенностью, эмбриотоксичностью и дерматотоксичностью (Sivonen, Jones, 1999).

Токсины цианобактерий могут вызывать у человека гастроэнтериты, пневмонию, разнообразные аллергические реакции, дерматиты, раздражение глаз и хронические повреждения печени (Степанова, Фруммин, 2009). Особенно опасен их канцерогенный эффект (Nishiwaki-Matsushima, Ihta, 1992; Волошко, Пиневиц, 2008; Bell, Godd, 1994; Toxic Cyanobacteria..., 1999).

Среди цианобактериальных токсинов, циклические пептиды представляют наибольшую опасность для здоровья человека из-за потенциального риска долгосрочного воздействия низких концентраций в питьевой воде. Циклические пептиды являются специфическими ядами печени для млекопитающих. У организмов подвергшихся острому воздействию в больших дозах, они вызывают смерть от кровотечения или от отказа печени, также они могут ускорить рост печени и возникновения других опухолей при хроническом воздействии низких доз.

Липополисахариды цианобактерий могут вызывать аллергические и токсические реакции у человека, однако мало известно об остром или хроническом воздействии, были отмечены случаи, когда желудочно-кишечные и респираторные симптомы регистрировались у подвергшихся воздействию людей. В мире были зафиксированы случаи вспышек воспалительных реакций и гастроэнтеритов в ответ на воздействие цианобактериальных ЛПС (Toxic Cyanobacteria..., 1999; Codd, Lindsay, 2005; Волошко, 2016).

Под действием токсинов в клетке начинают преобладать процессы гиперфосфорилирования, т.е. диссоциации структур цитоскелета. В итоге в клетках печени разрушается цитоскелет, гепатоциты сморщиваются, теряют контакт друг с другом и с синусоидальными капиллярами, и отделяются друг от друга. Отходят друг от друга и клетки сосудов, что приводит к кровоизлиянию внутрь печени. Скопление крови в

межклеточных пространствах печени может вызвать смерть через несколько часов или несколько дней из-за развившейся печеночной недостаточности (Carmichael, 1994; Волошко, 2016; Toxic Cyanobacteria..., 1999).

В работах Волошко Л.Н. (Волошко, Плющ, 2008), Александрова С.В. (Александров, 2003) выделены обстоятельства, при которых здоровье человека может подвергнуться опасному воздействию токсигенных цианобактерий, и определены в следующие категории:

- использование питьевой воды, содержащей токсины;
- использование рекреационных вод с токсигенными цианобактериями;
- использование продуктов питания, полученных на основе пищевых цепей, в состав которых входят токсигенные цианобактерии.

Кратковременные последствия для человека выражаются в появлении заболеваний желудочно-кишечного тракта и печени, и связаны с нахождением цианобактериальных токсинов в объектах водоснабжения. Самые ранние зарегистрированные случаи гастроэнтерита, как последствия цветения цианобактерий описаны в работе Тисдэйл Е. (Tisdale, 1931), были выявлены у населения ряда городов вдоль реки Огайо в 1931 году. Низкое количество осадков привело к тому, что в воде из притока развилось цианобактериальное цветение, которое затем было вымыто в основную реку и далее, вниз по течению, был зарегистрирован ряд вспышек болезни, которые не могли быть приписаны инфекционным агентам (Tisdale, 1931). Наиболее сильная вспышка, приписываемая цианобактериальным токсинам в питьевой воде, произошла в Бразилии, когда затопление плотины вызвало цветение цианобактерий, приведшее к смерти восьмидесяти восьми человек (Teixeira, Costa, 1993; Toxic Cyanobacteria..., 1999).

Косвенное воздействие также наблюдается при переходе токсичных веществ через ряд трофических звеньев. При употреблении мяса хищных рыб из эвтрофированных водоемов были зарегистрированы случаи заболеваний гаффской болезнью. Это заболевание поражает кожные покровы, мочевыделительную систему, опорно-двигательный аппарат и нервную систему, при остром отравлении возможен летальный исход. Гаффская болезнь помимо человека встречается у многих теплокровных животных. Эта болезнь у людей обычно связана с употреблением в пищу планктоноядных рыб, накапливающих токсины в своих тканях (Науменко, 2007).

Интенсивный рост макрофитов перегружает водоемы, делая их неудобными для плавания, катания на лодках или рыбной ловли. Скопления разлагающихся водорослей и макрофитов в прибрежной полосе ухудшают состояние воды и привлекают множество насекомых и других паразитов. При усилении процесса гниения вода приобретает

неприятный запах (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990). Купание в эвтрофном водоеме может вызывать раздражение кожи в результате действия токсичных веществ, выделяемых водорослями, что приводит к хроническим дерматитам и повышает вероятность возникновения желудочно-кишечных симптомов. Нередко впоследствии возникают проблемы с дыханием и раздражение глаз. Некоторые тяжелые кожные реакции возникают после контакта с морской цианобактерией - *Lyngbya majuscula*, которая вызывает глубокие волдыри, в случае попадания под купальный костюм пловцов (Grauer, 1961). Индивидуальная чувствительность к цианобактериям в купальных водах сильно варьируется (Cohen, Reif, 1953), возможны как аллергические реакции, так и прямые реакции на токсины (Хендерсон-Селерс, Маркленд, 1990; Toxic Cyanobacteria..., 1999; Pilotto, Douglas, 1997).

2.4 Токсическое воздействие на водные экосистемы

Антропогенное воздействие – сумма прямых и опосредованных влияний человека на окружающую природную среду (от греч. antropos – человек, genes – происхождение) воздействием.

История антропогенного воздействия на озера, проявляющегося в разных формах на водосборе и в озере, насчитывает не одно столетие (Давыдова, Якушко, 1986). Все более заметным становится загрязнение водоемов нефтепродуктами, соединениями тяжелых металлов, вызывающих заболевания водных организмов, а также людей, использующих воду в бытовых нуждах (Восстановление экосистем..., 1994).

Параллельно с развитием промышленности и увеличивающимися мощностями производства, начиная с XIX века, начала развиваться дисциплина водной токсикологии, направленная на изучение последствий человеческой деятельности на водные экосистемы. Строганов Н.С. (Строганов, 1967) выделил три этапа в развитии водной токсикологии. Первый этап – с середины XIX века до 1917 года – характеризуется одиночными наблюдениями за влиянием на рыбные промыслы нефтяного и бытового загрязнения бассейна Волги. Первый этап связан с разработкой теоретических и методических основ промышленной токсикологии. В этот период были заложены основы двух ведущих аспектов проблемы загрязнения вод – санитарно-гигиенического и рыбопромыслового (Филенко, Михеева, 2007).

С 20-х годов начинается период, который Строганов Н.С. относит ко второму этапу развития водной токсикологии. Он характеризуется более целенаправленными исследованиями влияния сточных вод конкретных предприятий и производств, главным образом, на природные сообщества (Строганов, 1967).

В 30-е годы началось формирование учения о гигиеническом нормировании, развернуты широкие исследования по экспериментальному обоснованию предельно допустимых концентраций. В конце 30-х годов с учетом подхода к гигиеническому нормированию была осознана необходимость регламентировать не состав сточных вод, а качество воды, используемой населением (Общая токсикология, 2006).

С 60-х годов сформировалось новое направление – водная токсикология, постепенно начинает вводиться в практику токсикологическое регламентирование загрязнения водоемов и определения режимов охраны водоемов от загрязнения (Филенко, Михеева, 2007).

Химический состав природных вод подвергается трансформации под действием антропогенной нагрузки. Наибольшее загрязнение водных объектов наблюдается в период летней и зимней межени, когда уровни воды достигают минимальных значений, и в период весеннего половодья, когда происходит таяние снежного покрова и смыв загрязняющих веществ с прилегающих территорий. Период пика и спада весеннего половодья и период перед ледоставом характеризуется улучшением качества поверхностных вод вследствие больших расходов воды в реках. Значительный вклад в загрязнение поверхностных водных объектов оказывает неорганизованный сток, поступающий с водосборной площади (Трусова, Фрумин, 2012).

Несмотря на существующую в России систему нормирования качества воды (СанПиН 2.1.4.1074-01; ГОСТ 17.1.1.01-77), необходимым подходом для оценки состояния водных экосистем является применение методов биоиндикации, позволяющих оценить экологический статус водных объектов на основе пяти биологических показателей, таких как фитопланктон, макрофиты, фитобентос, донные беспозвоночные и рыбы наряду с химическими и гидроморфологическими элементами качества. В связи с тем, что биота обладает способностью накапливать различные химические вещества, ее широко используют для измерения влияния металлов на водные организмы как на важный показатель качества воды (Безматерных, 2007). Моллюски (Гханнам, 2011; Гордзялковский, Макурина, 2006; Колючкина, 2009) и рыба (Кудерский, 1987; Аленичев, Полина, 2001) являются наиболее часто используемыми организмами в качестве биоиндикаторов загрязнения металлов в воде или осадках.

В общем токсический эффект рассматривается как результат взаимодействия трех основных факторов: организма или группы организмов, концентрации токсичных веществ и времени (Дмитриев, Фрумин, 2004).

Химические вещества могут оказывать множественное воздействие на популяции организмов, включая преждевременную смерть, репродуктивную недостаточность и

снижение продуктивности. Чувствительность популяций зависит от таких факторов, как возраст группы и временные закономерности воздействия. В работе Слободкина Л.Б. (Slobodkin, 1967) рассмотрена потенциальная взаимосвязь между воздействием токсиканта на людей, которые могут привести к генетическим изменениям в популяциях (Duke, Mount, 1991).

Оценка воздействия химических веществ на экосистемы усложняется наличием множества организмов в рамках данной системы, их взаимодействием с физическими или химическими аспектами системы и множеством разнообразных типов экосистем. Эти особенности и роль биоты, как функции состояния экосистемы отображены в работе Левина и Кимбала (Levin, Kimball, 1984): «Природные экосистемы представляют собой динамические совокупности тысяч видов, определенных в сложной физико-химической среде, с которой они взаимодействуют». Биота регулирует экосистемы и изменения физической и химической среды. В свою очередь, окружающая среда влияет на разнообразие и характер биоты.

Обобщенное влияние токсиканта на разных уровнях биологической интеграции согласно Филенко О.Ф. (Филенко, Михеева, 2007) представлены в таблице 2.

Таблица 2

Обобщенное влияние токсиканта на разных уровнях биологической интеграции
(Филенко, Михеева, 2007)

Уровень	Структура	Функция	Нарушение при интоксикации
1	2	3	4
Совокупности клеток, схожих по структуре и функции			
Органы и ткани	Пищеварительная	Усвоение готового органического вещества	Отказ от корма Ухудшение усвоения
	Дыхательная	Преобразование вещества и усвоение энергии	Переход на анаэробный обмен, гипоксия
	Выделительная	Удаление продуктов обмена	Патология органов выделения
	Нервная	Регуляция жизненных процессов	Нарушение регуляции, нарушение инстинктов
	Репродуктивная	Размножение	Снижения образования половых продуктов
	Защитная	Защита от отравления и инфекции	Снижение сопротивляемости организма
Организм	Целостная биосистема, способная адаптироваться к условиям среды и воспроизводиться	Сохранение целостности и воспроизводство	Замедление роста, стресс, появление разных форм патологий, снижение или прекращение воспроизводства, смерть

1	2	3	4
Популяция	Совокупность организмов одного вида, способная обеспечивать сохранение вида в естественных условиях	Сохранение вида на конкретной территории	Снижение численности, конкурентоспособности вида, его способности адаптироваться к условиям
Сообщество	Совокупность популяций организмов, находящихся во взаимодействии между собой и с окружающей средой	Обеспечение сложности системы и видового разнообразия	Перестройка сообщества, сокращение видового разнообразия
Экосистема	Совокупность биоты и абиогенных компонентов конкретного природного объекта	Преобразование вещества и энергии	Изменение в экосистеме, упрощение структуры и функции

Типичными нарушениями у моллюсков при токсическом воздействии является деформация раковин, изменение окраски тела и другие признаки патологии. Компоненты нефти могут служить причиной разрушения жабр, плавников, патологии печени. В качестве других морфологических симптомов отравления у рыб можно отметить вздутие тела, сращение чешуи и пучеглазие при действии фосфора и его соединений (Филенко, Михеева, 2007).

Основное внимание при исследовании токсического воздействия на водные организмы уделяется нарушениям деятельности нервной, пищеварительной, дыхательной систем у животных, и фотосинтеза у растений. В клетках водорослей обычным следствием воздействия токсичным агентов является изменение внутриклеточных структур, морфологии клеток и содержания пигментов.

Биологические реакции на химические загрязнители могут быть чувствительными индикаторами присутствия и воздействия этих химических веществ в воде (Gheorghie, Stoica, 2017). Определенные структурные и функциональные показатели могут использоваться для оценки состояния экосистемы. Структурные показатели в экосистемах включают количество и видовой состав особей, функциональные роли индивидов, взаимодействия и взаимосвязи между видами и внутри популяции и общий трофический состав системы (Levin, Kimball, 1984). Именно благодаря таким показателям, как трофический состав, воздействие химического вещества на одну часть системы передается и неблагоприятно воздействует на другой уровень (Duke, Mount, 1991).

Иногда на практике возникают сложности выявления связи токсического эффекта с причинами их возникновения. На уровне экосистемной организации еще не определено, какие критерии необходимо использовать для оценки изменений, а также как

количественно определять тип и степень воздействия, которые могут изменить состояние экосистемы, выходящие за рамки их способности к самовосстановлению (Duke, Mount, 1991).

Влияние токсиканта на скорость роста

Скорость роста определяется по изменениям размера, веса за единицу времени, по интенсивности деления клеток. Интенсивность деления клеток выражается через митотический индекс – долю делящихся клеток от общего их числа. В зависимости от концентрации и продолжительности действия токсиканта, митотический индекс может временно возрастать или снижаться.

Общее изменение массы и энергии организма находит выражение в понятии обмена. Обмен, связанный с ростом, называется пластическим обменом и включает прирост, замену отмирающих клеток, отложение запасных веществ. Обмен, связанный со снижением, называют энергетическим обменом. В зависимости от возраста организма интенсивность обмена меняется. Коэффициент пластической эффективности – отношение сухого прироста тканей за некоторый промежуток времени к сухому весу потребленной пищи наиболее высок в эмбриогенезе, при использовании запасов желтка. Отношение калорийности новообразованного вещества к калорийности поглощенной пищи называют коэффициентом энергетической эффективности роста.

Однако наличие химических веществ в воде или водных организмах не означает, что они оказывают неблагоприятное воздействие, поскольку воздействие токсичных химических веществ на биологические системы является функцией времени и концентрации. Воздействие может отражаться как смерть или физиологические дисфункции у отдельных организмов, такие как снижение роста, размножения и изменения структуры и функций экосистемы. При слабых воздействиях может наблюдаться видимая стимуляция характеристик размножения, увеличиваться число кладок и возрастать выход молоди на фоне подавления каких-либо других тест-функций (Филенко, Михеева, 2007). Металлы, поступая в клетки, включаются в состав ферментов и катализируют скорость реакции, которая при этом может увеличиваться (Сергеев, Сулин Лю, 2005).

В работе Филенко О.Ф. (Филенко, Михеева, 2007) описано воздействие неблагоприятных факторов на все формы обмена. При слабых воздействиях могут стимулироваться пластический и энергетический обмен, однако с возрастанием нагрузки происходит их снижение.

Подавление пластического обмена отмечается при более низких концентрациях токсиканта, чем энергетического. Дистрофия является неспецифическим следствием интоксикации.

Снижение обмена приводит к падению сопротивляемости организма к другим неблагоприятным факторам антропогенного и природного происхождения. Периоды интенсивного обмена обычно соответствуют большей чувствительности организма к действию повреждающих агентов. Стимуляцию функций можно рассматривать в качестве проявления временной адаптации системы к токсическому фактору. Интенсивность и длительность этой стадии зависит от степени воздействия особенностей действия вещества и от исходного состояния системы.

В результате воздействия токсического фактора экосистема переходит из одного состояния в другое, происходит смена доминирующих видов, изменение трофических связей, упрощение структуры сообществ и др.

Обычно большему токсическому воздействию в экосистеме подвержены организмы высоких трофических уровней, так как они подвергаются не только прямому влиянию вещества, но и косвенному влиянию через связанные с ними организмы более низких уровней (Филенко, Михеева, 2007). На рисунке 2 показано увеличение концентрации токсиканта в пищевой цепи (Эйхлер, 1998).

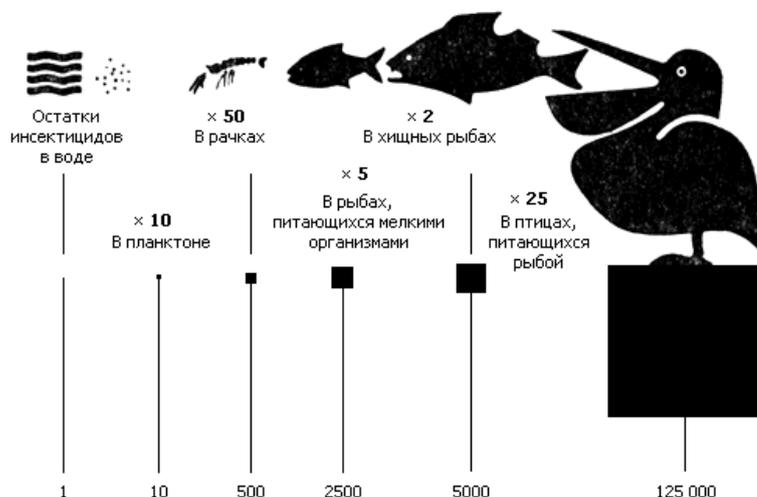


Рисунок 2. Накопление токсикантов в водной пищевой цепи (Эйхлер, 1998)

При этом фактор концентрирования токсиканта по отношению к среде, из которой они извлекались, может составлять многие сотни и тысячи раз (Аронбаев, 2015).

2.5 Источники поступления токсичных веществ в водную среду

Естественные загрязнения веществами, в концентрации, способных вызывать значимое биологическое действие, связаны с вулканической активностью, разрушением

горных пород, выходом пластовых вод на поверхность, цветения водорослей могут вызывать серьезные изменения в качестве воды.

Антропогенное загрязнение может быть первичным и вторичным. Первичное загрязнение характеризуется прямым ухудшением качества воды за счет сброса в водоемы загрязняющих веществ из антропогенных источников. Вторичное загрязнение происходит при появлении в воде избыточного количества продуктов жизнедеятельности и остатков умерших гидробионтов, связанных с нарушением естественных экологических взаимоотношений в результате первичного загрязнения.

С точки зрения нормирования источники антропогенного загрязнения подразделяют на контролируемые и неконтролируемые. К контролируемым относятся загрязнения пестицидами в процессе их применения, сточные воды предприятий, населенных пунктов, сток которых может регулироваться. Неконтролируемыми являются загрязнения, связанные с аварийными утечками разного рода, с поверхностными смывами с сельскохозяйственных и лесных территорий, с природными источниками.

По объему загрязнения и по потенциальной биологической и экологической эффективности наибольшую важность представляют группы тяжелых металлов, нефти и нефтепродуктов, пестицидов, синтетических поверхностно-активных веществ, ПХБ, продуктов и отходов различных химических производств (Филенко, Михеева, 2007).

2.6 Загрязнение тяжелыми металлами

Одним из самых распространенных химических загрязнений является загрязнение тяжелыми металлами (Вишневецкий, Ледяева, 2014). Основное внимание уделяется в основном металлам, имеющим удельную плотность свыше 5 г/см^3 – ртуть, медь, никель, кобальт, свинец, цинк, кадмий, хром, олово, также к этой группе по схожим свойствам относят мышьяк (Филенко, Михеева, 2007). Тяжелые металлы являются естественными компонентами земной коры и гидросферы, тем самым они не могут быть полностью исключены из биогеохимического цикла. В небольших количествах многие из этих металлов необходимы для поддержания жизни. Однако в большем количестве они становятся токсичными и могут накапливаться в биологических системах и стать серьезной угрозой для здоровья (Occupational safety...).

В этом контексте загрязнение металлов является глобальной проблемой, поэтому международные правила требовали соблюдения качества воды в соответствии со стандартами качества как в поверхностных или подземных водах, так и в биоте (WFW Directive 2000; Directive 2008/1/EC; Directive 2008/56/EC).

Источниками загрязнения окружающей среды металлами являются предприятия горнорудной и металлургической отраслей промышленности, предприятия энергетики и транспорт. Тяжелые металлы могут поступать в водные объекты от сброса промышленных и бытовых стоков, судоходства, а также как последствия таких явлений как подтопление, выпадение кислых дождей, разрушая почвы и выделяя тяжелые металлы в ручьи, озера, реки и грунтовые воды (Sandu, Farkas, 2008). Важной особенностью металлов является их устойчивость, и способность окислительно-восстановительных переходов среди металлов, обладающих переменной валентностью (Филенко, Михеева, 2007). На рисунке 3 показаны возможные пути поступления тяжелых металлов в водную экосистему.



Рисунок 3. Пути попадания металлов-токсикантов в водные экосистемы и формы их нахождения

Металлы способны распространяться при атмосферном переносе и последующем осаждении, благодаря летучести некоторых металлов или их соединений, в водной среде – благодаря возможности образовывать растворимые соединения, переходить из геологической среды вследствие эрозии. Все металлы и их соединения способны адсорбироваться и переноситься с взвешенным веществом в природных водах, однако со временем они осаждаются в донных осадках (Филенко, Михеева, 2007).

Металлы, после внесения в водную среду перераспределяются по всей толще воды, накапливаются в осадках, в случае низкой проточности или потребляются биотой. В отличие от органических химических веществ, большинство металлов не могут быть легко метаболизированы в менее токсичные соединения, характерной для них особенностью являются отсутствие биоразлагаемости (Чуйко, Абдусаматов, 2013). Из-за процессов десорбции и ремобилизации металлов донные осадки являются долгосрочным источником загрязнения пищевой цепи. Основные пути поглощения металлов водными

организмами напрямую связаны с проглатыванием пищи или осадка частиц, и с водой через эпидермис и жабры, затем они переносятся внутри клеток через биологические мембраны и ионные каналы (Давыдова, Климов, 2014).

Вернадским В.И. в 1922 году (Вернадский, 1987) был введен термин «форма нахождения», под которым понимается все разнообразие физических и химических состояний элементов в конкретных условиях физико-химической обстановки (Вернадский, 1987; Давыдова, Климов, 2014).

Металл-токсикант, согласно Будникову Г.К. (Будников, 1998) в воде представлен в следующих формах:

- 1) металл в растворенной форме;
- 2) сорбированный и аккумулярованный фитопланктоном;
- 3) удерживаемый донными отложениями в результате седиментации взвешенных органических и минеральных частиц из водной среды;
- 4) адсорбированный на поверхности донных отложений непосредственно из водной сферы в растворимой форме;
- 5) находящийся в адсорбированной форме на поверхности частиц взвеси.

Тяжелые металлы, в отличие от органических соединений могут находиться в водных экосистемах неопределенно долго, переходя из ионной формы в связанную с тем или иным лигандом, постепенно накапливаясь в гидробионтах в существенно большем количестве, чем в среде их обитания, повышая токсичность с каждым трофическим уровнем (Попов, Андросова, 2014; Комов, Степанова, 2004; Голованова, 2008; Азовский, Пастухов, 2010).

Концентрации тяжелых металлов в осадках или на поверхности взвешенных твердых частиц намного выше, чем в воде, поэтому небольшая их часть может быть важным источником биоаккумуляции в планктонных и бентосных организмах (Дмитриев, Казнина, 1989).

Адсорбция на поверхности взвешенных веществ, представленных в минеральной и органической составляющей влияет на общую концентрацию металлов, присутствующих в воде. К минеральной части относят глинистые минералы, оксиды, силикаты, карбонаты и др., органическая фракция включает труднорастворимые органические соединения. Связь между твердыми частицами и металлами также имеет решающее значение для поглощения металла организмами вместе с пищей (Давыдова, Климов, 2014). Взвешенные твердые вещества накапливают нерастворимые соединения металлов, но при

определенных условиях металл достигает растворенной интерстициальной воды (Линиик, Набиванец, 1983).

