
УДК 504.4.062.2+504.054+004.942

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ТОКСИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ПРОТОЧНОГО ВОДОЕМА

В.Ю. Третьяков (доцент^{1,2}), **Е.В. Круглов** (студент²)

¹ Санкт-Петербургский государственный университет, 199034, Санкт-Петербург,
Университетская наб. д. 7

E-mail: v_yu_tretyakov@mail.ru

² Российский государственный гидрометеорологический университет,
195196, г. Санкт-Петербург, Малоохтинский проспект, д. 98

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru, evk94@mail.ru

Рассматриваются результаты моделирования функционирования экосистемы абстрактного проточного водоёма в условиях загрязнения токсическим веществом, поступающим с речным стоком. Параметры водоёма и внешние экологические факторы имитируют условия, характерные для российской части водосборного бассейна Финского залива.

Ключевые слова: моделирование водной экосистемы, токсическое загрязнение, внутригодовая динамика субстанций.

Введение

Проблема вызванного антропогенным загрязнением биосферы глобального экологического кризиса рассматривалась на проведенной в 1972 году в Стокгольме «Конференция ООН по проблемам окружающей среды». В её результате был разработан план действий из 109 пунктов. На «Саммите Земли» в Рио-де-Жанейро в 1992 году была предложена концепция устойчивого развития человечества на XXI век. Под устойчивым развитием понимается такое развитие, которое удовлетворяет потребности настоящего времени, но не ставит под угрозу способность будущих поколений удовлетворять свои собственные потребности [1].

Еще в 20-е гг. XX в. В.И. Вернадский обратил внимание на мощное воздействие человека на окружающую среду и преобразование современной биосферы. Человечество как элемент биосферы, считал он, неизбежно придет к пониманию необходимости сохранения всего живого на Земле и охватит разумным управлением живую оболочку

планеты, превратив её в единую сферу — ноосферу (сферу разума). В связи с потребительским отношением к природным ресурсам и накоплением отходов производства антропогенная нагрузка на биосферу быстро возрастает и приближает биосферу к критическому состоянию. В природные экосистемы поступает большое количество токсических веществ, которые влияют на их функционирование. Естественно, что возникает актуальная задача ограничения антропогенных воздействий.

Для оптимального использования природных ресурсов и управления этим процессом без нанесения ущерба состоянию природной среды необходимо располагать верной информацией о прошлом и настоящем состоянии природной среды, а на основании полученных данных предсказывать реакцию экосистем на антропогенное воздействие.

Для получения подобной информации о природных объектах используется метод моделирования функционирования природных экосистем. К достоинствам моделирования относится относительная дешевизна, возможность имитации явлений и процессов, потенциально приводящих к негативным последствиям и нарушениям естественного функционирования экологических систем. Моделирование является важным инструментом изучения особенностей отклика экосистем как на природные, так и антропогенные факторы воздействия. На основании полученных по результатам моделирования представлений о принципах и индивидуальных особенностях функционирования природного объекта возможно прогнозирование его состояния в будущем. Лишь с опорой на данную информацию возможно рациональное природопользование. Поэтому применение имитационных моделей является необходимой частью экологических исследований.

Объектом данного исследования являлась экосистема абстрактного проточного водоема с характерными для Северо-Запада России параметрами. Предметом работы послужило функционирование экосистемы данного водоема под воздействием токсического загрязнения. Цель работы заключалась в исследовании возможностей модели «Экотокс» (автор - Третьяков В.Ю.) для имитации внутригодовой динамики содержания токсиканта в водной толще и на различных ярусах трофической пирамиды экосистемы проточного водоёма и влияния токсиканта на функционирование экосистемы. Параметры водоёма и значения внешних экологических факторов задавались близкими к наблюдающимся в северо-западном регионе России.

Для достижения цели был произведён сбор исходных данных, требующихся для задания параметров и внешних экологических факторов модели, выполнен ряд модельных экспериментов с анализом полученных результатов.

1. Загрязнение поверхностных вод Северо-Западного региона России

Северо-Западный ФО РФ занимает огромную территорию (около 1.7 млн. км², что составляет почти 10 % всей площади России), на которой в настоящее время проживает приблизительно 15 миллионов человек и сосредоточена значительная