Опасность загрязнения тяжелыми металлами заключается в их способности к биоаккумуляции в водных экосистемах – водной флоре и фауне (Ялынская, 1993; Микрякова, 2000; Чаплыгин, Ершова, 2016). Биоаккумуляция означает увеличение концентрации химического вещества в биологическом организме с течением времени по сравнению с концентрацией химического вещества в окружающей среде, например, планктонными организмами преимущественно аккумулируются металлы, находящиеся в растворимой форме в природных водах (Давыдова, Климов, 2014).

Биосорбция – это способность биологических материалов накапливать тяжелые металлы из сточных вод через метаболически опосредованные или физико-химические пути поглощения (Аронбаев, 2015; Fourest, Roux, 1992). Водоросли, бактерии, грибы и дрожжи являются потенциальными биосорбентами.

В естественной среде в водные организмы тяжелые металлы поступают тремя способами: посредством контакта с поверхностью тела, при дыхании жабрами и поступление с пищей. Токсикант в растворенной форме попадает через поверхность клеток у одноклеточных и растительных организмов, через поверхность тела и жабры – у многоклеточных животных. Взвешенные вещества могут поступать преимущественно через органы питания, как у простейших, так и у многоклеточных представителей водной фауны (Филенко, Михеева, 2007). У беспозвоночных животных ионы тяжелых металлов (Fe, Mn, Pb) могут поступать посредством кожной абсорбции (Голованова, 2008; Robinson, Baird, 2003).

Вернадским В.И. в работе (Вернадский, 1929) была охарактеризована способность гидробионтов к аккумуляции растворенных веществ, причем аккумуляция достигает значительных величин – на 5-6 порядков больше, чем растворено в воде (как было показано на рисунке 1 выше).

Биоконцентрация и биоаккумуляция металлов в трофической цепи происходят, если металлы попадают в воду или загрязненные организмы, которые в дальнейшем являются продуктами питания некоторых организмов-хищников (Анурьева, Лопарева, 2015). Загрязнители могут поглощаться организмом непосредственно из окружающей среды или при проглатывании частиц (Лукьяненко, 1967; Давыдова, Климов, 2014), а накопление происходит, когда организм поглощает токсикант с большей, чем метаболизация скоростью. Биоконцентрация относится к химическому поглощению только из воды, что можно оценить в лабораторных условиях. Понимание процесса биоаккумуляции важно, потому что стойкие загрязняющие вещества (такие как металлы)

увеличивают риск токсического потенциала, вызывая долгосрочное воздействие на экосистему, которое не может быть оценено с помощью лабораторных тестов на токсичность (Лукьяненко, 1967; Телитченко, 1962). При этом способность к биологической аккумуляции тяжелых металлов возрастает с более высоким трофическим уровнем в пелагическом и бентосном компонентах пищевой сети (Чаплыгин, Ершова, 2016).

Кроме аккумуляции металлов за счет адсорбции и последующей седиментации в поверхностных водах происходит связывание ионов металлов в водной среде растворенными органическими веществами. При этом общая концентрация токсиканта в воде не меняется. Гидробионты также участвуют в превращении металлов, например при участии микроорганизмов в окружающей среде может происходить окислительно-восстановительный переход кобальта, хрома, мышьяка. При этом аэробные микроорганизмы обеспечивают процессы окисления, а анаэробные – процессы восстановления.

Несмотря на то, что некоторые металлы необходимы в низких концентрациях для живых организмов (микроэлементы Cu, Zn, Fe, Mn, Co, Mo, Cr и макроэлементы Ca, Mg, Na) при более высоких концентрациях они могут вызывать эффекты, нарушающие рост, метаболизм или размножение организмов с последствиями для всей трофической цепи, в том числе у людей (Stankovic, Kalaba, 2014). Кроме того, некоторые металлы, такие как Pb, Cd, Ni, As и Hg, усиливают общее токсическое воздействие на организмы даже при очень низких концентрациях (Velma, Tchounwou, 2010).

Гидратированный металлический ион является наиболее биодоступной формой поступления для Cu, Cd, Zn и Pb (Власов, Грищенко, 2011). В работе Давыдовой О.А. (Давыдова, Климов, 2014) было показано, что присутствие органических связующих увеличивает биодоступность кадмия у мидий и рыб, путем облегчения диффузии гидрофобного соединения в липидной мембране. В работах (Давыдова, Климов, 2014; Попов, Андросова, 2002) отмечается, что рыбы-бентофаги в большей степени накапливают алюминий, железо; планктофаги – хром, цинк, медь, стронций. Относительно высокое содержание железа и алюминия у бентофагов обусловлено образованием труднорастворимых соединений, обогащающих донные отложения и бентосные организмы. Наибольшей токсичностью обладают гидратированные ионы металлов, а связанные в комплексы опасны в меньшей мере либо даже почти безвредны.

Органические соединения металлов могут быть более биодоступными, чем ионные формы (Давыдова, Климов, 2014; Моисеенко, Лукин, 1999; Попов, 2001). Например, органические соединения ртути являются липид-растворимыми и быстро проникают в

липидные мембраны, повышая токсичность по сравнению с хлоридом ртути, который не является растворимым в липидах (Федюшина, 2013; Gheorghe, Stoica, 2017). В организмах рыб ртуть в наибольшем количестве способна аккумулироваться в печени и в мышечной ткани (Чаплыгин, Ершова, 2016).

Эффекты и последствия токсического действия металлов

Тяжелые металлы влияют на все группы организмов и экосистемные процессы. Рост концентрации внутри пищевой цепи приводит к более высокому времени удерживания токсичных веществ в системе, чем к другим нормальным пищевым компонентам.

В работах, посвященных исследованию токсичного влияния тяжелых металлов на водные организмы, рассматриваются различные гидробионты: микроорганизмы, простейшие, беспозвоночные и позвоночные рыбы (включая планктонные, бентосные виды и моллюсков) (Попов, Андросова, 2002; Брень, 1999; Лысенко, Канцерова, 2009). Рыбы занимают в биоценозах водных экосистем верхний трофический уровень, кроме того, являются компонентом пищевого рациона населения. Переход металла в водной пищевой цепи является важной экологической темой в связи с потенциальным риском для здоровья людей, в случае потребления зараженной рыбы (Давыдова, Климов, 2014; Аршаницы, 1991).

Высокие концентрации тяжелых металлов влияют на развитие водных организмов (фитопланктона, зоопланктона и рыбы) (Давыдова, Климов, 2014; Моисеенко, Лукин, 1999; Попов, 2001). На молекулярном уровне токсическое действие повышенных концентраций тяжелых металлов заключается в нарушении клеточного метаболизма в результате блокирования ими биохимических реакций путем связывания функциональных групп и вытеснения биологически активных микроэлементов из белков, ферментов, липидов и других биологических макромолекул. Соединения металлов могут влиять на содержание кислорода в воде, снижать репродуктивные процессы, у рыб и ракообразных могут проявляться гистологические изменения, такие как жаберный некроз или жировая дегенерация печени, в работе Диетварта (Dietwart, 1963) описано, что покраснение жабр может быть вызвано при отравлении рыб ионами таллия (Лукьяненко, 1967; Dietwart, 1963; Шалгимбаева, Джумаханова, 2013).

Наиболее токсичное воздействие на моллюсков оказывают соединения меди и кадмия, вызывающих заметное увеличение концентрации каротиноидов в видимой области спектра в жабрах, мантии, ноге и печени (Гордзялковский, Макурина, 2006).

В организм человека тяжелые металлы поступают через пищу, воду, воздух или могут впитываться через кожу, оказывая двойное воздействие. С одной стороны они

вызывают отравление, с другой механически засоряют его – ионы тяжелых металлов оседают на стенках тончайших систем организма, что приводит к засорению почечных каналов, каналов печени, снижая фильтрационную способность этих органов (Вишневецкий, Ледеява, 2014; Velma, Tchounwou, 2010).

Проблемы со здоровьем, вызванные хроническим воздействием тяжелых металлов при низком уровне концентрации, могут занять годы. Последствия хронического воздействия связаны с появлением сердечно-сосудистых заболеваний, сердечных приступов, высокого кровяного давления, бессонницы и повышения канцерогенного риска, которые могут влиять на качество жизни.

Многие водные организмы потребляются людьми, приводя к накоплению токсиканта в организме. Они также могут вызывать катастрофические заболевания, такие как Минамата (вызывается отравлением органическими соединениями ртути) и Ита-Итай (хроническая интоксикация солями кадмия) (Общая токсикология, 2006; Takebayashi, Jimi, 2003).

2.7 Нефть и нефтепродукты

Нефтяные углеводороды (НУ) являются одними из наиболее опасных и широко распространенных поллютантов (Черкашин, 2005; Мазманиди, 1973; Миронов, 1972; Михайлова, 1991; Нельсон-Смит, 1977; Rice, Short, 1977).

Согласно определению, данному комиссией по унификации методов анализов природных и сточных вод при Государственном комитете по науке и технике Совета Министров СССР, «нефтепродуктами» при анализе вод следует считать неполярные и малополярные соединения, растворимые в гексане, т.е. углеводороды алифатические, алициклические, ароматические. Согласно ГОСТ 26098-84 нефтепродукты это готовый продукт, полученный при переработке нефти, газоконденсатного, углеводородного и химического сырья (ГОСТ 26098-84).

Любая нефть представляет собой сложную смесь алканов (парафиновых и ациклических насыщенных углеводородов), цикланов (нафтенов) и ароматических углеводородов, кислотных сернистых и азотных соединений, меркаптанов, сульфидов, пиридинов, воды, минеральных солей. Состав нефти из разных месторождений различен (Филенко, Михеева, 2007).

Оценке влияния нефтяных углеводородов на водные организмы посвящено большое количество публикаций, Черкашин в работе «Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных» (Черкашин, 2005) дает обзор воздействия

нефтепродуктов на гидробионтов – приводя данные по многочисленным мировым исследованиям в этой области.

Загрязнение нефтепродуктами сильно распространено в областях с развитой нефтегазовой промышленностью и другими видами антропогенной деятельности. Нефть действует на все группы организмов, обитающих как в поверхностном слое, так и в толще воды и грунте. На живые организмы нефть оказывает комплексное воздействие, как механическим путем, так и за счет отравления компонентами, обладающими биологической активностью (растворимыми компонентами) (Филенко, Михеева, 2007). Наибольшую опасность для гидробионтов представляют водорастворимые (Мазманиди, 1973) и диспергированные компоненты нефти (Черкашин, 2005). Попадая в водоемы, они создают разные формы загрязнения: плавающую на воде нефтяную пленку, растворенные или эмульгированные в воде нефтепродукты, осевшие на дно тяжелые фракции и т.д. (Борисов, Осетрова, 2001; Патин, 2001; Патин, 1997; Pearson, 1980).

Согласно исследованию Черкашина С.А. (Черкашин, 2005), в первую очередь от повышенных концентраций нефтяных углеводородов страдают планктонные ракообразные и личиночные формы многих беспозвоночных и рыб (Нельсон-Смит, 1977; Патин, 2001; Патин, 1997; Rice, Short, 1977). Токсическое действие нефтепродуктов приводит к смерти кормовой базы рыб, что вызывает резкое сокращение их численности (Александров, 1988).

Сильнее всего токсическое действие нефти на большинство морских организмов проявлялось на ранних планктонных стадиях развития. Особенно восприимчива к нефти развивающаяся икра рыб. В целом ранние стадии онтогенеза рыб являются самыми уязвимыми к действию различных экстремальных факторов среды, в том числе химических веществ, обладающих токсичными свойствами (Rice, Short, 1977; Черкашин, 2005; Патин, 2001).

В работе Миронова О.Г. (Миронов, 2006) рассматривается процесс перехода нефтяных углеводородов через трофическую цепь. При небольших разливах нефти ихтиофауна страдает в меньшей степени, чем другие группы морских организмов. Это связано с тем, что большинство подвижных видов рыб способны уйти из зоны сильного загрязнения, и тем самым избежать последствий острой интоксикации. В то же время, малоподвижные донные рыбы, а также личинки и молодь многих видов, могут подвергаться острому летальному воздействию в случае появления здесь больших количеств разлитой нефти. Реальные потери и ущербы для рыбного хозяйства возникают в результате: прекращения прибрежного промысла во время и после нефтяных разливов; ухудшения качества среды и условий для выращивания морских организмов; утраты

товарных качеств объектов рыболовства; нефтяного загрязнения орудий рыболовства (Новоселов, Гореньков, 2016).

В справочнике Бандмана А.Л. (Бандман, Войтенко, 1990) приведена характеристика воздействия и источники поступления в среду углеводов.

2.8 ПХБ

К другому важному классу загрязнителей относят полихлорированные соединения бифенила (ПХБ), смазочные материалы и горячую воду, сбрасываемые электростанциями. Были синтезированы в 1929 году. Особенностью этих веществ является теплостойкость и возможность использования как изолятора в электротехнике, без цвета и запаха, химически стабильны. Эти соединения широко использовались во многих странах мира в качестве диэлектриков, антифризов, наполнителей гидравлических систем, пластификаторов (Филенко, Михеева, 2007). Загрязнители, выгруженные в водоемы, обычно растворяются или остаются в воде. Иногда они также накапливаются на дне водоемов. Особенностью этих соединений является их низкая химическая активность. На территории бывшего СССР полихлорбифенилы производились с 1934 года до конца 1995 года. В странах ЕЭС, США и Канаде эти соединения с 1973 года запрещены к производству и применению. Хотя на производство ПХБ (Приказ от 13 апреля 1999...) прекращено, а на их применение наложены ограничения, уже поступившие в окружающую среду количества вещества из-за высокой стабильности еще долго будут циркулировать в экосистемах (Филенко, Михеева, 2007) (Приказ от 13 апреля 1999...) (Stockholm Convention...).

2.9 Последствия токсического загрязнения

Если вода загрязнена, снижается ее экономическая и эстетическая ценность и ее использование может стать угрозой для здоровья, выживания живых организмов, живущих в нем, и дикой природы, которая зависит от нее. Загрязнение воды является серьезной проблемой в глобальном масштабе.

Итогом загрязнения водоемов является деградация их экосистем, т.е. обеднение сообществ видами, ухудшение флоры и фауны с точки зрения пригодности для человека, уменьшение промышленной продукции и снижение ее качества, ухудшение качества воды для питьевого и хозяйственного водопользования (Филенко, Михеева, 2007).

2.10 Нормирование антропогенного воздействия

Под качеством воды при антропоцентрическом подходе понимается сочетание химического и биологического состава и физических свойств воды, определяющие её

пригодность для конкретных видов использования человеком. При биоцентрическом подходе качество воды – сочетание химического и биологического состава и физических свойств воды, определяющие ее пригодность для жизни организмов-гидробионтов (Дмитриев, Панов, 2010).

Критериями оценки качества является любая совокупность количественных показателей, характеризующих свойства изучаемых объектов и используемых для их классифицирования или ранжирования. Оценка качества пресноводных водоемов осуществляется по трем основным аспектам, включающим следующие комплексы показателей:

- факторы, связанные с физико-географическим и гидрологическим описанием водоема, как целостного природного или водохозяйственного объекта;
- контролируемые показатели состава и свойств водной среды, дающие формализованную оценку качества воды и ее соответствия действующим нормативам;
- совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов (Шитиков, Розенберг, 2003).

При определении степени экологического неблагополучия водоемов оценивается два основных фактора:

- опасное для здоровья людей снижение качества питьевой воды и санитарно-эпидемиологического загрязнения водных объектов рекреационного назначения (т.е. фактор изменения среды обитания человека);
- создание угрозы деградации или нарушения функций воспроизводства основных биотических компонентов естественных экологических систем водоемов (т.е. "общезкологический" фактор изменения природной среды) (Шитиков, Розенберг, 2003).

Содержание химических веществ в окружающей среде начали контролировать еще в 1925 г., когда определили первые значения ПДК для воздушной среды рабочей зоны. В 1949 г. впервые были установлены некоторые ПДК для атмосферного воздуха, а в 1950 г. – для воды. Современное санитарно-гигиеническое нормирование охватывает все среды, включая почву, продукты питания и т.д., а также различные пути поступления вредных веществ в организм (Шитиков, Розенберг, 2003).

При нормировании состояния окружающей среды, оценка производится с помощью таких понятий, как показатель, признак, критерий, и производных от них.

Критерий – признак, на основании которого проводятся:

- Оценка состояние природного объекта или его свойств (качества вод, трофности, функционирования экосистемы и др.);

- Классификации объектов, явлений, свойств;
- Сравнение альтернатив (возможных вариантов решения задачи);
- Сравнения адекватности различных решений при моделировании.

Оценки применяются для нахождения количественных значений свойств при анализе исследуемого объекта или процесса на основе экспериментальных данных, а также на этапе построения моделей при определении численных значений существенных параметров модели.

В качестве критериев оценивания применяются режимные, природозащитные, антропоэкологические и хозяйственные критерии. Такого рода оценки зачастую сопровождаются определением тенденции развития объекта на некотором временном интервале по трендам характерного изменения оптимальных критериев или на основе математического моделирования (Дмитриев, 1994; Дмитриев, Панов, 2010).

Экологическое же нормирование качества воды на современном этапе решает, в некотором смысле, обратную задачу: “для некоторого конкретного водоема оценивается его биосферный статус или степень отклонения биоценоза от некоторого оптимального состояния; на основании чего делается вывод об интенсивности антропогенных факторов, как возможной причины этого отклонения” (Шитиков, Розенберг, 2003).

Для определения экологически обоснованных норм антропогенного поступления биогенных элементов в экосистему водоёма необходимо выявить особенности естественной внутригодовой динамики содержания биогенных элементов в речном стоке. Морфометрические показатели системы «водосбор-водоём», т.е. площадь водосбора, объём водоёма, коэффициент удельного водосбора, показатель формы котловины и коэффициент условного водообмена влияют на особенности функционирования экосистемы водоёма, поэтому данные параметры следует учитывать при разработке экологически обоснованных норм антропогенного воздействия. Для этого необходимо применение компьютерного моделирования, в частности, имитационного моделирования.

3. Подготовка данных для проведения численных экспериментов

Использование компьютерного моделирования позволяет выявить общие особенности функционирования экосистем, на основании которых можно получить экологически обоснованные нормы воздействия.

Антропогенное воздействие на водные экосистемы связано с поступлением антропогенных веществ, связанное с воздействием, подразделяющимся на тотально-экологическое и индивидуально-токсическое; тотально-экологическое выражается в поступлении веществ, которые в их концентрации не являются токсичными для гидробионтов, но их поступление перестраивает биогеохимический цикл экосистемы, приводит к смене структуры сообществ, смены видов. Пример воздействия – антропогенное эвтрофирование водных экосистем. Индивидуально-токсическое выражается в поступлении веществ, непосредственно воздействующих на жизненные процессы у отдельных организмов, что приводит к изменению интенсивности фотосинтеза, фильтрации воды, влияет на рацион скорость и интенсивность отмирания и т.д.

Сущность работы в проведении численных экспериментов с моделью, имитирующее разные виды воздействия и сравнение результатов с эталонными вариантами, при котором антропогенное воздействие отсутствует.

В работах В.Ю. Третьякова, Д.Е. Селезнева и др. (Селезнев, 2014; Третьяков, Шелутко, 2015; Третьяков, Селезнев, 2011) был проведен анализ результатов 115 створов мониторинга на реках российской части бассейна Финского залива. Оценивались ландшафтные характеристики водосборных бассейнов исследованных рек и их принадлежность к грациям хозяйственной освоенности территорий. Источниками данных служили карты монографии А.Г. Исаченко «Экологическая география Северо-Запада» (Исаченко, 2005). Для дальнейшего изучения авторами были отобраны 25 рек.

На основании результатов анализа их географических характеристик водосборные бассейны были объединены в четыре группы: I группу – 5 водосборов рек Кумсы, Немины, Пяльмы, Тохма-Йоки, Уницы; II группу – 3 водосбора рек Асилан-Йоки, Волчьей, Селезневки; III группу – 11 водосборов рек Березайки, Важины, Вали, Видлицы, Воложбы, Голоховки, Лососинки, Пчевжи, Святерки, Тигоды, Туксы; IV группу – 5 водосборов рек Куньи, Северки, Синеи, Сороти, Шарьи. Отдельно выделен водосбор реки Мшаги, отличающийся неоднородностью пространственных характеристик.

Выбор перечисленных рек для проведения экспериментов был обусловлен тем, что антропогенная составляющая биогенного и токсического стока в бассейны этих рек практически отсутствует (Селезнев, 2014).

Эта особенность позволяет смоделировать водную экосистему, функционирование которой максимально приближенно к естественному для проточных водоемов данного региона. Данная экосистема послужила своеобразным «эталонном» для сравнительной оценки влияния возможной антропогенной нагрузки биогенными элементами в проводимых экспериментах.

Для анализа внутригодовой динамики содержания биогенных элементов в речном стоке были отобраны посты мониторинга с длительным периодом наблюдений, отсутствием антропогенного регулирования стока и минимальной степенью антропогенного воздействия выше по течению, химический состав формируемого речного стока на которых отражает природную внутригодовую изменчивость. При отборе постов мониторинга — «кандидатов» был проведен анализ справочных и картографических материалов, рассчитаны среднегодовые концентрации биогенных элементов с учетом неравномерности отбора проб в течение календарного года и различного числа отборов в разные годы. Полученная временная динамика среднегодовых концентраций была проанализирована с помощью метода интегральных кривых, отображаемых на графике, на оси абсцисс которого откладываются годы, а по оси ординат — суммы среднегодовых значений концентраций. При этом значение для первого года периода мониторинга берется равным среднегодовой концентрации, для второго года — сумме среднегодовых значений первого и второго года и т.д. (Третьяков, Шелутко, 2015).

Далее определялись доля природной составляющей в речном стоке биогенных элементов. Для этого использовались методики — В.В. Бульона, Г.Т. Фрумина, Цобриста-Дейвиса (Davis, Zobrist, 1978; Фруммин, Степанова, 2009; Степанова, 2009); сравнивались концентрации в речном стоке по данным мониторинга с фоновыми характеристиками; сравнивались рассчитанные по данным мониторинга среднегодовые концентрации в реках со значениями, рассчитанными на основании модулей стока биогенов с природных территорий и суммарных значений стока.

Для любой входящей в определенную группу реки для каждых суток внутри года определено среднее многолетнее значение уровня воды. По этим средним значениям строится средний многолетний ход уровня воды. В каждой группе рек была выбрана река, нуль поста которой имеет самую низкую отметку в Балтийской системе высот. Для всех остальных рек группы определяется превышение отметок нулей постов над нулем этого самого низко расположенного поста. Эти превышения прибавляются к средним значениям уровней воды для каждых суток. Таким образом, для всех рек группы на каждую дату внутри года определяются значения уровня воды в единой системе высот. Затем осредненное значение уровня для всей группы рек на каждую дату определяется

вычислением среднего по всем значениям уровня рек группы в эту же дату. Далее по этим осредненным суточным значениям уровня строится осредненная внутригодовая динамика уровня воды, характеризующая режим уровня воды для всей группы рек в целом (Третьяков, Шелутко, 2015).

В качестве входных данных о содержании биогенных элементов в речной воде и расходах, выпадающих в моделируемый водоем рек, использовались структурированные данные, накопленные за длительный период мониторинга за химическим составом речного стока и уровнем воды на постах Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, подготовленные Д.Е. Селезневым.

Значения постоянных коэффициентов, используемых при моделировании, соответствуют значениям этих коэффициентов, принятых при моделировании экосистемы пролива Бьеркезунд (Третьяков, Дмитриев, 1999).

Данные по характеристикам водообмена, глубины водоема, режима проточности характеризуют наиболее распространенные типы озер Северо-Западного региона России (Малоземова, 2012; Науменко, 2007).

Для работы с программой внешние данные представляют в виде текстовых документов в формате (*.txt), доступный для редактирования в любом текстовом редакторе, например приложении «Блокнот» или «WordPad».

Подготовка данных происходила в системе компьютерной алгебры Mathcad, где вначале производилась интерполяция, разбиение файлов внутригодовой динамики, затем производилась запись результатов в файл формата *.txt с разделителем «табуляция».

Исходные данные представляют собой файлы Microsoft Excel формата *.xls, с указанием даты, записанные в целом числовом формате разности между текущей датой и началом отсчета (начало отсчета – 1 января и окончание – 31 декабря).

Интерполяция выполняется с помощью рабочей области (программы) приложения Mathcad «Инт_внутригод_линейная_и_сплайнами.xmcd». Создаваемый при этом файл «Vect_god.xls» используется для построения графиков внутригодовой динамики. Для этого в систему компьютерной алгебры Mathcad подгружается созданный файл электронной таблицы. В дальнейшем при использовании функции «csort(A,n)» – происходит сортировка строк матрицы таким образом, чтобы расположить элементы в столбце n в порядке возрастания. Результат имеет тот же самый размер, что и A .

В дальнейшем задается период вычисления, с указанием даты начала и окончания расчета, в данном случае 365 дней. Эти значения уже в виде матрицы с первым столбцом – дата, вторым – значения концентраций используются для интерполяции.

При линейной интерполяции MathCAD соединяет существующие точки данных прямыми линиями. Это выполняется функцией «*linterp*^(vx,vy,x)». Использует векторы данных «vx» и «vy», чтобы возвратить интерполируемое значение «y», соответствующее третьему аргументу «x». Аргументы «vx» и «vy» должны быть векторами одинаковой длины. Вектор «vx» должен содержать вещественные значения, расположенные в порядке возрастания. Эта функция соединяет точки данных отрезками прямых, создавая таким образом ломаную. Интерполируемое значение для конкретного «x» есть ордината «y» соответствующей точки ломаной. Для значений «x», расположенных перед первой точкой в векторе «vx», MathCAD продолжает ломаную прямой линией, проходящей через первые две точки данных. Для значений «x», расположенных за последней точкой «vx», MathCAD продолжает ломаную прямой линией, проходящей через последние две точки данных (Ханова, 2011).

В дальнейшем полученные файлы представленные в формате вектора, при необходимости записываются в файл Microsoft Excel. Количество значений в каждом файле соответствует количеству дней в соответствующем месяце. Файлы месячных значений концентраций с расширениями «01», «02» и т.д. используются в качестве источников внешних экологических факторов модели.

Данные по содержанию биогенных веществ согласно первой группе рек, были приведены к шкале коррелятивных критериев оценки трофности водоемов составленной Дмитриевым В.В. (Дмитриев, Панов, 2010), представлены в таблице 3.

Таблица 3

Коррелятивные критерии трофности

Критерий	Тип трофии			Литературный источник
	Олиготрофия	Мезотрофия	Эвтрофия	
Концентрация общего фосфора, Р _{общ} , мг/л	0.005–0.02	0.005–0.05	<0.1	Романенко В.Д., 1985
Концентрация общего азота, N _{общ} , мг/л	0.005–0.08	0.08–0.5	0.5–1.5	Романенко В.Д., 1985

Для оценки рассчитывался множитель, позволяющий приравнять значение концентрации общего фосфора и азота к критериям трофности, с учетом условия, что усредненное значение концентрации за исследуемый период соответствовало диапазону значений в таблице, сохраняя при этом рассчитанный многолетний ход динамики биогенных элементов.

Исходными данными по концентрации биогенов служили файлы месячных данных по соединениям азота (нитраты, нитриты, аммиачный азот, азот в составе органических соединений) и фосфора (органический фосфор и фосфор в составе фосфатов).

Данные по первой группе рек.

К ней относятся реки – 5 водосборов рек Кумсы, Немины, Пяльмы, Тохма-Йоки, Уницы.

Фосфор. Для начала в MathCad загружаются рассчитанные значения содержания фосфора фосфатов и органического фосфора. При помощи последовательности Вставка – Данные – Ввод из файла происходит добавление внешних файлов в программу MathCad (Рисунок 4). Расчет значения общего фосфора производится посредством сложения значений фосфора фосфатов с содержанием органического фосфора.

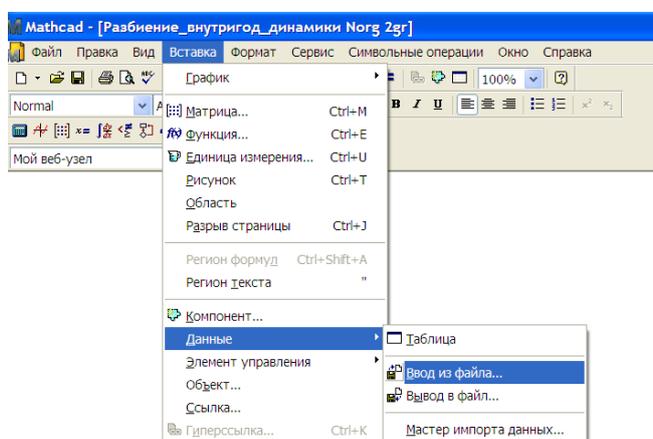


Рисунок 4. Импорт данных в программу

В дальнейшем при помощи функции « $\text{mean}(\dots)$ » в программе MathCad рассчитывается среднее значений для ряда данных.

Используя шкалу коррелятивных критериев трофности необходимо рассчитать множитель, при помощи которого можно привести нормализованное среднее значение согласно диапазону указанному в таблице 3.

Он рассчитывается как отношение среднего значения общего фосфора к выбранному из диапазона для мезо-, олиго- и эвтрофного водоема. В дальнейшем значения фосфатов и органического фосфора делятся на рассчитанный коэффициент.

Для проверки повторно рассчитывается сумма общего фосфора, и находится его среднее значение.

График строится при помощи панели инструментов «График» отображенной на рисунке 5. Для построения графика используется «X-Y@» форма, на оси «X» отмечается временной интервал равный 365 суткам, на оси «Y» значение концентрации.

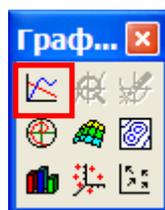


Рисунок 5. Панель «График»

При необходимости внесения корректировки в график, используется панель «Форматирования выбранного графика», отображенная на рисунке 6. Для отображения только интересующего интервала, равному 365 дней, на оси X снимается указатель «Автомасштабирование».

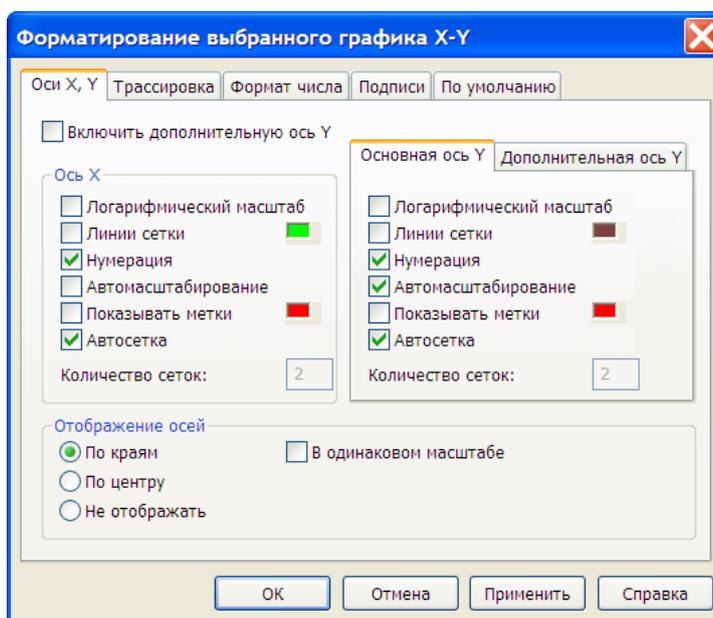


Рисунок 6. Шкала настройки графика

На панели «Трассировка» можно указать цвет, вид, тип и толщину линий. Панель «Формат числа» позволяет выбрать числовой формат отображения: десятичный, инженерный, научный, дробь.

Рассчитанные значения в дальнейшем при помощи команд Вставка – Данные – Вывод в файл экспортируются во внешние файлы заданного формата (Рисунок 7).

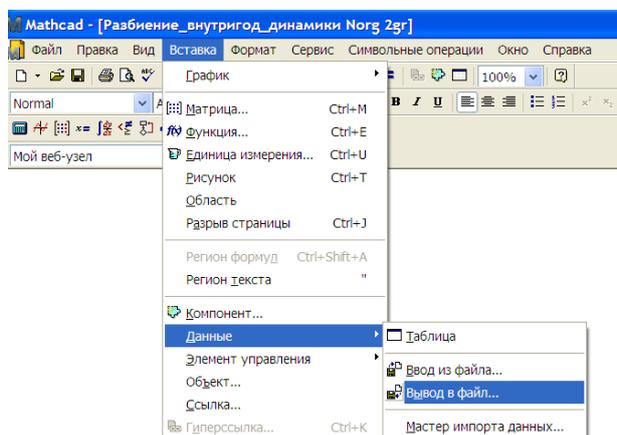


Рисунок 7. Экспорт данных из программы

Вывод данных в формат блокнота с разделителем табуляция, для дальнейшей работы в программе «ВодЭко». Возможные варианты сохранения данных в программе Mathcad представлены на рисунке 8.

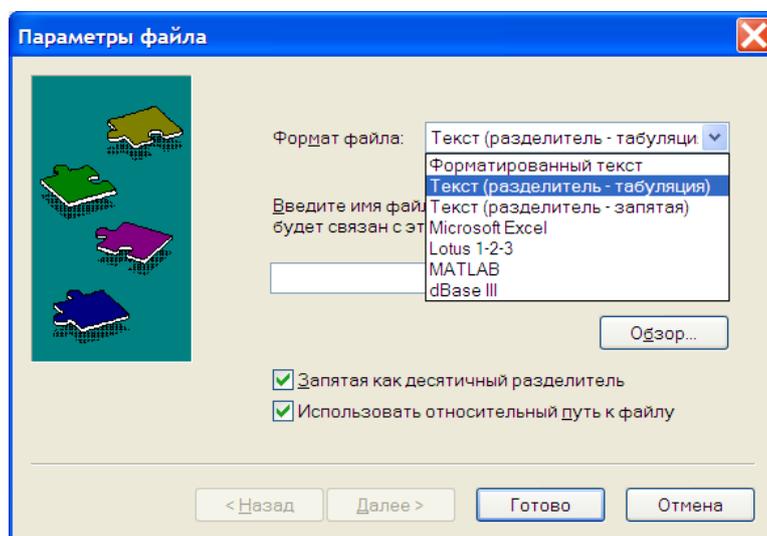


Рисунок 8. Параметры вывода файла

На рисунках изображено ход динамики фосфора в эвтрофных мезотрофных и олиготрофных условиях. На всех графиках представленных ниже буквы «о», «m», «e» – означают статус водоема – олиготрофный, мезотрофный и эвтрофный соответственно. На рисунках 9–11 отображено содержание органического фосфора и фосфора в составе фосфатов. По оси «X» откладывается временной интервал, по оси «Y» содержание биогенных веществ в воде, мг/л.

Коэффициенты составили по фосфору для олиготрофного состояния системы – 2.038, мезотрофного – 0.408 эвтрофного – 0.204.

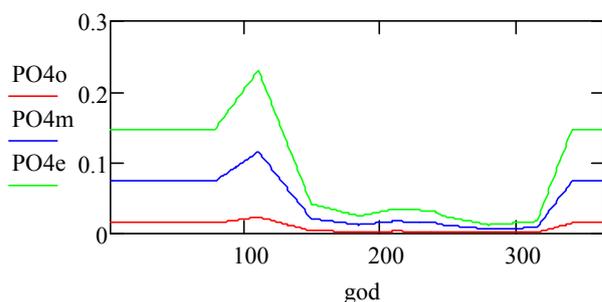


Рисунок 9. Фосфор фосфатов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

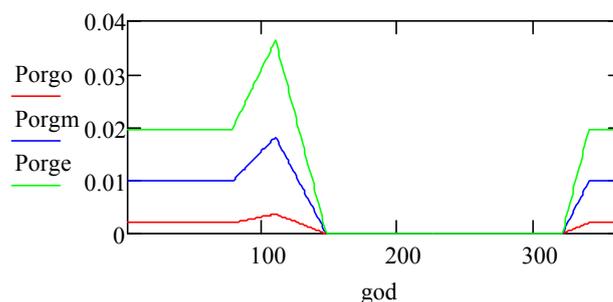


Рисунок 10. Органический фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

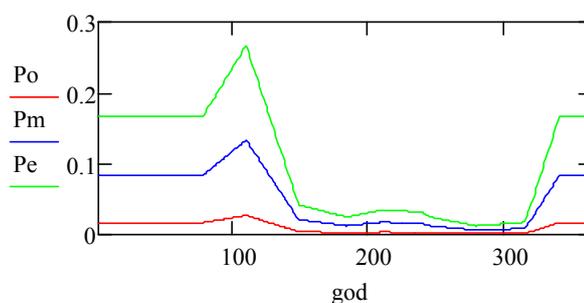


Рисунок 11. Общий фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

Азот. Перед началом расчета в MathCad загружаются рассчитанные вектора азота: нитритов, нитратов, аммония и органического азота и рассчитывается суммарное значение.

При помощи функции «mean(..)» рассчитывается среднее значение, и коэффициенты для приведения динамики к значению среднему значению трофности согласно Таблице 3.

После с учетом рассчитанных коэффициентов рассчитывается значение нитратов, нитритов, азота аммония, органического азота, и для проверки выполняется суммация всех форм азота и расчет среднего.

Коэффициенты составили по азоту для олиготрофного состояния системы -9.582 , мезотрофного -1.677 , эвтрофного -0.447 . На рисунках 12–16 изображено поступление азота.

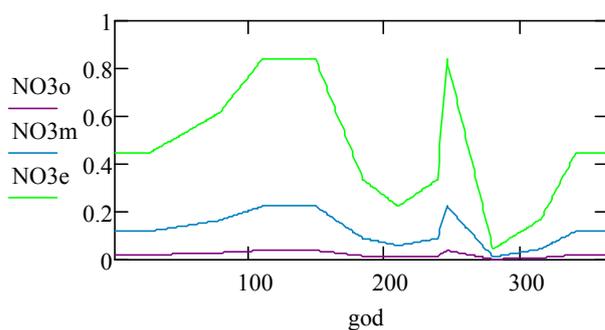


Рисунок 12. Азот нитратов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

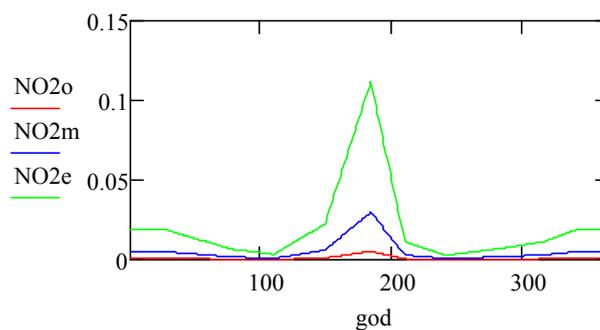


Рисунок 13. Азот нитритов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

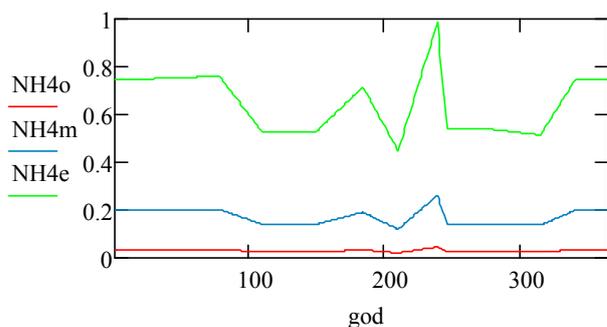


Рисунок 14. Азот в составе иона аммония при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

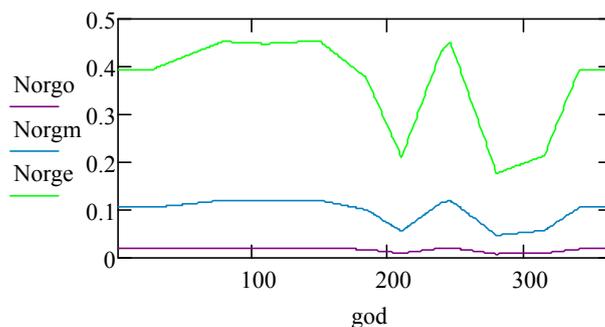


Рисунок 15. Органический азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

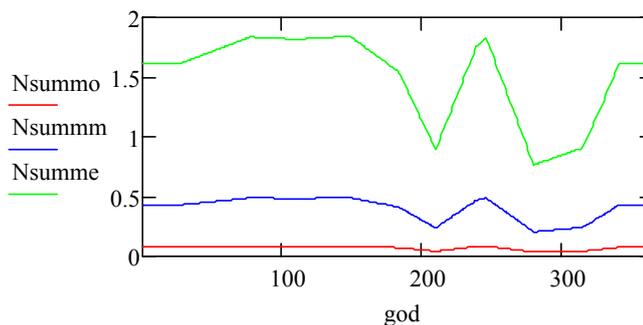


Рисунок 16. Общий азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии
Данные по второй, третьей и четвертой группе рек представлены в Приложении 1.

Токсикант

В эталонном численном эксперименте имитировалось функционирование экосистемы проточного водоема, не подверженного антропогенному воздействию (отсутствие токсиканта).

В качестве оценки действия токсиканта в качестве объекта выбран фитопланктон, как объект исследования, находящийся на первом трофическом уровне; использован металл-токсикант 1 класса опасности – ртуть.

Выбор диапазона значений концентрации токсиканта в воде основан на данных Сергеева Ю.Н., Сулин Лю (2005) и статье Замараевой Т.В. и Рудаковой А.А. (1989).

Согласно исследованию Замараевой Т.В. и Рудаковой А.А. (1989) в результатах исследования токсичности ртути имеются большие расхождения. Противоречивость имеющихся в литературе данных в ряде случаев объясняется разнообразием видов водорослей, обладающих различной чувствительностью к металлам, и условий проведения экспериментов. Известно, что токсическое действие металлов на фитопланктон зависит от концентрации свободных ионов металлов. Однако концентрация ионов металлов зависит от состава среды.

Данные по распространению токсиканта рассчитывались в трех случаях, с условием равенства в трех из выбранных случаев суммарного значения поступившего

загрязнителя. В первом варианте концентрация токсиканта – постоянна и составляет 1 ПДК. Во втором варианте залповый сброс произошел дважды (апрель и август) в год и составил 0,09125 мг/л. В третьем варианте поступление токсиканта происходило в мае месяце с постепенным повышением значений предельных значений, выбранных в работе Замараевой Т.В. и Рудаковой А.А. с конечными концентрациями в воде 10 и 20 мкг Hg на литр. Данные в виде графика представлены на рисунке 17.

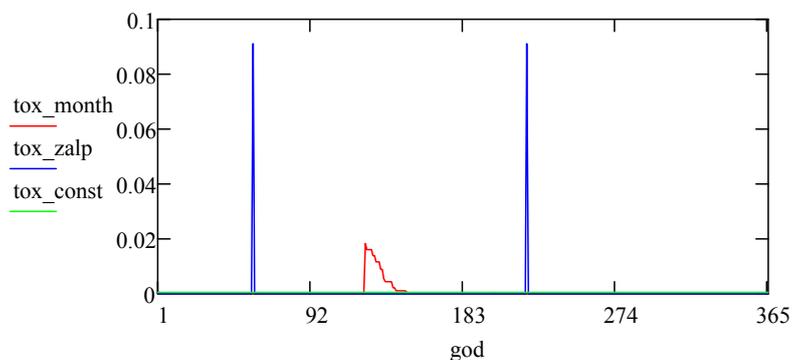


Рисунок 17. Ход токсиканта при постоянном поступлении, залповый выброс, поступление в течении месяца

В результате работы с моделью происходит создание следующих файлов формата книг Microsoft Excel:

- динамика нетоксических компонент (файл components.xls), токсических компонент (toxicants.xls),
- динамика интенсивностей процессов массообмена (файл intens.xls);
- динамика интенсивностей процессов обмена токсикантом (файл toxintens.xls);
- динамика параметров для оценки качества среды (файл kachestvo.xls).

Каждая строка заполняемых листов этих книг отводится результатам моделирования, относящимся к конкретным суткам. Данная структура таблиц обеспечивает простоту создания графиков временной динамики в среде Microsoft Excel.

Файлы таблиц excel (*.xls) представляют собой листы электронных таблиц, где каждой компоненте экосистемы и интенсивности процесса отводится один столбик, а каждым суткам – одна строка, количество строчек соответствует 365 дням. Данные записываются на момент 0 часов. Такая схема записи значений облегчает последующую автоматизированную обработку результатов моделирования.

4. Результаты численных экспериментов

В рамках исследования особенностей отклика экосистемы проточного водоема на изменение притока биогенных элементов и режима поступления токсиканта был выполнен ряд численных экспериментов с моделью.

Пример специфики эксперимента для каждой моделируемой группы рек отображен на рисунке 18. Для каждой группе рек рассчитывалась динамика поступления биогенных веществ, соответствующая трем уровням трофности водоема (олиготрофный, мезотрофный, эвтрофный). Для каждого из уровней трофности выполнены эксперименты с различными режимами поступления токсиканта 2 типов и ситуация, когда токсическое воздействие отсутствует.

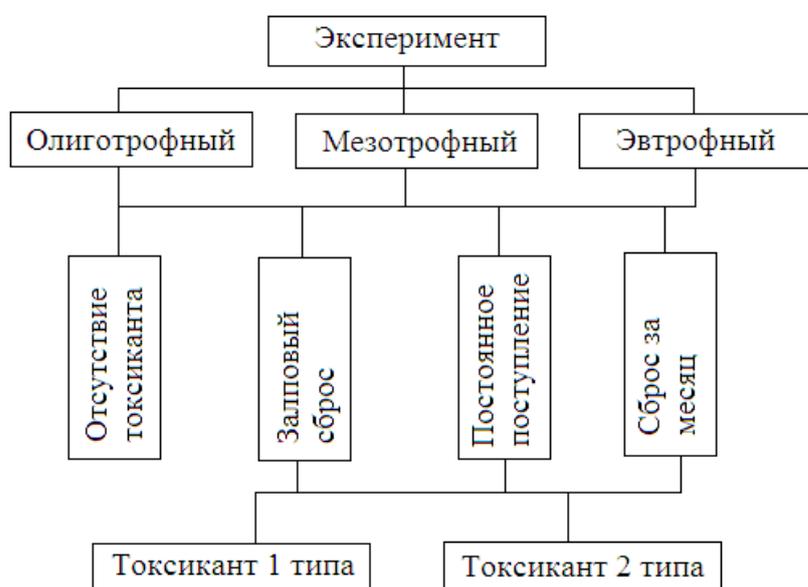


Рисунок 18. Вид эксперимента для каждой группы рек

В таблице 4 представлена специфика моделируемого водоема для проведения эксперимента.

Таблица 4

Особенности моделируемого водоема

Идентификатор	1 эксперимент	2 эксперимент	3 эксперимент
1	2	3	4
Тип водоёма	проточный водоём	проточный водоём	проточный водоём
Тип уровня	переменный	переменный	переменный
Имитация токсиканта	без имитации токсиканта	с имитацией токсиканта	с имитацией токсиканта
Тип токсиканта	-	первый	второй
Форма котловины водоёма	шаровой сегмент	шаровой сегмент	шаровой сегмент
Количество слоев	один слой	один слой	один слой

1	2	3	4
Учет взмучивания	есть учёт взмучивания илов	есть учёт взмучивания илов	есть учёт взмучивания илов
Влияние поймы	без учёта влияния поймы	без учёта влияния поймы	без учёта влияния поймы
Учет атмосферных осадков	без учёта атмосферных осадков на зеркало	без учёта атмосферных осадков на зеркало	без учёта атмосферных осадков на зеркало

Содержание кислорода. Содержание кислорода в модели относится к характеристикам качества среды и оценивается с помощью показателей химического и биологического потребления.

На графике на рисунке 19 отображено содержание кислорода в зависимости от содержания биогенных веществ (уровня трофности), по оси «Х» отображен моделируемый период, по оси «У» содержание кислорода мгО₂/л.

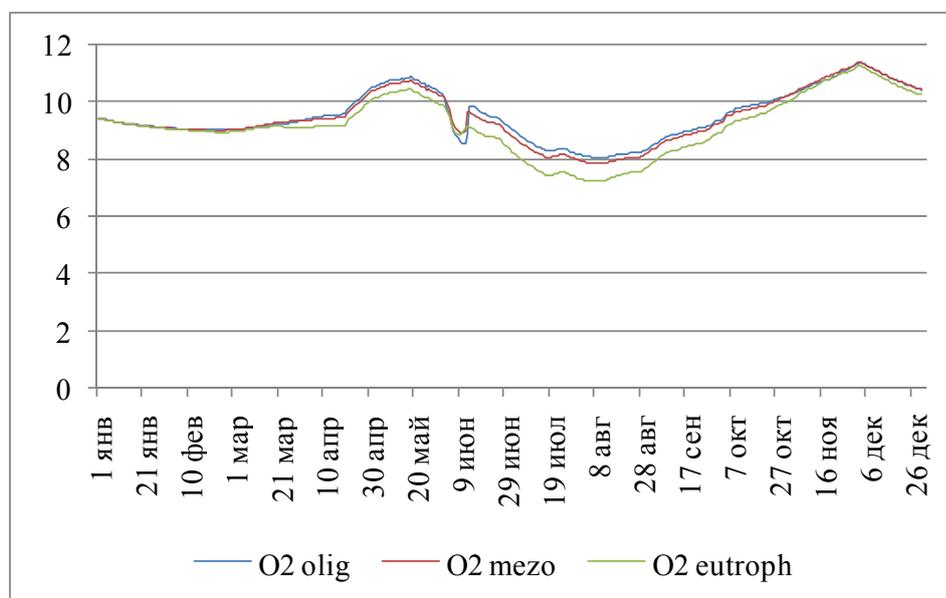


Рисунок 19. Содержание кислорода (мгО₂/л) при олиготрофных, мезотрофных, эвтрофных условиях

По графику, изображенному на рисунке 19 видно, что содержание кислорода несколько ниже при эвтрофном статусе водоема, чем при олиготрофных и мезотрофных условиях водоема. А в летний период и начало осени разница между содержанием кислорода в олиготрофных и эвтрофных условиях значительно повышается.

В таблице 5 представлены значения (суммарное, среднее, максимально, минимальное) содержания кислорода в системе при каждом из экспериментов.

Параметры кислорода

Наименование	Суммарное значение	Среднее значение, мгО ₂ /л	Максимальное значение, мгО ₂ /л	Минимальное значение, мгО ₂ /л
O2 olig	3466,67	9,50	11,34	8,05
O2 post_tox0_tip1	3475,74	9,52	11,45	8,05
O2 post_tox0_tip2	3474,59	9,52	11,44	8,05
O2 zalp_mes_tox0_tip1	3483,60	9,54	11,52	8,05
O2 zalp_mes_tox0_tip2	3487,02	9,55	11,56	8,05
O2 zalp_tox0_tip1	3475,74	9,52	11,45	8,05
O2 zalp_tox0_tip2	3474,59	9,52	11,44	8,05
O2 mezo	3446,62	9,44	11,38	7,85
O2 post_tox0_tip1	3453,28	9,46	11,44	7,85
O2 post_tox0_tip2	3451,37	9,46	11,44	7,85
O2 zalp_mes_tox0_tip1	3457,05	9,47	11,49	7,85
O2 zalp_mes_tox0_tip2	3457,50	9,47	11,50	7,85
O2 zalp_tox0_tip1	3453,28	9,46	11,44	7,85
O2 zalp_tox0_tip2	3451,37	9,46	11,44	7,85
O2 eutroph	3342,54	9,16	11,27	7,21
O2 post_tox0_tip1	3346,48	9,17	11,27	7,20
O2 post_tox0_tip2	3346,02	9,17	11,27	7,20
O2 zalp_mes_tox0_tip1	3349,76	9,18	11,33	7,20
O2 zalp_mes_tox0_tip2	3349,68	9,18	11,34	7,20
O2 zalp_tox0_tip1	3346,48	9,17	11,27	7,20
O2 zalp_tox0_tip2	3346,02	9,17	11,27	7,20

Анализируя данные графика на рисунке 19, и таблицы 5 минимальное значение отмечается в эвтрофных условиях, и приходится на июль-август месяц, что, в свою очередь, совпадает с периодом активного развития фитопланктона, между двумя пиками максимального содержания в мае месяце и конце ноября.

Максимальное значение содержания кислорода 11,56 мгО₂/л наблюдается при олиготрофном статусе водоема. При месячном залповом сбросе токсиканта, среднее содержание кислорода выше во всех условиях поступления биогенных веществ. Среднее значение колеблется в диапазоне от 9,17 до 9,55 мгО₂/л и зависит от содержания токсиканта и наличия биогенных веществ в водоеме. Минимальное значение колеблется в меньшем диапазоне и изменяется от эвтрофному к олиготрофному с 7,20 до 8,05 мгО₂/л.

Осредненные значения биологического потребления кислорода в зависимости от уровня трофности водоема, режима поступления и типа токсиканта представлены в таблице 6.

Биологическое потребление кислорода

Идентификатор эксперимента	Суммарное значение	Среднее значение, мгО ₂ /л	Максимальное значение, мгО ₂ /л	Минимальное значение, мгО ₂ /л
БП O ₂ olig	12,47	0,034	0,484	0,00017
БП O ₂ post_tox0_tip1	14,46	0,040	0,480	0,00017
БП O ₂ post_tox0_tip2	14,46	0,040	0,480	0,00017
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip1	13,75	0,038	0,480	0,00017
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip2	13,73	0,038	0,480	0,00017
БП O ₂ zalp_tox0_tip1	14,46	0,040	0,480	0,00017
БП O ₂ zalp_tox0_tip2	14,46	0,040	0,480	0,00017
БП O ₂ mezo	12,78	0,035	0,492	0,00020
БП O ₂ post_tox0_tip1	15,01	0,041	0,488	0,00020
БП O ₂ post_tox0_tip2	15,06	0,041	0,488	0,00020
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip1	14,62	0,040	0,488	0,00020
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip2	14,65	0,040	0,488	0,00020
БП O ₂ zalp_tox0_tip1	15,01	0,041	0,488	0,00020
БП O ₂ zalp_tox0_tip2	15,06	0,041	0,488	0,00020
БП O ₂ eutroph	12,97	0,036	0,493	0,00023
БП O ₂ post_tox0_tip1	15,27	0,042	0,489	0,00023
БП O ₂ post_tox0_tip2	15,33	0,042	0,489	0,00023
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip1	15,00	0,041	0,489	0,00023
БП O ₂ zalp_mes tox0_tip2	15,07	0,041	0,489	0,00023
БП O ₂ zalp_tox0_tip1	15,27	0,042	0,489	0,00023
БП O ₂ zalp_tox0_tip2	15,33	0,042	0,489	0,00023

Биологическое потребление кислорода выше при наличии токсиканта в системе, наибольшие значения характерны при постоянном поступлении токсиканта, чем при залповом сбросе. При воздействии токсиканта второго типа, характерно повышенное значение суммарного потребления кислорода в каждом из экспериментов. Среднее значение потребления кислорода колеблется в диапазоне от 0,034 до 0,042 мгО₂/л.

На рисунке 20 показано биологическое потребление кислорода мгО₂/л в зависимости от уровня содержания биогенных веществ за весь период наблюдений.

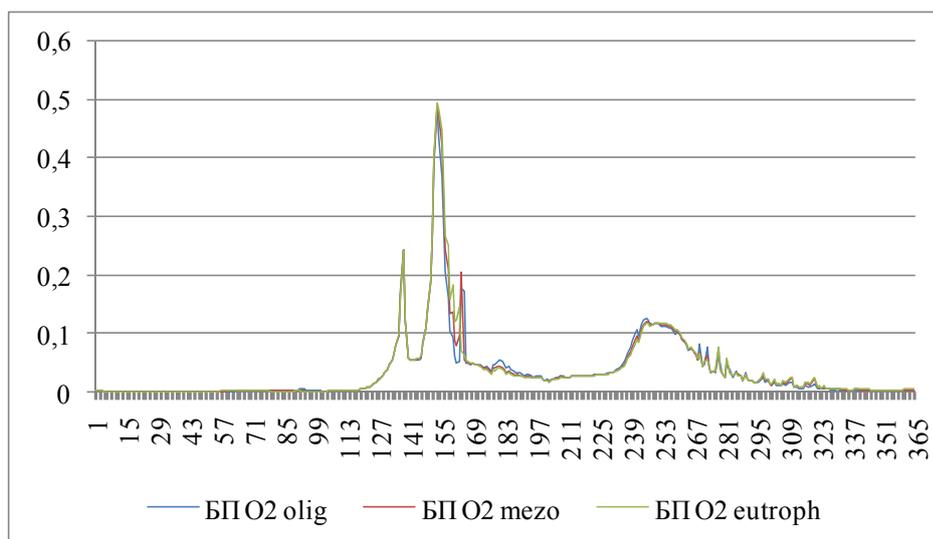


Рисунок 20. Биологическое потребление кислорода при отсутствии токсиканта в системе

В летний период биологическое потребление кислорода выше в эксперименте с высоким содержанием биогенных веществ. Для наглядности на рисунке 21 отображена диаграмма с суммарным значением потребления кислорода для трех уровней трофности водоема.

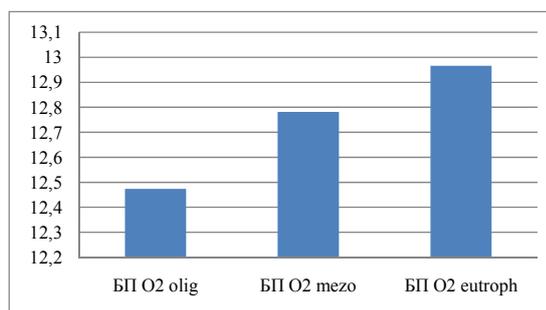


Рисунок 21. Сравнение суммарного значения биологического потребления кислорода

По рисунку 21 видно, что при олиготрофных условиях биологическое потребление кислорода несколько ниже, чем при мезотрофных, эвтрофных.

В зависимости от типа и режима поступления токсиканта, меняется значение биологического потребления кислорода, на рисунках 22–23 отмечена разница между БП при 1 и 2 типом токсиканта при залповом поступлении.

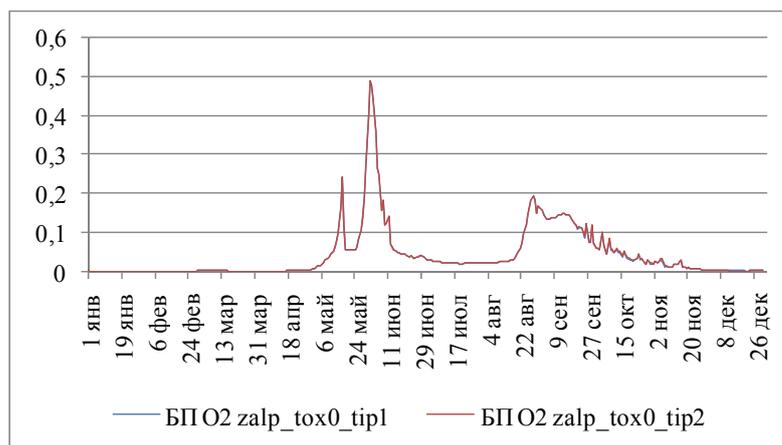


Рисунок 22. Сравнение влияния токсиканта 1 и 2 типа на биологическое потребление кислорода при эвтрофном режиме

Максимальное значение биологического потребления кислорода при воздействии токсиканта 1 и 2 типа приходится на 2 июня и составляет 0,48931 мгО₂/л, минимальные значения наблюдаются в период с декабря по март.

Данный график (рисунок 22) не является достаточно показательным, поэтому для более явного отображения был построен график (рисунок 23), отражающий разницу между значениями биологического потребления кислорода и диаграмма суммарного значения потребления кислорода (рисунок 24).

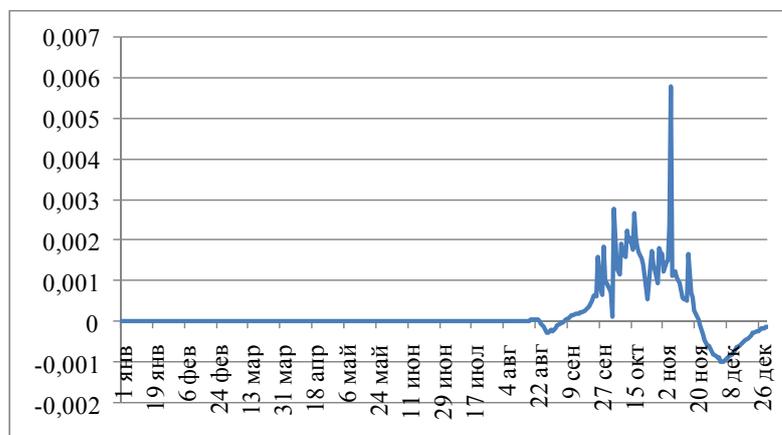


Рисунок 23. Разница биологического потребления кислорода при различных типах токсиканта (2 и 1 тип токсиканта) при залповом поступлении

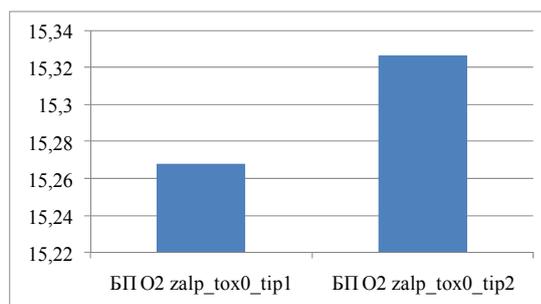


Рисунок 24. Суммарное значение биологического потребления кислорода при залповом поступлении токсиканта 2 типов

Как было написано ранее, токсикант 2 типа, в небольших количествах стимулирует функции фитопланктона, что повышает траты на дыхание и биологическое потребление кислорода выше, при воздействии токсиканта второго типа. Аналогичная ситуация наблюдается и в случае с химическим потреблением кислорода.

На рисунке 25 показано химическое потребление кислорода (мгО₂/л) при разных уровнях трофности водоема и отсутствия токсиканта.

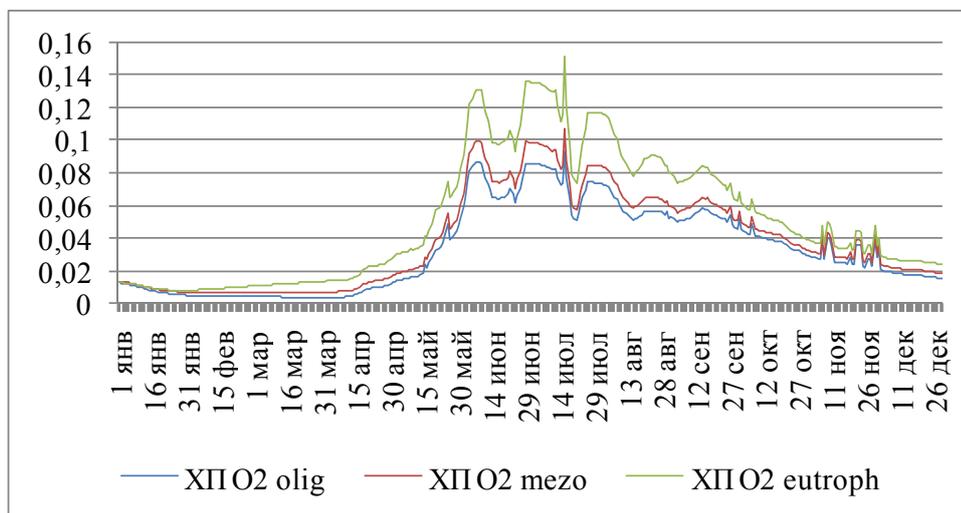


Рисунок 25. Химическое потребление кислорода при отсутствии токсиканта

При одинаковых внешних параметрах, с учетом различия в количестве поступающих биогенных веществ, заметна разница между потреблением кислорода, чем выше содержание биогенных веществ (переход от олиготрофного к эвтрофному значению), тем больше требуется кислорода. Химическое потребление кислорода растет, начиная с мая, и, постепенно снижается с сентября месяца. В таблице 7 обобщены значения по химическому потреблению кислорода при всех режимах поступления токсиканта и уровня биогенных веществ.

Таблица 7

Химическое потребление кислорода

Наименование	Суммарное значение	Среднее значение, мгО ₂ /л	Максимальное значение, мгО ₂ /л	Минимальное значение, мгО ₂ /л
1	2	3	4	5
ХП О2 olig	12,156	0,033	0,093	0,004
ХП О2 post_tox0_tip1	12,238	0,034	0,093	0,004
ХП О2 post_tox0_tip2	12,227	0,033	0,093	0,004
ХП О2 zalp_mes_tox0_tip1	11,966	0,033	0,093	0,004
ХП О2 zalp_mes_tox0_tip2	11,933	0,033	0,093	0,004
ХП О2 zalp_tox0_tip1	12,238	0,034	0,093	0,004

1	2	3	4	5
ХП O2 zalp_tox0_tip2	12,227	0,033	0,093	0,004
ХП O2 mezo	13,698	0,038	0,106	0,006
ХП O2 post_tox0_tip1	13,861	0,038	0,106	0,006
ХП O2 post_tox0_tip2	13,867	0,038	0,106	0,006
ХП O2 zalp_mes_tox0_tip1	13,718	0,038	0,106	0,006
ХП O2 zalp_mes_tox0_tip2	13,711	0,038	0,106	0,006
ХП O2 zalp_tox0_tip1	13,861	0,038	0,106	0,006
ХП O2 zalp_tox0_tip2	13,867	0,038	0,106	0,006
ХП O2 eutroph	18,620	0,051	0,151	0,008
ХП O2 post_tox0_tip1	18,802	0,052	0,151	0,008
ХП O2 post_tox0_tip2	18,814	0,052	0,151	0,008
ХП O2 zalp_mes_tox0_tip1	18,718	0,051	0,151	0,008
ХП O2 zalp_mes_tox0_tip2	18,718	0,051	0,151	0,008
ХП O2 zalp_tox0_tip1	18,802	0,052	0,151	0,008
ХП O2 zalp_tox0_tip2	18,814	0,052	0,151	0,008

Как видно из данных таблицы 7 и графика на рисунке 25, химическое потребление кислорода выше в эвтрофном режиме, наибольшее значение приходится на залповый сброс токсиканта. Среднее значение колеблется от 0,33 мгO₂/л в олиготрофном эксперименте до 0,52 мгO₂/л в эвтрофном. Максимальное значение потребления кислорода приходится на июль месяц во всех экспериментах (трофический статус водоема, режим поступления токсиканта) и составляет 0,151 мгO₂/л. При сбросе токсиканта за месяц, суммарное значение химического потребления кислорода, меньше чем при отсутствии токсиканта и другие режимах поступления.

Внутригодовая динамика удельной биомассы фитопланктона. Временная изменчивость содержания компонентов в зависимости от режима поступления токсиканта и трофного состояния водоема, отображена на рисунках 26–31 и таблицах 8–10. По оси «Х» отмечается период наблюдений, по оси «У» отмечается биомасса фитопланктона в мг сух.веса/л. Фито1(F1) – диатомовые водоросли, фито 2 (F2) – группа синезеленых водорослей, фито 3 (F3) – суммарное значение остальных групп водорослей, зоо1 (z1) – растительный зоопланктон, зоо2 (z2) – хищный зоопланктон.

Таблица 8

Значение содержания фитопланктона

Группа фитопланктона	Суммарное значение	Среднее значение, мг сух.веса/л	Максимальное значение, мг сух.веса/л	Минимальное значение, мг сух.веса/л
1	2	3	4	5
Фито1 olig	78,9	0,216	1,53	0
Фито1 mezo	82,9	0,227	1,53	0
Фито1 eutroph	87,8	0,24	1,52	0
Фито2 olig	107	0,293	0,92	0
Фито2 mezo	104	0,286	0,91	0

1	2	3	4	5
Фито2 eutroph	92,7	0,254	0,96	0
Фито3 olig	72,9	0,2	1,03	0,02
Фито3 mezo	73,5	0,201	1,04	0,02
Фито3 eutroph	71,7	0,196	1,04	0,02

Согласно данным из таблицы фитопланктон 2 группы (синезеленые водоросли) характеризуется наибольшим значением биомассы, снижающейся от 107 до 92,7 при повышении поступления биогенных элементов, как и в случае с фитопланктоном 3 группы. Максимальное значение концентрации биомассы наблюдается у диатомовых водорослей и составляет 1.53 мг сух.веса/л.

Результаты экспериментов моделирования влияния азота и фосфора (олиготрофное, мезотрофное, эвтрофное состояние водного объекта) на динамику биомассы фитопланктона (мг сух.веса/л) приведены на рисунках 26–28.

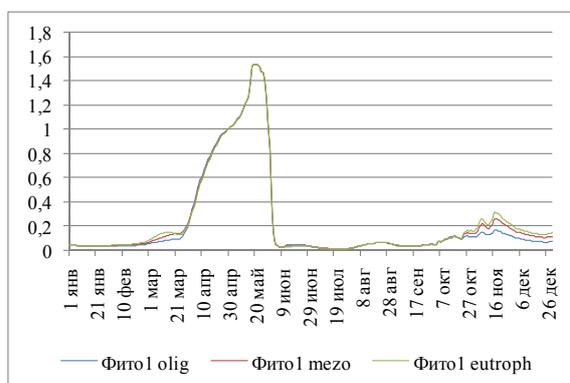


Рисунок 26. Внутригодовая динамика удельной биомассы диатомовых водорослей

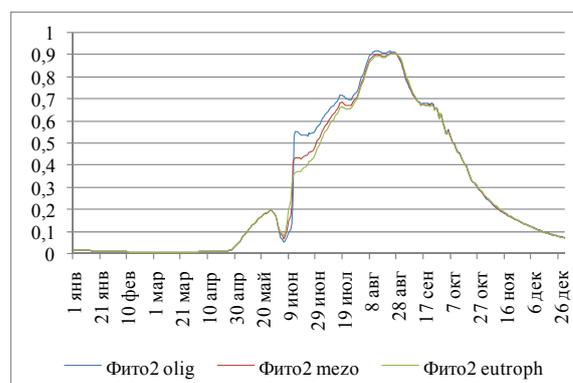


Рисунок 27. Внутригодовая динамика удельной биомассы сине-зеленых водорослей

На рисунках представлена годовая динамика содержания в воде фитопланктона 1 и 2 группы при проведении 3-х различных экспериментов.

У фитопланктона 1 группы (диатомовые водоросли), рисунок 26, наблюдаются два пика концентрации диатомовых водорослей – весенний и менее интенсивный осенний. Первому повышению концентрации соответствует конец марта – начало июня. Второй период выпадает на конец сентября – середину октября.

Постепенное возрастание биомассы диатомовых водорослей начинается с марта, достигая максимума в мае. Её значение увеличивается достигая максимума – 1.53 мг.сух.вес/л. Осенний пик развития характерен только для диатомовых водорослей, что обусловлено наименьшей оптимальной температурой из трех таксономических групп, и вызван поступлением минеральных веществ при разложении органических остатков. Также диатомовые водоросли значительно преобладают по биомассе в сравнении с сине-зелеными и остальными группами фитопланктона.

При сравнении олиготрофного статуса с мезотрофным и эвтрофным отмечается раннее начало роста биомассы в марте месяце, и более выраженный пик значения в осенний период.

Результат динамики фитопланктона 2 группы (сине-зеленые водоросли), рисунок 27, отражает летний пик биомассы. Он начинается с начала июня достигая 0.92 мг.сух.вес/л для олиготрофного состояния и 0.96 мг.сух.вес/л, с сентября месяца происходит постепенное снижение биомассы. При увеличении концентрации биогенных элементов наблюдается снижением биомассы фитопланктона.

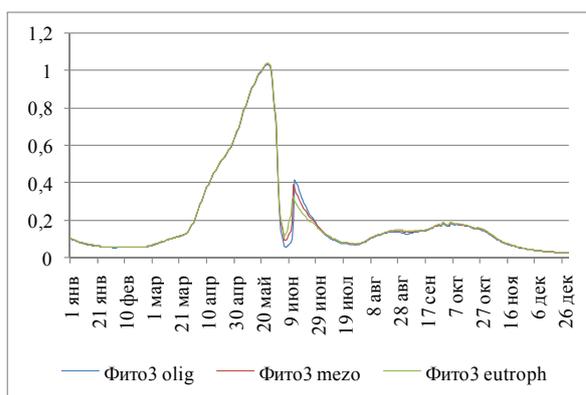


Рисунок 28. Внутригодовая динамика удельной биомассы остальных групп фитопланктона

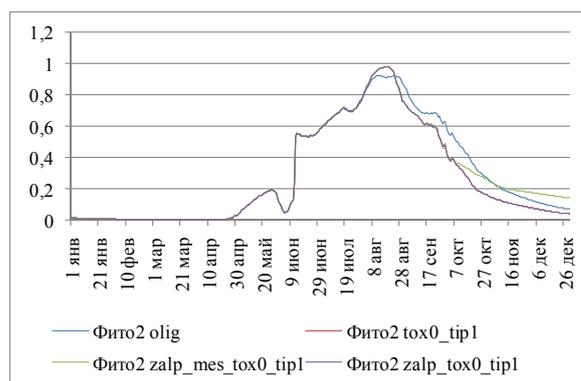


Рисунок 29. Внутригодовая динамика удельной биомассы сине-зеленых водорослей при поступлении токсиканта

На рисунке 28 представлена внутригодовая динамика удельной биомассы остальных групп фитопланктона, основной пик развития которого, происходит с конца марта до середины июня. Повторный рост происходит с конца июля вплоть до октября месяца.

В эксперименте с эвтрофным и мезотрофным статусом водоема относительно олиготрофного содержания в речном стоке биогенных элементов наблюдаются пониженные концентрации остальных групп фитопланктона.

Таблица 9

Влияние токсиканта на биомассу фитопланктона

Наличие токсиканта в эксперименте	Суммарное значение	Среднее значение, мг сух.веса/л	Максимальное значение, мг сух.веса/л
Фито2 olig	107	0,29	0,91868
Фито2 tox0_tip1	97,6	0,27	0,97934
Фито2 zalp_mes_tox0_tip1	105	0,29	0,97934
Фито2 zalp_tox0_tip1	97,6	0,27	0,97934

На рисунке 29 наблюдается внутригодовая динамика удельной биомассы фитопланктона 2 группы при разных режимах воздействия токсиканта при олиготрофном

статусе водоема, при этом отмечена общая тенденция снижения концентрации биомассы под воздействием токсиканта.

Согласно данным приведенным в таблице 9, суммарное и среднее значение биомассы снижается во всех случаях воздействия токсиканта, воздействие отображающее сброс токсиканта за месяц привело к наименьшему снижению биомассы сине-зеленых водорослей.

Таблица 10

Влияние токсиканта на биомассу фитопланктона

Тип токсиканта	Суммарное значение	Среднее значение, мг сух.веса/л	Максимальное значение, мг сух.веса/л	Минимальное значение, мг сух.веса/л
Фито3 zalp_mes_tox0_tip1	76,2	0,21	1,03352	0,1
Фито3 zalp_mes_tox0_tip2	78,8	0,22	1,03352	0,1
Фито1 zalp_mes_tox0_tip1	86,2	0,24	1,52825	0
Фито1 zalp_mes_tox0_tip2	91,8	0,25	1,52825	0

В таблице 10 видно, что при залповом воздействии токсиканта второго типа суммарное и среднее значение биомассы фитопланктона выше, чем при воздействии токсиканта 1 типа.

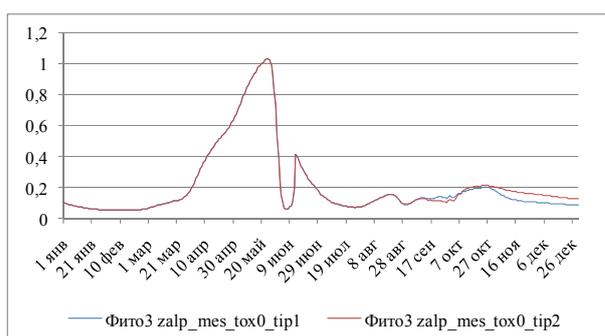


Рисунок 30. Внутригодовая динамика удельной биомассы остальных групп водорослей при воздействии токсиканта 1 и 2 типа

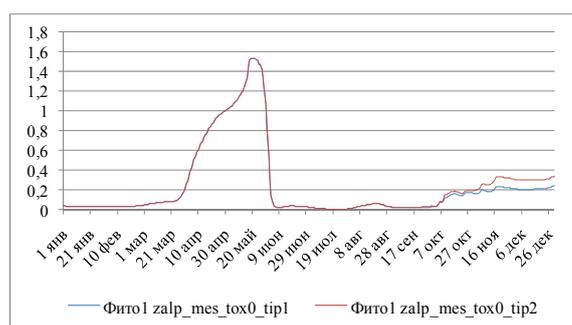


Рисунок 31. Внутригодовая динамика удельной биомассы диатомовых водорослей под воздействием токсиканта 1 и 2 типа

Из графиков (рисунки 30–31), отражающих внутригодовое изменение биомассы фитопланктона, видно, что при наличии токсиканта в речных водах для вариантов с переменным расходом и уровнем в водоеме биомасса фитопланктона практически не изменяется, однако согласно данным из таблицы и графика при воздействии токсиканта 2 типа биомасса фитопланктона выше, чем при воздействии токсиканта 1 типа.

Интенсивность биосинтеза трех групп фитопланктона. Интенсивность биосинтеза (сутки-1) зависит от:

- температуры среды (интенсивность биосинтеза максимальна в определенном диапазоне значений, при условии отсутствия лимитирования со стороны остальных факторов);
- освещенности среды (в зависимости от глубины водоема);

– дефицита биогенных элементов.

В условиях эксперимента изменялось содержание биогенных элементов, наличие и тип поступления токсиканта. На рисунке 32 отображен биосинтез 1 группы фитопланктона в случае олиготрофного, мезотрофного и эвтрофного состояния водоема.

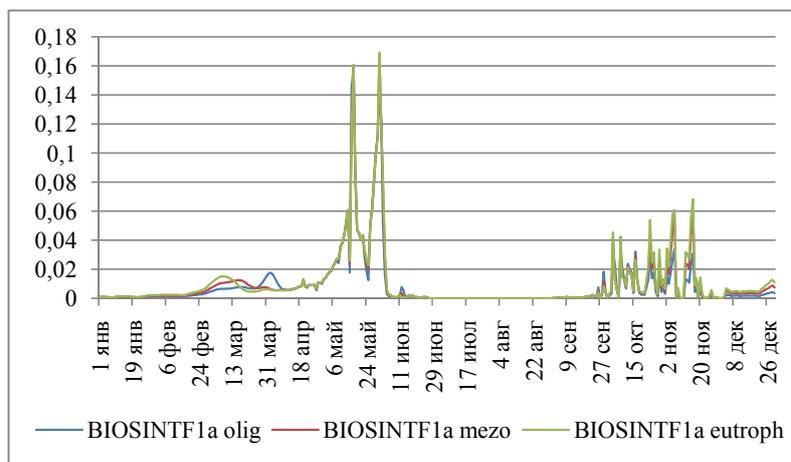


Рисунок 32. Биосинтез фитопланктона 1 группы при эвтрофном, мезотрофном, олиготрофном статусе водоема

Как видно по графику (рисунок 32), содержание биогенных веществ не оказывает значительного влияния на биосинтез фитопланктона, однако в эвтрофных условиях интенсивность биосинтеза выше, чем при олиготрофном статусе водоема.

Далее, в таблице 11 представлены температурные характеристики фитопланктона, влияющие на интенсивность первичного биосинтеза.

Таблица 11

Характеристики групп фитопланктона

Фитопланктон	Оптимальная температура, °С	Максимальная температура, °С	Минимальная температура, °С
Фитопланктон 1 (диатомовые водоросли)	10	15	0
Фитопланктон 2 (сине-зеленые водоросли)	20	30	10
Фитопланктон 3 (остальные группы водорослей)	15	8	35

Отдельные виды фитопланктона могут существовать только в строго определенном диапазоне температуры (в соответствии с «законом» толерантности Шелфорда) (Сергеев, Сулин Лю, 2005). Наименьший толерантный диапазон у диатомовых водорослей (фитопланктон 1), активность которых возможна в пределах 15 градусов (от 0 до 15 °С), в то время как для остальных групп (фитопланктон 3) этот показатель достигает значение 25 (от 5 до более 30 °С) и более градусов, возможно это связано с тем, что эта группа

включает несколько сильно различающихся групп водорослей, включая криофильные и термофильные виды. Ниже, на рисунке 33 показан биосинтез трех групп фитопланктона, по дополнительной оси «У» отображено значения температуры (°C).

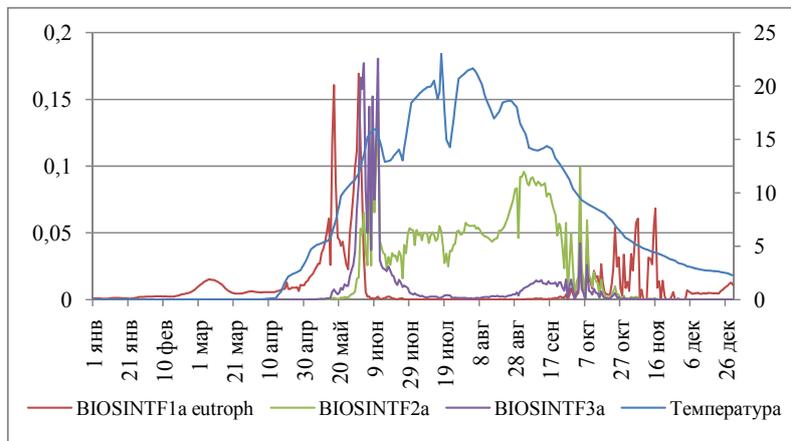


Рисунок 33. Биосинтез трех групп фитопланктона в эвтрофных условиях

Интенсивность биосинтеза фитопланктона совпадает с диапазоном толерантности температур, для каждой группы фитопланктона. Так фитопланктон 1 группы (диатомовые водоросли), получает максимальное развитие в период с конца апреля до начала июня, повторный пик развития приходится на октябрь, когда температура вновь достигает диапазона 5–10 °C.

Биосинтез фитопланктона 2 группы (сине-зеленые водоросли) происходит с конца мая до середины сентября, заметное падение интенсивности происходит в июле, что связано со снижением температуры ниже 15 °C. Биосинтез третьей группы фитопланктона начинается с конца мая до середины июня, при значении температуры более 10 °C, и в дальнейшем наблюдается повторное развитие в конце октября.

В зависимости от режима поступления токсиканта, изменяется интенсивность биосинтеза. На рисунках 34–36 представлено воздействие токсиканта 1 и 2 типов на интенсивность биосинтеза.

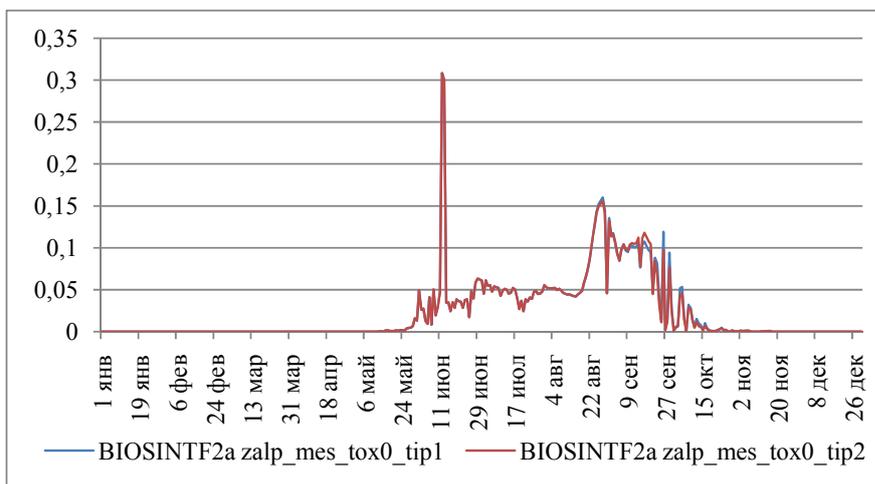


Рисунок 34. Сравнения влияния токсиканта 1 и 2 типа на интенсивность биосинтеза фитопланктона

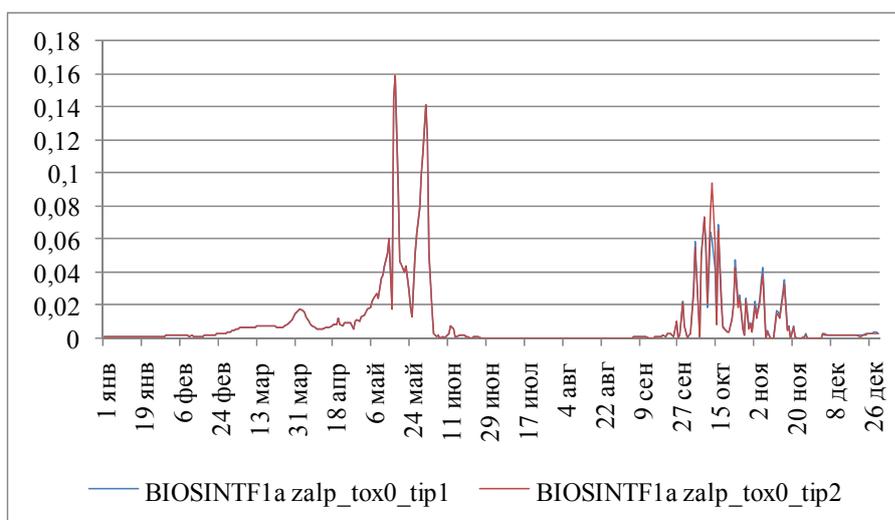


Рисунок 35. Воздействие токсиканта 2 типов на динамику биосинтеза фитопланктона

Как видно по графикам, на рисунках 34–35 значение интенсивности биосинтеза больше в случае воздействия токсиканта 2 типа, чем при токсиканте 1 типа.

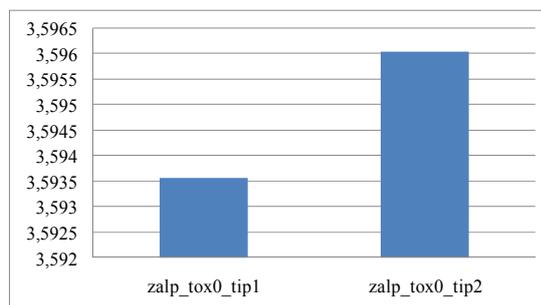


Рисунок 36. Суммарное значение биосинтеза фитопланктона при залповом воздействии токсиканта 1 и 2 типов

По графикам и диаграмме, представленным на рисунках 34–36 видно, что воздействие токсиканта 2 типа приводит к повышению значения интенсивности биосинтеза, что характерно для воздействия токсиканта в малых дозах.

Смертность фитопланктона. При росте содержания токсиканта в среде до определенной концентрации, большей, чем предельное значение, происходит накопление токсиканта в водных организмах, что в дальнейшем приводит к росту смертности фитопланктона. Влияние токсиканта на смертность фитопланктона в зависимости от типа токсиканта и режима его поступления отображены на графиках, представленных на рисунках 37–39.

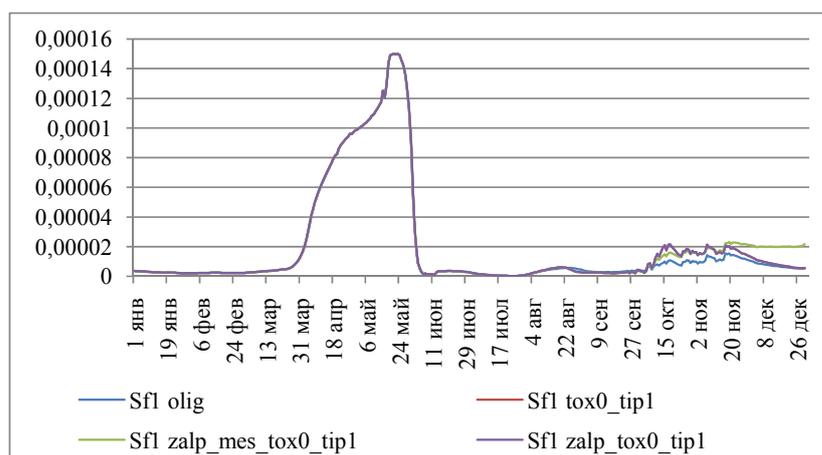


Рисунок 37. Динамика отмирания фитопланктона 1в зависимости от режима поступления токсиканта

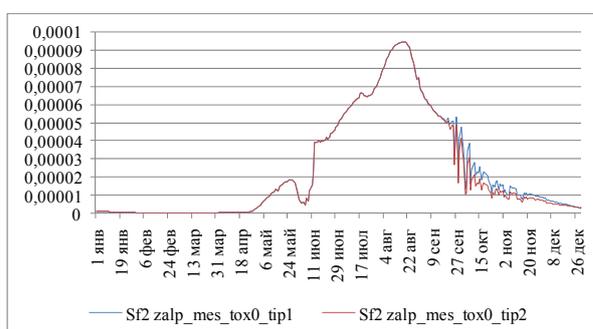


Рисунок 38. Воздействие токсиканта 1 и 2 типа при сбросе за месяц на интенсивность отмирания фитопланктона 2 группы



Рисунок 39. Воздействие токсиканта 1 и 2 типа на интенсивность отмирания фитопланктона 2 группы при залповом сбросе

В случаях, представленных на рисунках при залповом сбросе токсиканта, значение интенсивности отмирания фитопланктона ниже, в случае воздействия токсиканта 2 типа, стимулирующего жизненные функции фитопланктона, чем при воздействии токсиканта 1 типа.

Содержание токсиканта в организмах

Растительный зоопланктон, находящийся на следующем уровне пищевой цепи, получает токсикант с пищей, в то время как хищный зоопланктон, находящийся на уровень выше, получает большую дозу токсического вещества.

Так как фитопланктон является пищей для растительного зоопланктона, можно проследить динамику поступления токсиканта в зоопланктон с пищей на рисунках 40–42.

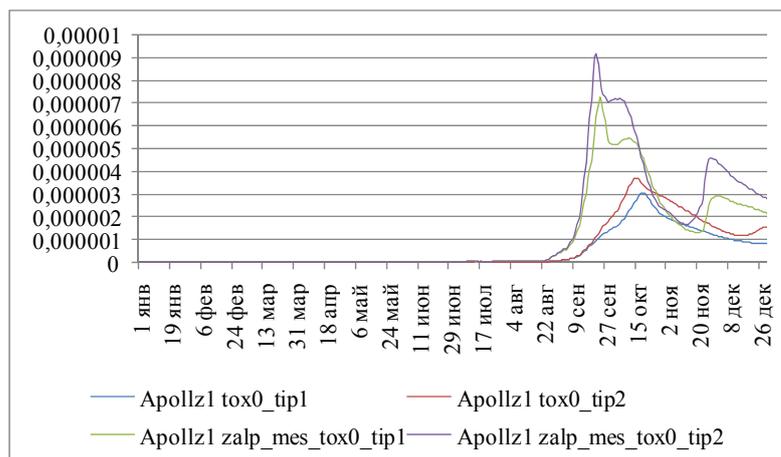


Рисунок 40. Поступление токсиканта с пищей в растительноядный зоопланктон при различном режиме и типе поступления токсиканта (вес/вес)

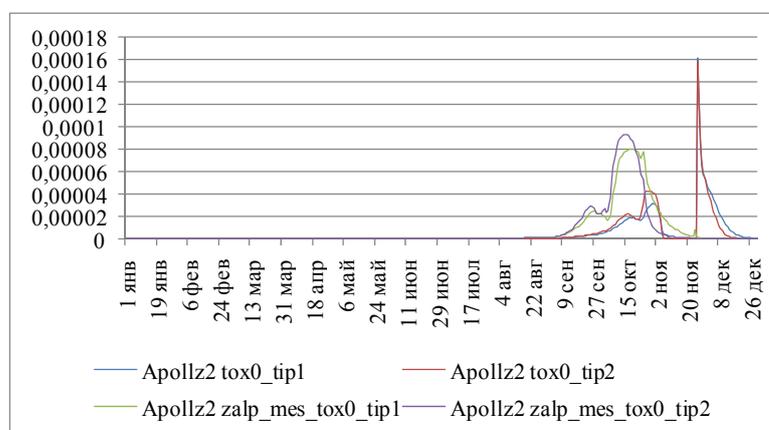


Рисунок 41. Поступление токсиканта с пищей в хищный зоопланктон при различном режиме и типе поступления токсиканта (вес/вес)

Apollz1 –поступление токсиканта с пищей в растительноядный зоопланктон, вес/вес.

Apollz2 –поступление токсиканта с пищей в хищный зоопланктон, вес/вес.

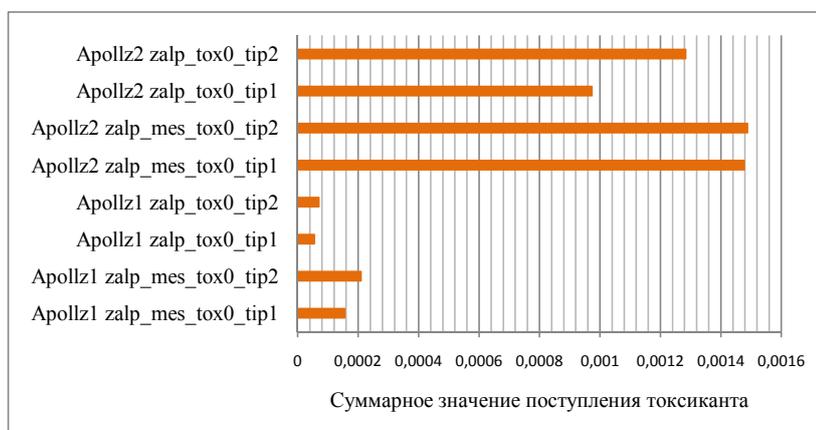


Рисунок 42. Суммарное значение поступления токсиканта

Токсикант 2 типа поступает в значениях, несколько больших, чем токсикант 1 типа, в двух вариантах поступления – за месяц, и залповом сбросе. По рисункам 40 – 42 видно, что поступление токсиканта в хищный зоопланктон выше, чем в растительный.

Эксперимент *post_tox_k_r_tip1*.

В данном численном эксперименте имитировалось содержание токсиканта в поступающих со стоком компонентах: фито-, зоо-, бактериопланктоне, детрите, взвешенных орг. частицах ила. Динамика этих величин была взята по результатам эксперимента *olig_post_tox0_tip1*. По конечным значениям токсических компонентов этого же эксперимента были заданы начальные значения токсических компонентов в эксперименте *olig_post_tox_k_r_tip1*, где "k" означает задание начальных значений по конечным значениям компонентов модели в другом эксперименте, а "r" - задание динамики в речном стоке по динамике компонентов модели в другом эксперименте. В таблице 12 представлены параметры экспериментов *olig_post_tox0_tip1* и *olig_post_tox_k_r_tip1*, а их результаты были сравнены и проанализированы.

Таблица 12

Специфика эксперимента

Идентификатор	<i>olig_post_tox0_tip1</i>	<i>olig_post_tox_k_r_tip1</i>
1	2	3
Тип водоёма	проточный водоём	проточный водоём
Тип уровня	переменный	переменный
Имитация токсиканта	без имитации токсиканта	с имитацией токсиканта
Тип токсиканта	первый	первый
Форма котловины водоёма	шаровой сегмент	шаровой сегмент
Количество слоев	один слой	один слой
Учет взмучивания	есть учёт взмучивания илов	есть учёт взмучивания илов
Влияние поймы	без учёта влияния поймы	без учёта влияния поймы
Учет атмосферных осадков	без учёта атмосферных осадков на зеркало	без учёта атмосферных осадков на зеркало

Далее, в таблице 13 представлены начальные значения содержания токсикантов в некоторых организмах.

Начальные значения содержания токсических веществ

Организм	Начальные значения post tox0 tip1	Начальные значения post tox k r tip1
Токсикант в фито1 (вес/вес)	0	2,28E-08
Токсикант в фито2 (вес/вес)	0	2,49E-09
Токсикант в фито3 (вес/вес)	0	2,77E-10
Токсикант в зоо1 (вес/вес)	0	7,87E-05
Токсикант в зоо2 (вес/вес)	0	9,34E-05
Токсикант в бактериопланктоне (вес/вес)	0	6,53E-05
Токсикант в рыбах 1 прошлолетках (вес/вес)	0	3,71E-05
Токсикант в рыбах 1а сеголетках (вес/вес)	0	3,22E-04
Токсикант в рыбах 2 прошлолетках (вес/вес)	0	2,92E-05
Токсикант в рыбах 2а сеголетках (вес/вес)	0	2,82E-05

Во втором эксперименте токсикант изначально присутствует в среде. В данном случае динамика поступления биогенных веществ (поступление азота, всех форм и фосфора) остается неизменной. Так же неизменным остались характеристики нетоксических компонент, такие как значения фитопланктона 3 групп, зоопланктона, бактериопланктона, численность и средний вес рыб и др.

На рисунке 42 наглядно отображено содержание токсиканта в трех группах фитопланктона в условиях 2 эксперимента.

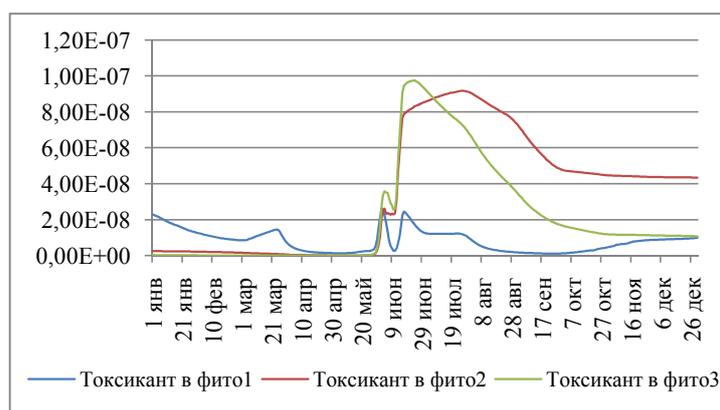


Рисунок 42. Динамика содержания токсиканта в фитопланктоне, вес/вес

Согласно графику (рисунок 42), содержание токсиканта в фитопланктоне 1 группы (диатомовые водоросли) снижается, достигая минимальных значений к концу апреля. В дальнейшем наблюдается небольшой двойной пик роста токсиканта приходящийся на конец мая – июнь.

В фитопланктоне второй и третьей групп содержание токсиканта резко возрастает в июне месяце. После достижения летнего максимума, концентрация токсиканта падает вплоть до сентября месяца, переходя на постоянный уровень содержания токсиканта в фитопланктоне.

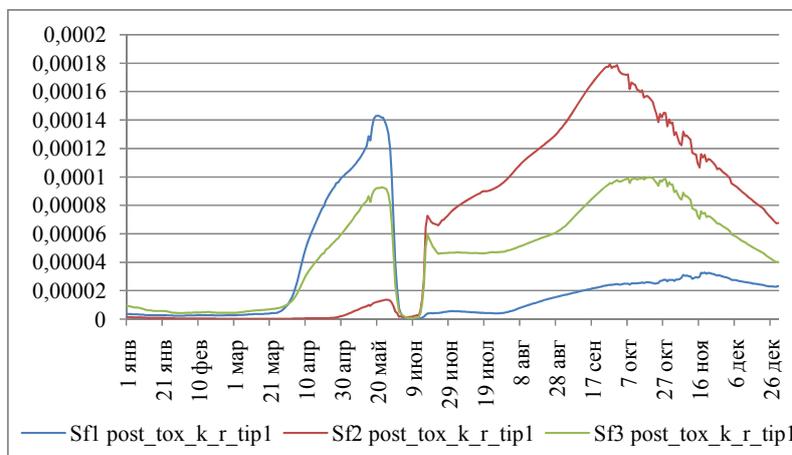


Рисунок 43. Интенсивность отмирания 3 групп фитопланктона

Анализ рисунка 43, на котором изображены графики отмирания фитопланктона, позволил сделать следующие выводы, что интенсивность отмирания в весенние месяцы характерна для фитопланктона первой группы (диатомовые водоросли), тогда как наименьшее значение, в этот же период приходится для третьей группы. Затем, летом, с небольшими колебаниями, можно наблюдать резкое снижение интенсивности отмирания первой группы, а в это же время отмирание второй группы фитопланктона стремительно возрастает, вплоть до середины осени, с последующим спадом.

На рисунках 44–45 изображены интенсивности биосинтеза и поступления токсиканта в 3 группы фитопланктона за исследуемый период.

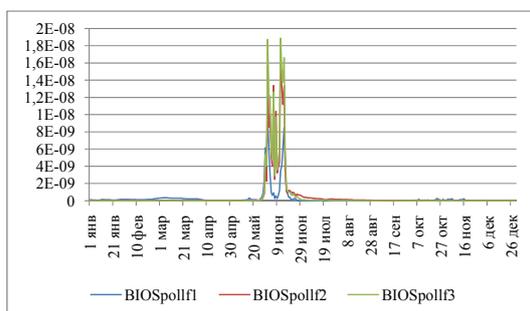


Рисунок 44. Интенсивность поступления токсиканта в фитопланктон 3 групп при биосинтезе (эксперимент post_tox_k_r_tip1)

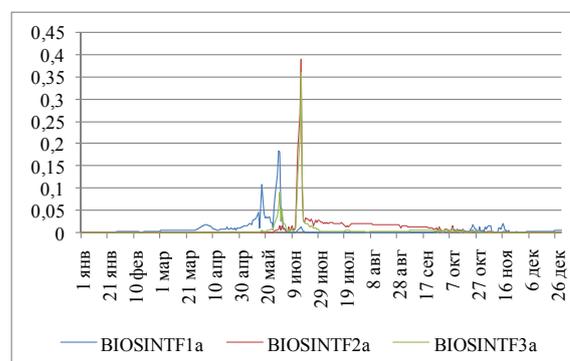


Рисунок 45. Интенсивность биосинтеза трех групп фитопланктона (эксперимент post_tox_k_r_tip1)

Биосинтез фитопланктона в условиях эксперимента (эксперимент post_tox_k_r_tip1), протекает менее интенсивно, по сравнению с вариантом нулевых значений токсиканта на период начала исследования. Ярко выраженные пики активности приходятся на май–июнь, в дальнейшем биосинтез практически не происходит, на что вероятнее всего повлияло поступлении токсиканта в фитопланктон при биосинтезе.

На графике на рисунке 46 представлена интенсивность поступления токсиканта с пищей в растительноядный зоопланктон.

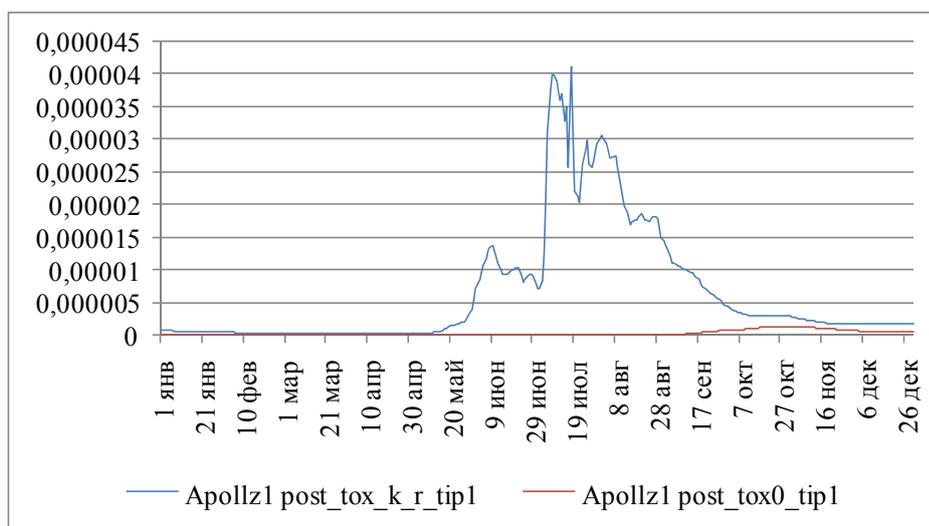


Рисунок 46. Интенсивность поступления токсиканта с пищей в растительноядный зоопланктон

Поступление токсиканта с пищей в растительноядный зоопланктон значительно выше, когда токсикант изначально присутствовал в системе, наблюдается значительный пик роста интенсивности, в период с конца мая до начала сентября.

Рост содержания токсиканта в зоопланктоне (вес/вес) приводит к увеличению интенсивности отмирания, что показано на рисунках 47–48.

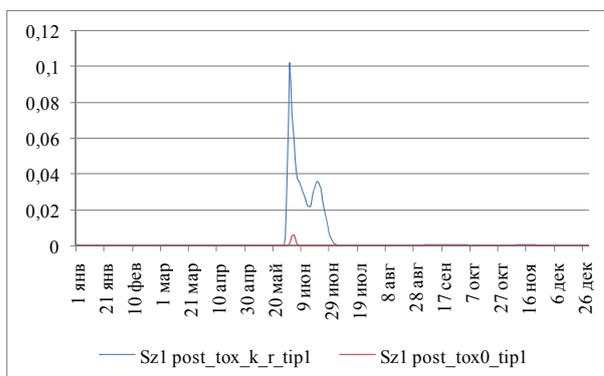


Рисунок 47. Интенсивность отмирания растительноядного зоопланктона

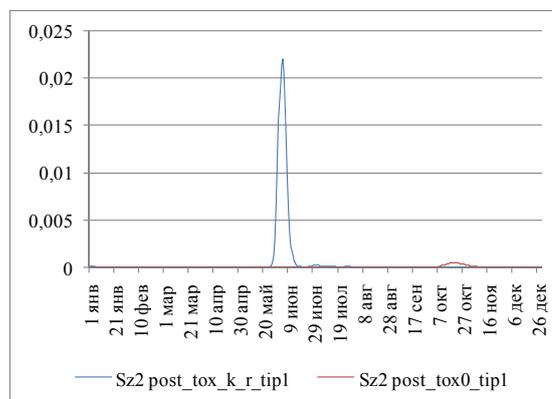


Рисунок 48. Интенсивность отмирания хищного зоопланктона

Высокое значение поступления токсиканта влияет на интенсивность отмирания растительноядного зоопланктона, как видно по рисунку 47, интенсивность отмирания значительно выше, при изначальном присутствии токсиканта в системе.

Токсикант в составе растительного зоопланктона, поступает в хищный зоопланктон, являющийся консументом, находящимся на следующем уровне пищевой цепи, что привело к схожему по интенсивности и временному интервалу пику интенсивности отмирания. На рисунке 49 представлена динамика биомассы фитопланктона.

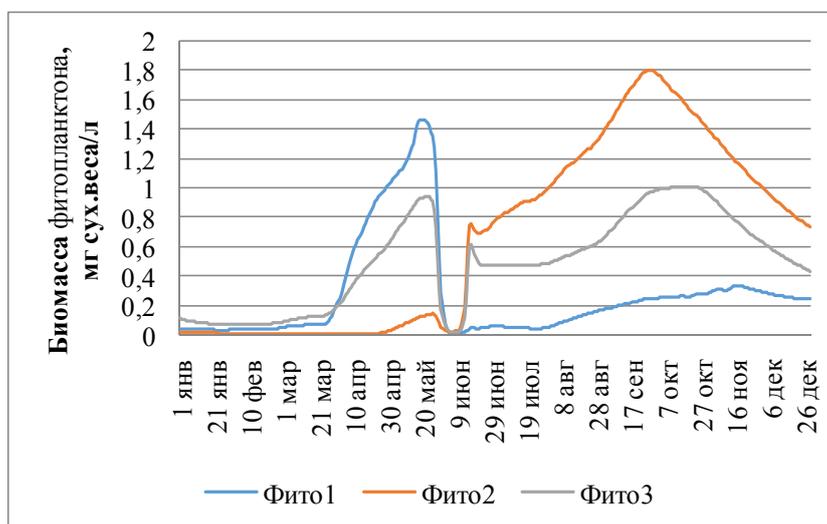


Рисунок 49. Динамика биомассы 3 групп фитопланктона

Падение значения биомассы фитопланктона, пришедшееся на период конец мая – июнь по временному периоду совпадает с ростом поступления токсиканта при биосинтезе.

На рисунках 50–51 можно проследить динамику биомассы растительного и хищного зоопланктона.

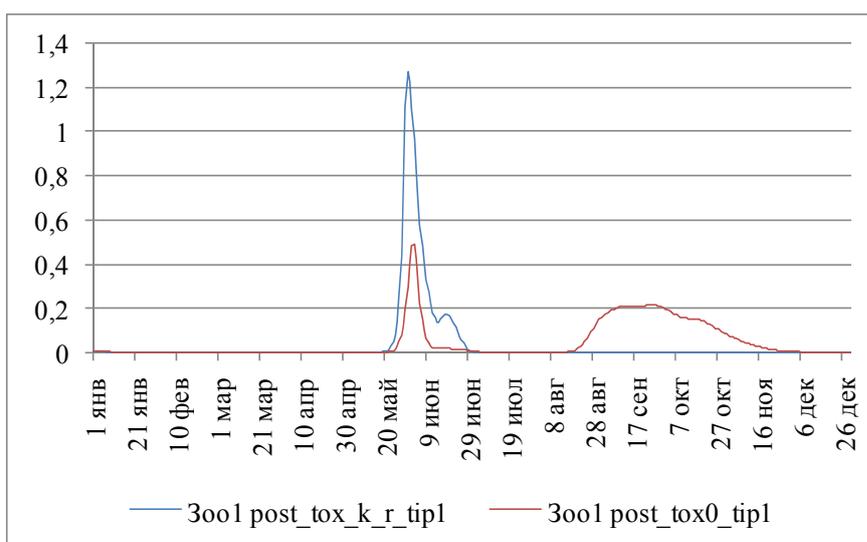


Рисунок 50. Динамика биомассы растительного зоопланктона

Несмотря на явный пик развития, пришедшийся на середину лета, можно заметить, что повторный рост биомассы растительного зоопланктона, пришедший на осень, в

случае начальных нулевых значений токсиканта в системе, не наступил, из чего можно сделать вывод о сильных нарушениях в структуре сообщества.

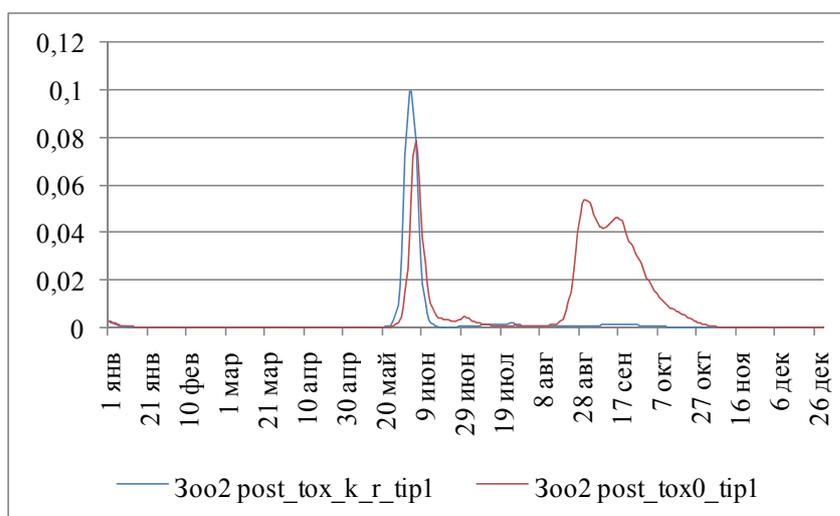


Рисунок 51. Динамика биомассы хищного зоопланктона

Аналогичная картина наблюдается и в случае хищного зоопланктона, после скачка развития в мае–июне отмечается снижение биомассы, что связано с высоким содержанием токсиканта, что изначально привело – к отсутствию доступной пищи (вымирания фитопланктона, растительного зоопланктона), а также проявление токсического эффекта влияющего на функции организмов.

На диаграмме (рисунок 52) приведено суммарное значение биомассы для зоопланктона и рыб, при воздействии токсиканта.

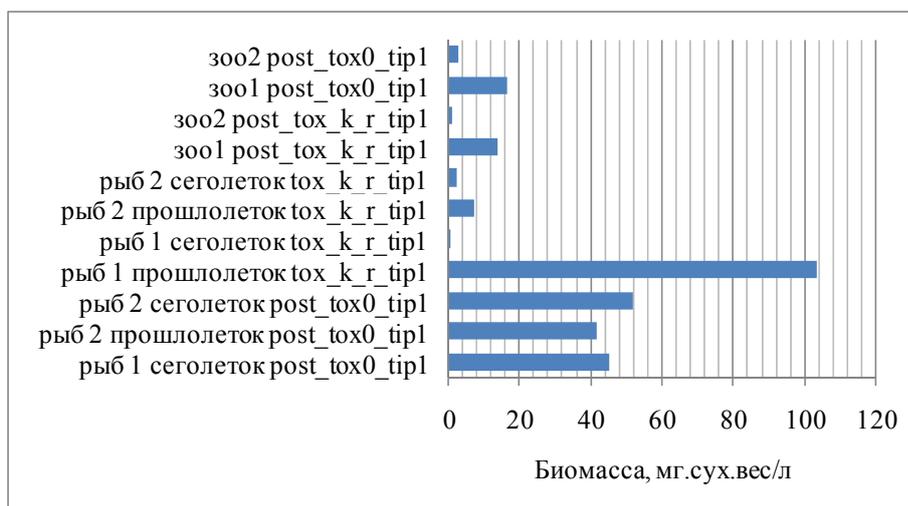


Рисунок 52. Суммарное значение биомассы гидробионтов

Для сравнения динамики биомассы рыб построены графики на рисунках 53–54 на которых отображен весь период наблюдений,

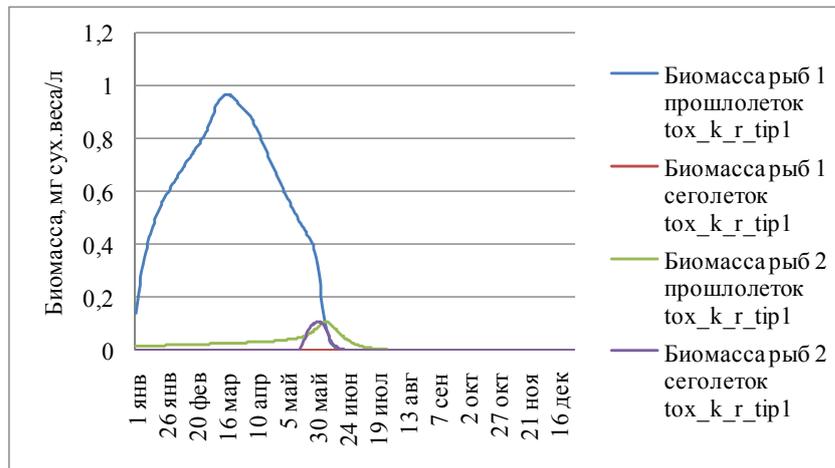


Рисунок 53. Динамика биомассы рыб (эксперимент post_tox_k_r_tip1)

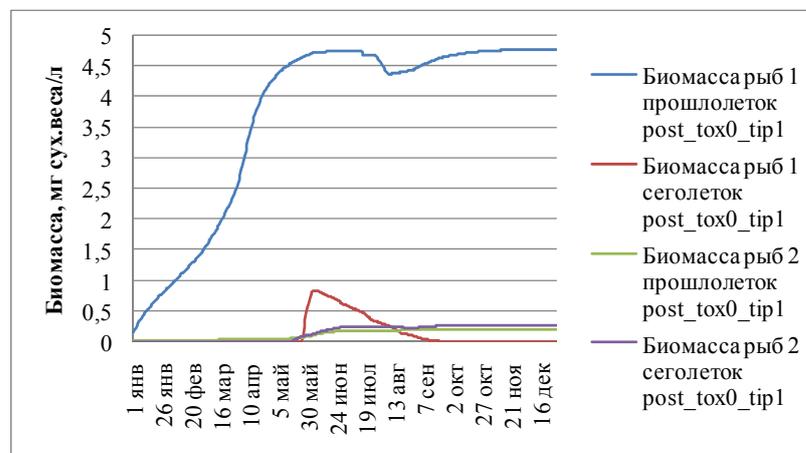


Рисунок 54. Динамика биомассы рыб (эксперимент post_tox0_tip1)

Сравнивая эти два графика на рисунках можно проследить, что в случае с изначальным наличием токсиканта в системе биомасса рыб меньше, в случае с рыбами 1 прошлолеток до середины марта в обоих случаях наблюдается рост биомассы, однако в дальнейшем, в случае с токсикантом происходит уменьшение, вплоть до середины июня, что связано с поступлением токсиканта в организм рыб.

Несмотря на то, что на фитопланктон токсикант не оказывает столь значительного воздействия, ассимилируясь с пищей, переходя вверх по трофической цепи: фитопланктон – растительный зоопланктон – хищный зоопланктон – рыбы, токсический эффект растет, что приводит к интенсификации отмирания, и в случае с экспериментом post_tox_k_r_tip1 восстановления биомассы не произошло из-за гибели гидробионтов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В процессе работы были рассмотрены различные модели водных экосистем, исторические этапы, причины необходимости применения методов моделирования для оценки качества вод при антропогенном эвтрофировании водных объектов, их необходимость в геоэкологических исследованиях и мониторинге. Изучено влияние антропогенного эвтрофирования и токсического воздействия на состояние водоема и гидробионтов. Подготовлены файлы внешних данных для дальнейшей работы с моделью.

В процессе исследования был проведен ряд численных экспериментов с различными концентрациями биогенных веществ, соответствующих разным уровням трофности водоема и наличием токсиканта 2 типов, с условием сохранения остальных исходных параметров неизменными.

На основании результатов численных экспериментов, проведенных с помощью модели «ВодЭко», сделаны следующие выводы об особенностях функционирования экосистемы абстрактного проточного водоёма в условиях поступления с речным стоком антропогенных загрязняющих веществ:

1. Интенсивность биосинтеза фитопланктона лимитируется в основном температурным фактором.

2. При воздействии токсиканта 2 типа интенсивность биосинтеза фитопланктона выше, чем при поступлении токсиканта 1 типа.

3. Увеличение поступления биогенных элементов оказывает влияние на время начала весенне-летнего роста биомассы для диатомовых водорослей. Для фитопланктона 1 и 3 группы интенсивность биосинтеза выше в эвтрофных условиях.

4. При всех вариантах проведенных численных экспериментов в развитии фитопланктона всех групп наблюдается два пика развития – весенне-летний и летне-осенний. При этом весенне-летний пик превышает летне-осенний для диатомовых и сине-зеленых водорослей.

5. Содержание кислорода в воде минимально в летний период, и снижается при переходе водоема от олиготрофного к эвтрофному состоянию.

6. Биологическое и химическое потребление кислорода выше, в условиях высокого содержания биогенных веществ.

7. Биологическое потребление кислорода выше при наличии токсиканта в системе, более высокие значения характерны при постоянном поступлении токсиканта, чем при залповом сбросе.

8. Интенсивность отмирания фитопланктона выше при воздействии токсиканта 1 типа.

9. При переходе токсиканта по пищевой цепи от фитопланктона к рыбам, растет токсический эффект, усиливая интенсивность процессов отмирания тем сильнее, чем выше находится организм в пищевой цепи.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

Монографии:

- 1.Белякова Р.Н., Волошко Л.Н., Гаврилова О.В., Гогорев Р.М., Макарова И.В., Околотков Ю.Б., Рундина Л.А. Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России / Под ред. К.Л. Виноградовой — М.: ТНИ КМК, 2006. — 367 с.
- 2.Борисов В. М., Осетрова Н. В., Пономаренко В. П. и др. Влияние разработки морских месторождений нефти и газа на биоресурсы Баренцева моря: Методические рекомендации по оценке ущерба рыбному хозяйству. М.: Экономика и информатика, 2001. 272 с.
- 3.Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. – 2-е изд. – М.: Наука, 1987. – 340 с.
- 4.Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов.- Минск: Издат. БССР, 1960. – 329 с.
- 5.Восстановление экосистем малых озер. СПб.: Наука, 1994. 144 с.
- 6.Давыдова О.А., Климов Е.С., Ваганова Е.С. Влияние физико-химических факторов на содержание тяжелых металлов в водных экосистемах / Ульяновск: УлГТУ, 2014. – 167 с.
- 7.Даценко Ю.С. «Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты». Москва: ГЕОС, 2007. - 252с.
- 8.Дмитриев В.В. Диагностика и моделирование водных экосистем. – СПб.: СПбГУ, 1995. – 215 с.
- 9.Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб., 2004. – 294 с.
- 10.Киселев И. А. Распределение, сезонная динамика, питание и значение. - Л.: Наука, 1980. - 440 с. - Планктон морей и континентальных водоемов; Т. 2.
- 11.Кондратьев К.Я. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. Институт озераведения (Академия наук СССР) Наука. Ленингр. отд-ние, 1988, с. 203.
- 12.Кульский Л. А., Сиренко Л. А., Шкавро З. Н. Фитопланктон и вода / Отв. ред. К.А. Шевченко. - Киев: Наук. думка, 1986. - 136 с.
- 13.Левасту Т., Ларкинз Г. Морская промысловая экосистема. - М.:Агропромиздат, 1987. - 165 с.
- 14.Лукьяненко В.И. Токсикология рыб. М.: Пищевая промышленность, 1967. — 139 с.
- 15.Мазманиди Н.Д. Исследование действия растворенных нефтепродуктов на некоторых гидробионтов Черного моря // Рыб. хоз - во. 1973. № 2. с. 7-10.
- 16.Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Состояние и перспективы развития моделирования экосистем пресноводных озер. Использование моделей для решения задач сохранения их водных ресурсов. – СПб.: Нестор-История, 2013. – 120 с. Б

17. Миронов О. Г. Биологические ресурсы моря и нефтяное загрязнение. М.: Пищ. промышленность, 1972. 105 с.
18. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. – СПб: изд. РГГМУ, 2007. – 100 с.
19. Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря. М.: Прогресс, 1977. 302 с.
20. Общая токсикология. Под ред. Лойта А.О.— СПб: ЭЛБИ-СПб., 2006. — Т. Общая токсикология.
21. Патин С. А. Нефть и экология континентального шельфа. М.: ВНИРО, 2001. 247 с.
22. Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. М.: ВНИРО, 1997. 350 с
23. Ресурсы биосферы, т. 1, 2, 1975;
24. Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. АН СССР, Ин-т географии. - Москва: Наука, 1977. - 144 с.
25. Сергеев Ю.Н., Сулин Лю. Модели водных экосистем Имитация антропогенного эвтрофирования водоемов. СПб.: ГеоГраф, 2005.
26. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. Москва. Колос, 2007. – 144 с.
27. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. Москва. Изд-во МГУ, 1980, 464 с.
28. Хендерсон-Селерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования./пер. с англ.; под ред. К.Я. Кондратьева и Н.Н. Филатова, Л., 1990.
29. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
30. Эйхлер В. Яды в нашей жизни. Перевод с немецкого Г.И. Лойдиной и В.А. Турчаниновой под редакцией д-ра биол. наук Б.Р. Стригановой. НиТ. Раритетные издания, 1998.
31. Cetin L., Zhang B., Recknagel F. Process-based Simulation Library SALMO-OO for Lake Ecosystems University of Adelaide, School of Earth and Environmental Sciences, Adelaide, 5005 Australia, 2008
32. Jones R.A., Lee G.F. Eutrophication Modeling for Water Quality Management: An Update of the Vollenweider-OECD Model. Department of Civil and Environmental Engineering New Jersey Institute of Technology Newark, New Jersey 07-102, USA. 1986
33. Jorgensen S.E. Handbook on environmental data and ecological parameters. - Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt. 1979
34. Kostitzin V.A. La Biologie Mathematique. Paris: A. Colin; 1937. 236 p
35. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. 1999. Edited by Ingrid Chorus and Jamie Bartram.

Справочная литература:

1. Бандман А.Л., Войтенко Г.А., Волкова Н.В. и др., Вредные химические вещества. Углеводороды. Галогенпроизводные углеводородов. Справ. изд., Л., 1990 г., 732 с
2. Вассер С. П., Кондратьева Н. В., Масюк Н. П. и др. Водоросли. Справочник - Киев: Наук. думка, 1989, - 608 с.
3. Дмитриев М.Т., Казнина Н.И., Пинигина И.А. Санитарно-химический анализ загрязняющих веществ в окружающей среде. Справ. Изд. – М.: Химия, 1989, 368 с.

Статьи в сборниках:

1. Давыдова Н.Н., Якушко О.Ф. Донные отложения озер как показатель антропогенного воздействия / Общие закономерности возникновения и развития озер: Методы изучения истории озер. – Л., 1986. – С. 205–212.
 2. Далин М.В., Фиш Н.Г. Адгезины микроорганизмов. // Итоги науки и техники. ВИНТИ. Микробиология. – 1985. – Т. 6. – с. 3–10.
 3. Замараева Т.В., Рудкова А.А. Изучение зависимости скорости роста одноклеточных водорослей от температуры, кислотности среды и концентраций тяжелых металлов. Лаборатория мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета и АН СССР, 1989, с.101-111.
 4. Кудерский Л.А. Рыбы как биологические индикаторы состояния водной среды. // Методы ихтиотоксикологических исследований. Л, 1987. - с.71-73.
 5. Моисеенко Т.И., Лукин А.А. Патологии рыб в загрязняемых водоемах Субарктики и их диагностика // Вопросы ихтиологии. – 1999. – Т. 39. – №4. – с. 535-547.
 6. Cohen, S.G. and Reif, C.B. Cutaneous sensitization to blue-green algae. J. Allergy. 1953, 24, 452-457.
 7. Dietwart N., Zeits. Fischerei, № 7-8 (557-561), 1963.
 8. Duke T.W., Mount D.I. Toxic Effects on Individuals, Populations and Aquatic Ecosystems and Indicators of Exposures to Chemicals. p. 393–404. Methods for Assessing Exposure of Human and Non-Human Biota. Edited by R.G. Tardiff and B. Goldstein №9 SCOPE 1991. Published by John Wiley & Sons LI
 9. Fourest E, Roux JC. Heavy metal biosorption by fungal micelial by-products: mechanisms and influence of pH. Appl Microbiol Biotechnol 37. 1992, p. 399–403.
 10. Gheorghe S., Stoica C., Vasile G.G., Mihai Nita-Lazar, Stanescu E., Lucaciu I. E. Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. Environmental Sciences. "Water Quality". 2017.
- Grauer F. Seaweed dermatitis. Arch. Dermatol., 1961, 84, 720-732

11. Levin, S.A., and Kimball, K.D. New perspectives in ecotoxicology. Environ. Manage. 1984. №8, p. 377-452.
12. Nishiwaki-Matsushima R., Ihta T., Nishiwaki S. et al. Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin - LR//J. Canc. Res. Clin. Oncol. – 1992. – 118. – P. 420 - 424.
13. Pilotto L.S., Douglas R.M., Burch, M.D., Cameron S. Health effects of recreational exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. 1997 Aust. N. Zealand J. Public Health, 21, 562-566.
14. Sivonen K., Jones G. Cyanobacterial toxins//Toxic cyanobacteria in water – a guide to their public health consequences, monitoring and management. – London: E. & F.N. Spon, 1999. – P.41 - 111.
15. Slobodkin L.B. Toward a predictive theory of evolution. In Lewontin, R.C. (Ed.) Population Biology and Evolution. Proceedings International Symposium, Syracuse University and NYS Science and Technology Foundation. Syracuse University Press, Syracuse, New York. 1967, p. 187-205.
16. Teixeira, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. and Hage, E., Bulletin of the Pan American Health Organization 27, 1993, p. 244-253.
17. Tisdale E. Epidemic of intestinal disorders in Charleston, WVa, occurring simultaneously with unprecented water supply conditions. Am. J. Public Health, 21, 1931. p. 198-200.
18. Velma V, Tchounwou PB. Chromium-induced biochemical, genotoxic and histopathologic effects in liver and kidney of goldfish, Carassius auratus. Mutat Res 2010; 698 (1– 2): 43–51

Статьи в журналах:

1. Абдурахманов Г.М., Иванов В.П., Сокольская Е.А. Первичная продукция фитопланктона и трофический статус северного Каспия. Экология животных. Юг России: экология, развитие. № 4, 2007, с. 54-58
2. Азовский М.Г., Пастухов М.В., Гребенщикова В.И. Уровень накопления ртути в водных растениях как показатель загрязнения водоемов // Вода: химия и экология, 2010.
3. Анурьева А.Н., Лопарёва Т.Я. Биокумуляция микроэлементов бентосными организмами и их миграция в биоте озера Балхаш. Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство.— 2015, №1. с. 87-93.
4. Аронбаев С.Д. Биосорбционное концентрирование тяжелых металлов и радионуклидов микроорганизмами и сорбентами на их основе. Обзор // Молодой ученый. — 2015. — №24. — С. 31-50.
5. Аршаница Н.М. Ихтиотоксикологическое состояние водоемов Северо-Запада СССР // Рыбное хозяйство. – 1991. – № 6. – С. 52 -54.

- 6.б Белозерский Г.Н., Дмитриев В.В.. Тенденция развития географии в XXI в. Единая планетарная система. Известия РАН. Серия географическая, 2007, № 4, с. 8-15
- 7.Безматерных Д.И. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири / Д.И. Безматерных // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы, 2007. № 85. С. 1-87.
- 8.Белозерский Г.Н., Дмитриев В.В.. Становление геоэкологии как важный этап в развитии географии XX столетия. Известия РАН. Серия географическая. 2007, №2. с.19-28
- 9.Брень Н.В. Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами // Гидробиол. журнал. 1999. Т. 35. № 4. С. 75–88.
- 10.Будников Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем. Соросовский образовательный журнал, № 5, 1998, с. 23 - 29.:
- 11.Вишневецкий В.Ю., Ледеява В.С. Экологическое прогнозирование загрязнения водных сред тяжелыми металлами. Инженерный вестник Дона, №4, ч.2, 2014.
- 12.Власов Б.П., Грищенкова Н.Д. Содержание тяжелых металлов в водных растениях водоемов и водотоков Беларуси по данным мониторинга. Вестник БГУ. Сер. 2. 2011. №3, с. 117-121.
- 13.Волошко Л.Н. Токсины и другие биологически активные вещества, синтезируемые цианобактериями в водоемах Ленинградской области. Астраханский вестник экологического образования. 2016. № 1 (35). с. 28-35.
- 14.Волошко Л.Н., Плющ А.В., Титова Н.Н. Токсины цианобактерий. Альгология. 2008. Т. 18. № 1
- 15.Волошко Л.Н., Пиневиц А.В, Копецкий И., Титова Н.Н. Продуцируемые цианобактериями токсины в период «цветения» воды в нижнем Суздальском озере. Альгология. 2008. Т. 20. № 2
- 16.Голованова И.Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных // Биология внутренних вод. 2008. № 1. с. 99–108.
- 17.Голосов С.Д., Зверев И.С., Шипунова Е.А. Моделирование сезонной динамики концентрации растворенного кислорода в озерах Псковско-чудской системы. Ученые записки РГГМУ №34, 2014, с.79-84
- 18.Гордзялковский А.В., Макурина О.Н. Водные моллюски – перспективные объекты биологического мониторинга. Вестник СамГУ – Естественнонаучная серия. 2006. № 7(47), с.37-44
- 19.Дмитриев В.В., Амаро Медина Д.Р., Булатова А.А., Шабан М.С. Региональные особенности влияния факторов среды на продуцирование органического вещества в водных

- экосистемах. Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований № 9, 2016, с.205-209
20. Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А. Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-Запада России: Причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии. Борок: ИБВ РАН, 2004, с. 99–123.
21. Кондратьев С.А., Алябина Г.А., Сорокин И.Н. Оценка природной составляющей внешней нагрузки органическим веществом и биогенными элементами. На водоемы северо-запада России. География и природные ресурсы. 2010. № 4. С. 130-136.
22. Кондратьев С.А., Игнатьева Н.В., Каретников С.Г. Внешняя и внутренняя фосфорная нагрузка на водоем (на примере водохранилища Сестрорецкий разлив) Региональная экология. 2016. № 4 (46). С. 59-70.
23. Кондратьев С.А., Казьмина М.В., Шмакова М.В., Маркова Е.Г. Метод расчета биогенной нагрузки на водные объекты. Региональная экология. 2011. № 3-4 (32). С. 50-59.
24. Кондратьев С.А., Уличев В.И., Викторова Н.В. Оценка фонового выноса биогенных веществ с водосбора финского залива. Известия Русского географического общества. 2013. Т. 145. № 6, с. 65-73.
25. Линиик П.Н., Набиванец Б.П. Комплексообразование ионов металлов в природных водах. Гидробиологический журнал. – 1983. – Т. 19. – №3, с. 82–95.
26. Лысенко Л.А., Канцерова Н.П., Кяйвяряйнен Е.И., Влияние ионов тяжелых металлов на внутриклеточные Ca^{2+} зависимые протеиназы *MYTILUS EDULIS L.* В экспериментах *in vitro* и *in vivo*, 2009, с. 257-261
27. Малоземова О.В. Морфометрическая характеристика озер в различных ландшафтах востока Ленинградской области // Известия Российского государственного педагогического университета имени А.И. Герцена. № 144: Научный журнал. – СПб., 2012. – с. 112-121
28. Меншуткин В. В, Руховец Л. А., Филатов Н. Н. Водные ресурсы 2014, том 41, № 1, с. 24–3 Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) 2. Модели экосистем пресноводных озер. 2014 г.
29. Меншуткин В. В., Руховец Л. А., Филатов Н. Н. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) 1. Гидродинамика озер. Водные ресурсы, 2013, том 40, № 6, с. 566–582. а
30. Миронов О.Г. Потоки нефтяных углеводородов через морские организмы. Морской экологический журнал. 2006 г., с 5-14.
31. Михайлова Л. В. Действие водорастворимой фракции Усть-Балыкской нефти на ранний онтогенез стерляди *Acipenser ruthenus* // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, № 3. С. 77-86.

32. Попов П.А., Андросова Н.В. Содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыб из водоемов бассейна реки Оби. Вестник Томского государственного университета. Биология. 2014. №4 (28), с. 108-122
33. Попов П.А., Андросова Н.В., Аношин Г.Н. Накопление и распределение тяжелых и переходных металлов в рыбах Новосибирского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 2002. Т. 42. №2. С. 264–270.
34. Попов П.Л. Содержание и характер накопления металлов в рыбах Сибири. Сибирский экологический журнал. – 2001. – Т. 8. – № 2. – с. 237 -247.
35. Румянцев В.А., Крюков Л.Н., Поздняков Ш.Р. и др. Цианобактериальное «цветение» воды – источник проблем природопользования и стимул инноваций в России. Общество. Среда. Развитие, 2011. - № 2.-с. 222-228.
36. Степанова Е.В. Оценка фоновой составляющей стока валового фосфора с водами контролируемых и неконтролируемых рек бассейна Балтийского моря // Молодой ученый. — 2009. — №11. — С. 352-355.
37. Степанова Е.В., Фрумин Г.Т. План действий по Балтийскому морю: проблема эвтрофирования. Вестник Санкт-Петербургского университета. Сер 7, 2009, Вып. 1. с.99–104.
38. Третьяков В. Ю., Селезнев Д. Е. Особенности стока биогенных элементов со слабо антропогенезированных водосборов бассейна финского залива. Балтийский регион. Т. 3. № 1. 2011 г., с. 61-67.
39. Третьяков В.Ю., Дмитриев В.В. Исследование возможных сценариев функционирования экосистемы пролива Бьеркезунд на имитационной модели / Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. – СПб., 1999. С. 151-153
40. Третьяков, В.Ю. Шелутко, Д. Е. Селезнев Методика формирования ансамблей внешних данных поступления биогенных элементов для моделирования состояния и функционирования водных экосистем. Вестник СПбГУ. Сер. 7. 2015. Вып. 3
41. Трусова Л.Н., Фрумин Г.Т. Динамика качества вод основных рек Вологодской области. Экологическая химия. Т. 21 № 3, 2012, с. 137–143
42. Урусова Е.С. Применение методики комплексного учета особенностей гидрохимической информации при оценке стока биогенных веществ // Общество. Среда. Развитие. – 2017, №1. – С. 88–92
43. Фрумин Г.Т. Выпадение биогенных элементов с атмосферными осадками на акватории трансграничного Псковско-Чудского озера // Общество. Среда. Развитие. – 2015, № 3. – С. 175–178

- 44.Фруммин Г.Т. Распределение фосфора общего по суббассейнам балтийского моря. Экологическая химия 2012, № 21 (4), 199-204.
- 45.Фруммин Г.Т., Германова А.В. Баланс биогенных элементов в реке Неве. Экологическая химия. 2011. Т. 20. № 4. с. 204-210.
- 46.Чаплыгин В.А., Ершова Т.С., Зайцев В.Ф. Содержание ртути в мышцах гидробионтов Каспийского моря. Вестник АГТУ. Сер.: Рыбное хозяйство. 2016. №2
- 47.Черкашин С.А. Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных. Вестник ДВО РАН. 2005. № 3, С. 83-91.
- 48.Чуйко Е.В., Абдусаматов А.С. Юг России: экология, развитие. Издательство: Редакция журнала "Юг России: экология, развитие" №3, 2013, с.110-117.
- 49.Шатрова О.В., Ерёмина Т.Р., Ланге Е.К. Анализ изменчивости параметров эвтрофирования в финском заливе по данным натурных наблюдений. Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. 2016. № 44. С. 129-140.
- 50.Шелутко В.А., Нассер О., Урусова Е.С. Анализ процессов загрязнения стока р. Великой различными формами азота Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7. Геология. География. 2014. № 3. С. 95-103
- 51.Ялынская, Н.С. Накопление микроэлементов и тяжелых металлов в растениях рыбоводных прудов // Гидробиологический журнал. - 1993. - Т. 29, № 5. с. 40-46.
- 52.Bell S.G., Codd G.A. Cyanobacterial toxins and human health // Rev. Med. Microbiol. – 1994. – 5, № 4. – P. 256-264.
- 53.Carmichael W.W. The toxins of cyanobacteria // Sci. Amer. — 1994. — 270, № 1. — P. 78-86
- 54.Codd G.A., Lindsay J., Young F.M., Morrison L.F., Metcalf J.S. From mass mortalities to management measures // Harmful Cyanobacteria. — Netherlands: Springer, 2005. — p.1 – 25.
- 55.Davis J. S., Zobrist J. The interrelationships among chemical parameters in rivers – Analysing the effect of natural and anthropogenic sources // Progress in water technology. 1978. Vol. 10. P. 65-78.
- 56.Pearson W.H., Olla B.L. Threshold for detection of naphthalene and other behavioral responses by the blue crab, *Callinectes sapidus* // Estuaries. 1980. Vol. 3, N 3. P. 224-230
- 57.Rice S.D., Short J.W., Karinen J.F. Comparative oil toxicity and comparative animal sensitivity // Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms. N. Y.: Pergamon Press, 1977, p. 78-94.
- 58.Robinson K.A., Baird D.J., Wrona F.G. Surface metal adsorption on zooplankton carapaces: implication for exposure and effects in consumer organisms // Environ. Pollut. 2003. V. 122. № 2. P. 159–167.

59. Sandu C, Farkas A, Musa-Iacob R, Ionica D, Parpala L, Zinevici V, Dobre D, Radu M, Presing M, Casper H, Buruiana V, Wegmann K, Stan G, Bloesch J, Triebkorn R, Köhler H-R. Monitoring pollution in River Mures, Romania, part I: the limitation of traditional methods and community response. *Large Rivers* 2008; 18(1–2): 91–106. doi:10.1127/lr/ 18/2008/91
60. Stankovic S, Kalaba P, Stankovic RA. Biota as toxic metal indicators. *Environ Chem Lett.* 2014; 12: 63–84.
61. Takebayashi S, Jimi S, Segawa M, Takaki A. Mitochondrial DNA deletion of proximal tubules is the result of itai-itai disease. *Clin Exp Nephrol.* 2003;7(1):18-26

Тезисы докладов:

1. Александров А.К. Влияние загрязнения на рыбохозяйственные водоемы // Материалы I Всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии. Рига, 1988. с. 3-14. ДСП.
2. Аленичев С.В., Полина А.В. Развитие ответных реакций крови рыб на техногенное загрязнение // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга (XI Междун. симпозиум по биоиндикаторам). — Сыктывкар, 2001. с.4-5.
3. Вернадский В.И. О концентрации радия живыми организмами. Доклады АН СССР. Серия А., № 2, 1929.
4. Волошко Л.Н. Токсины и другие биологически активные вещества цианобактерий / Экологическая школа в г. Петергофе-Наукограде Российской Федерации: Проблемы национального сектора Балтийского региона и пути их решения // Матер. регион. молод. научн. конф. СПб, Старый Петергоф, СпбГУ: Золотое сечение. 2007. — С. 19–30.
5. Волошко Л.Н., Копецкий И., Титова Н.Н., Плющ А.В., Драбкова В.Г., Капустина Л.Л., Пиневиц А.В. Разнообразие токсинов, синтезируемых цианобактериями Ладожского озера // Автотрофные организмы. Матер. III Межд. конф. М.: МГУ, 2005. — С. 23.
6. Микрякова, Т.Ф. Накопление тяжелых металлов различными видами высших растений / Т.Ф. Микрякова // V Всеросс. конфер. по водным растениям «Гидрботаника-2000»: тез. докл. - Борок, 2000. - С. 37.
7. Новоселов К.А., Гореньков В.С. Оценка воздействия нефтепродуктов на гидробионты (на примере Балтийского моря) Сборник научных трудов молодых ученых, аспирантов, студентов и преподавателей VII молодежного экологического конгресса «Северная Пальмира». 2016. Издательство: Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН (Санкт-Петербург)
8. Строганов Н.С. Развитие водной токсикологии в СССР // Научн. докл. высш. школы. Биолог. науки. 1967. № 12. С. 7–21.
9. Телитченко М.М. О роли обмена веществ рыб в аккумуляции ими радиоизотопов. Научные доклады высшей школы. Биологические науки, № 3, 1962.

10. Федюшина О.Ю. Ртуть в пресноводных гидробионтах. Международная молодежная Школа-семинар «Геохимия живого вещества». Посвящено 150-летию со дня рождения В. И. Вернадского (1863–2013 гг.), г. Томск, 2013.

11. Фрумин Г.Т., Степанова Е.В. Фоновые концентрации биогенных элементов в реках бассейна Балтийского моря // Материалы V международной конференции «Экологические и гидрометеорологические проблемы городов и промышленных зон», 7–9 июня 2009 года. СПб., 2009.

Нормативные документы:

1. ГОСТ 17.1.1.01-77 Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения (с Изменениями N 1, 2)
2. ГОСТ 17.1.1.01-77. Охрана природы (ССОП). Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения (с Изменениями № 1, 2)
3. ГОСТ 26098-84. Нефтепродукты. Термины и определения.
4. ГОСТ Р 51232-98. Вода питьевая. Общие требования к организации и методам контроля качества
5. Приказ от 13 апреля 1999 года N 165 «О Рекомендациях для целей инвентаризации на территории Российской Федерации производств, оборудования, материалов, использующих или содержащих ПХБ, а также ПХБ-содержащих отходов»
6. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения
7. Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control.
8. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive).
9. WFD Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.

Учебная и методическая литература:

1. Алексеев Д.К., Гальцова В.В., Дмитриев В.В. Экологический мониторинг, современное состояние, подходы и методы. Часть 1. Учебное пособие. – СПб, 2011, с.188
2. Воропаева О.Г. Экологическая альгология с основами биоиндикации: текст лекций /О.Г. Воропаева; Яросл. гос. ун-т им. П. Г. Демидова. – Ярославль: ЯрГУ, 2009. – 84 с.

- 3.Гофман В.Р. Экологические и социальные аспекты экономики природопользования: Учебное пособие. - Челябинск: Изд. ЮУрГУ,2001. - 631 с.. 2001
- 4.Дмитриев В.В., Кулеш В.П., Сергеев Ю.Н., Третьяков В.Ю. Моделирование экосистем. Методическое пособие. – СПб., 2006. – 16 с.
- 5.Дмитриев В.В., Панов В.Т., Пряхина Г.В. Методические указания по учебно-производственной практике «Экологическое состояние водных объектов». Учебно-методическое пособие., СПб., 2010. – 116 с
- 6.Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Пряхина Г.В. Методические указания к практикуму по моделированию круговорота вещества в водных экосистемах. Часть III. Составители: СПб. 2010.

Фондовые материалы:

- 1.Абакумов А.И. Математическое моделирование водных экосистем: история, проблемы, перспективы. (Институт автоматизации и процессов управления ДВО РАН, Владивосток) 2011.
- 2.Александров С.В. Первичная продукция планктона в Вислинском и Куршском заливах Балтийского моря и ее связь с рыбопродуктивностью: Дис. канд. биол. наук: 03.00.18. СПб, 2003 195 с. РГБ ОД, 61:04-3/722
- 3.Гханнам Э.Ю. Свободнорадикальный гомеостаз моллюсков *Unio pictorum* в норме и при воздействии тяжёлых металлов: автореф. дис.... канд. биол. наук: 03.03.01/ – Астрахань, 2011. – 24 с.
- 4.Колючкина Г.А. Биомаркеры воздействия загрязнений на двустворчатых моллюсков Северо-Кавказского побережья Чёрного моря: автореф. дис.... канд. биол. наук: 03.00.18. Москва, 2009. – 24 с.
- 5.Селезнев, Д.Е. Особенности внутригодовой изменчивости естественного стока минеральных форм азота и фосфора с водосбора Финского залив [Текст]: авторефер. дис. канд.геогр.наук.– СПб.: Изд-во РГГМУ, 2014.–254с.
- 6.Шалгимбаева С.М., Джумаханова Г.Б., Куликов Е.В., Сравнительная характеристика гистологических изменений в жабрах некоторых видов рыб. ТОО «Казахский НИИ рыбного хозяйства», Алматы, Республика Казахстан, 2013

Ресурсы сети Интернет:

- 1.Occupational safety and health act | АСТ №. 1 OF 2004. [Электронный ресурс] URL: <http://sta.uwi.edu/ohse/documents/TheOSHAActof2004asamended.pdf> (дата обращения 20.03.2018)
- 2.Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. [Электронный ресурс] URL: http://chm.pops.int/Portals/0/Repository/convention_text/UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-FULL.English.PDF (дата обращения 20.03.2018)

3.Ханова А.А. Интерполяция функций средствами MathCAD. 2001. [Электронный ресурс]
URL: <http://old.exponenta.ru/educat/systemat/hanova/interp/math.asp> (Дата обращения
17.04.2018)

Исходные данные для моделирования

Данные по второй группе рек. К ней относятся реки – группы: 3 водосбора рек Асилан-Йоки, Волчьей, Селезневки;. Данная территория характеризуется высокой биогенной нагрузкой и следовательно высокими концентрациями азота и фосфора.

Среднее значение общего фосфора составило 0,28 мг/л.

Коэффициенты составили $O=28$, $M=5.6$, $E=2.8$. На графике на рисунках 1-4 изображено изменение значений концентраций значений общего фосфора. На всех графиках представленных ниже буквы «o», «m», «e» – означают статус водоема – олиготрофный, мезотрофный и эвтрофный соответственно.

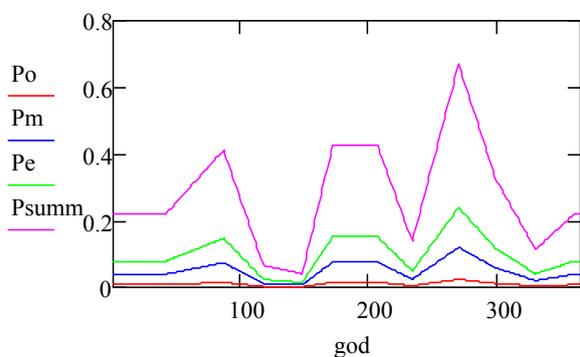


Рисунок 1. Поступление общего фосфора при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

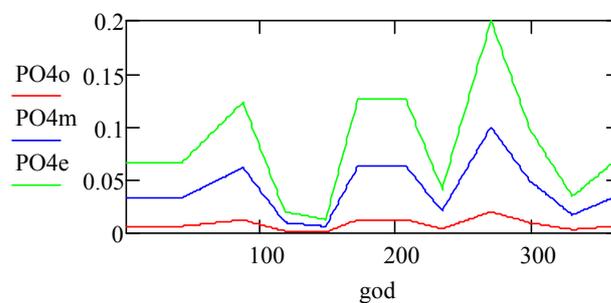


Рисунок 2. Фосфор фосфатов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

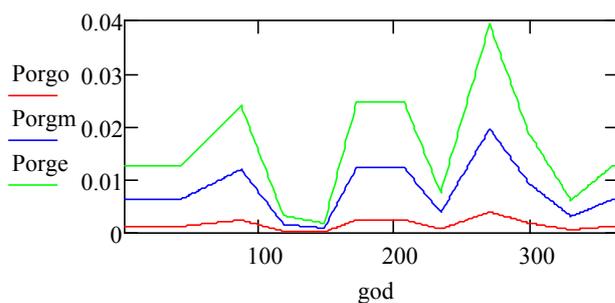


Рисунок 3. Органический фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

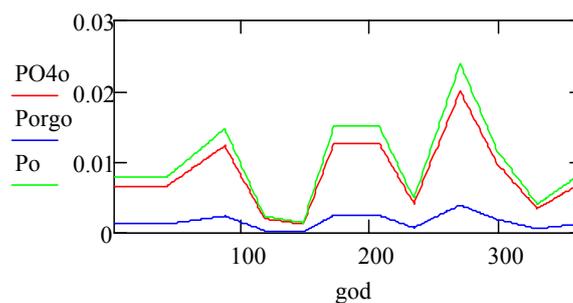


Рисунок 4. Содержание фосфора фосфатов, органического фосфора и суммарное значение

На рисунке 5 изображен пример рабочей области при работе в программе, расчет суммарного азота.

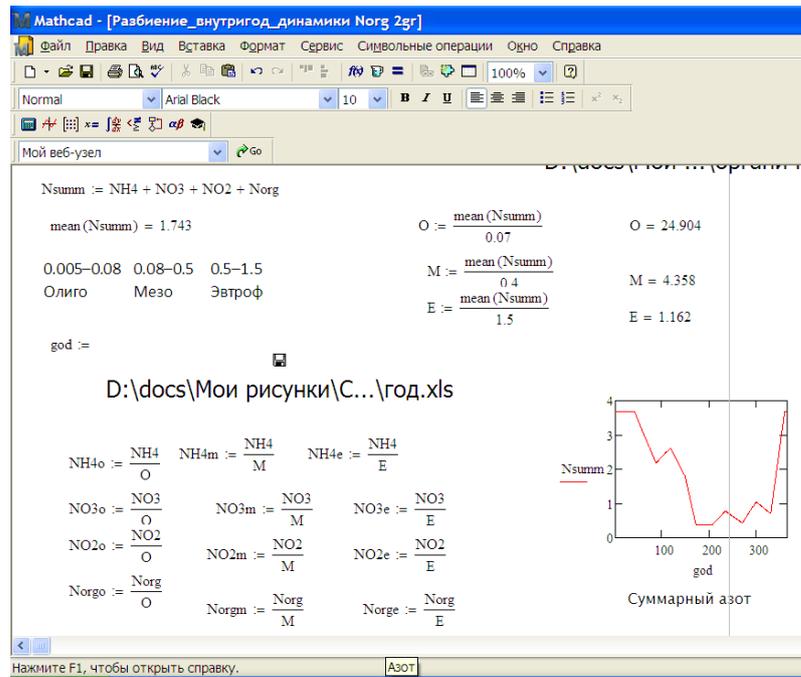


Рисунок 5. Пример рабочей области в MathCad

На рисунках 6–10 изображено содержание соединений азота в воде во второй группе рек.

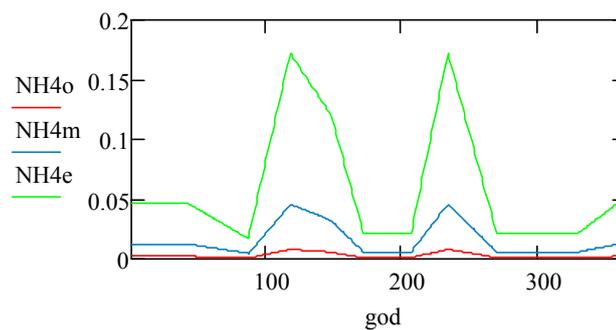


Рисунок 6. Азот в составе иона аммония при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

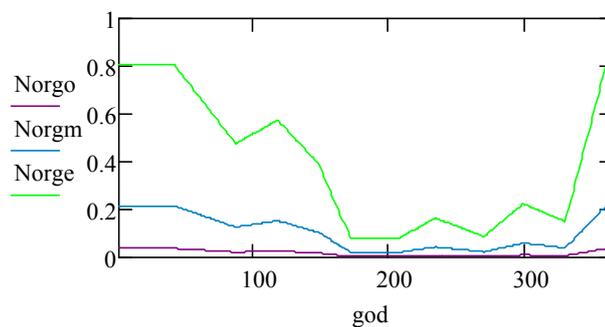


Рисунок 7. Органический азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

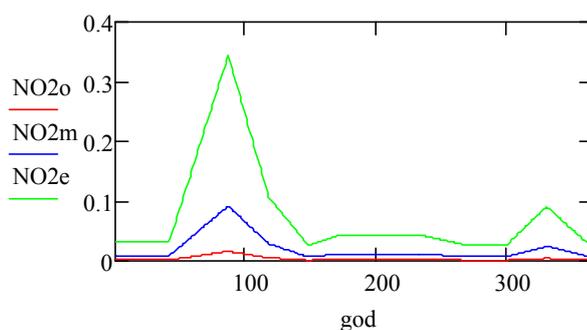


Рисунок 8. Азот нитритов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

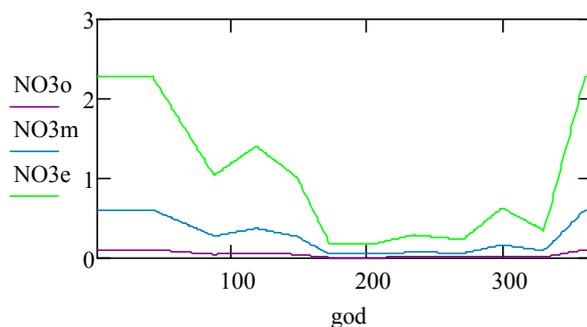


Рисунок 9. Азот нитратов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

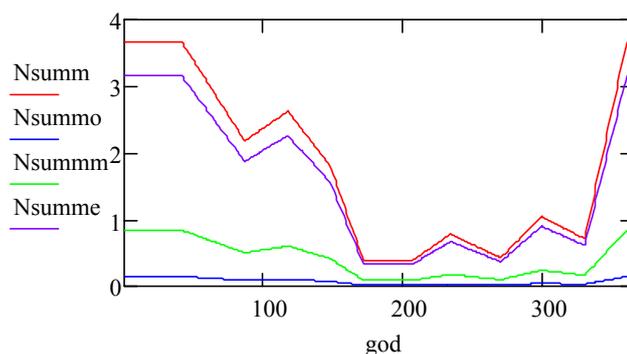


Рисунок 10. Суммарное значение азота.

Данные по третьей группе рек.

III группу – 11 водосборов рек Березайки, Важины, Вали, Видлицы, Воложбы, Голоховки, Лососинки, Пчевжи, Святерки, Тигоды, Туксы.

Расчет производится аналогично первой группе рек. Коэффициенты составили по азоту для олиготрофного состояния системы – 21.297, мезотрофного – 3.727, эвтрофного – 0.994. На рисунках 11–15 содержание азота в составе различных соединений.

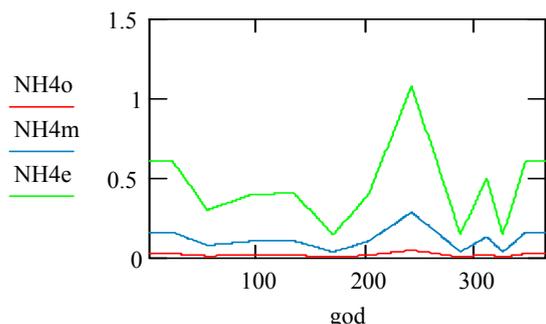


Рисунок 11. Азот в составе иона

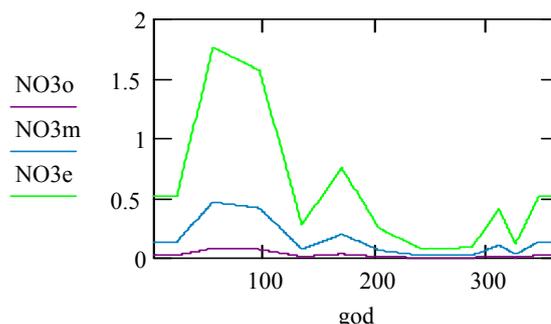


Рисунок 12. Азот нитратов при

аммония при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

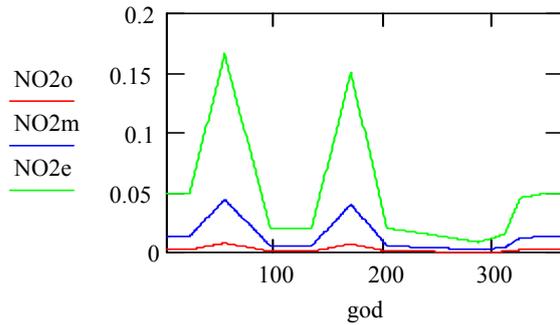


Рисунок 13. Азот нитритов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

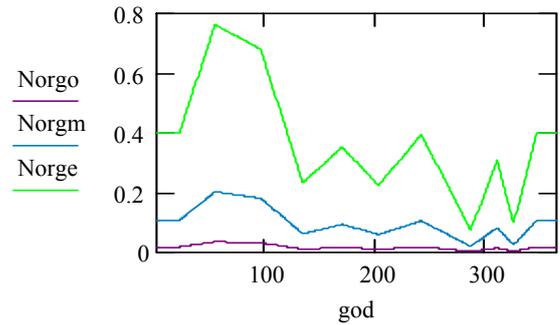


Рисунок 14. Органический азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

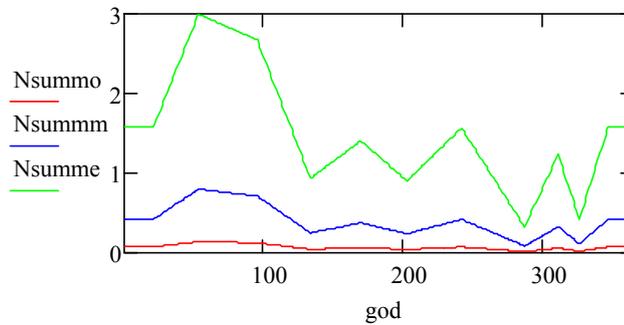


Рисунок 15. Общий азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

Коэффициенты по фосфору составили для олиготрофного состояния системы – 3.765, мезотрофного – 0.753, эвтрофного – 0.376.

На рисунках 16–18 отображены исходные данные согласно эталону 3 группы рек по биогенным вещества для дальнейшего моделирования.

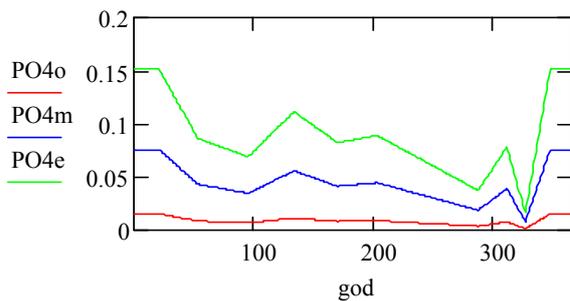


Рисунок 16. Фосфор фосфатов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

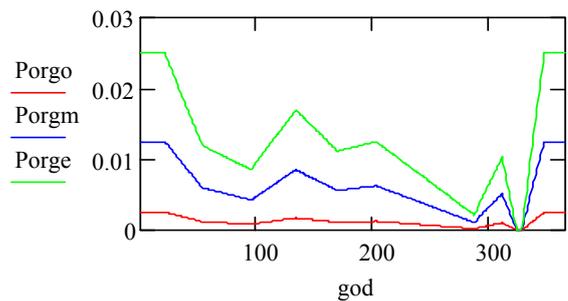


Рисунок 17. Органический фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

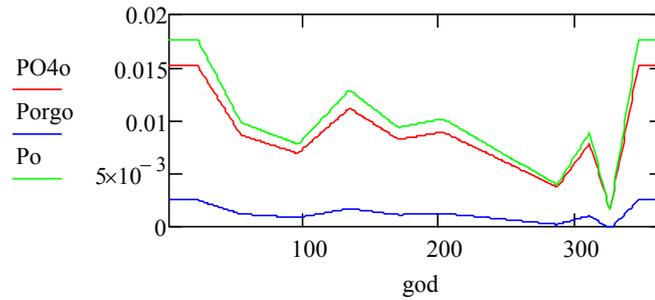


Рисунок 18. Поступление фосфора в олиготрофных условиях

Данные по четвертной группе рек.

IV группу – 5 водосборов рек Куньи, Северки, Синеи, Сороти, Шарьи.

Расчет производится аналогично первой группе рек. Коэффициенты по фосфору составили для олиготрофного состояния системы -16.634 , мезотрофного -2.911 , эвтрофного -0.776 .

На рисунках 19–23 отображено поступление разных форм азота.

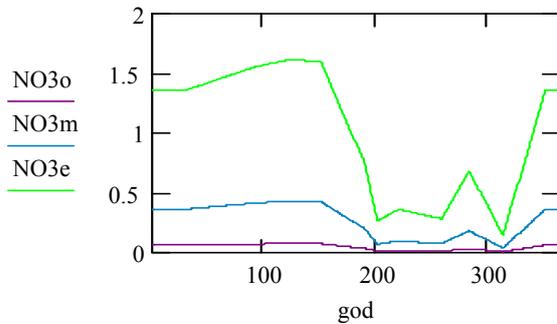


Рисунок 19. Азот нитратов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

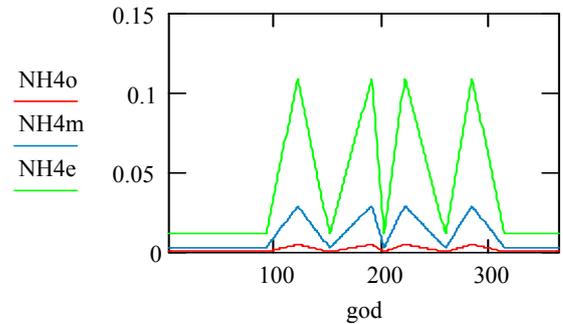


Рисунок 20. Азот в составе иона аммония при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

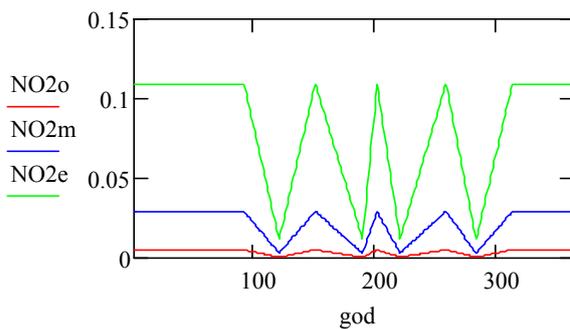


Рисунок 21. Азот нитритов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

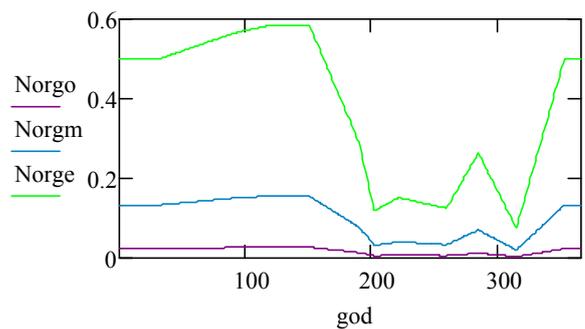


Рисунок 22. Органический азот при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

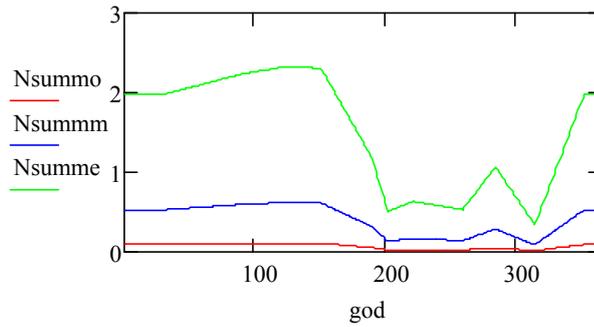


Рисунок 23. Суммарное значение азота при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

Коэффициенты по фосфору составили для олиготрофного состояния системы – 3.31, мезотрофного – 0.662, эвтрофного – 0.331. На рисунках 24–26 отображено значение поступления фосфора.

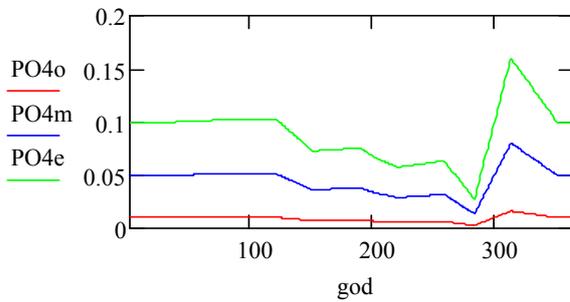


Рисунок 24. Фосфор фосфатов при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

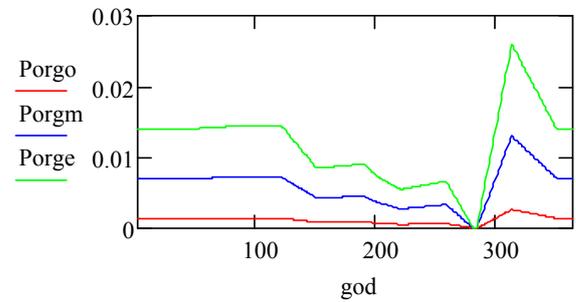


Рисунок 25. Органический фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии

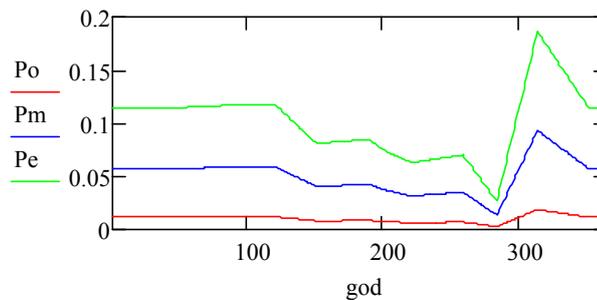


Рисунок 26. Общий фосфор при олиготрофном, мезотрофном, эвтрофном состоянии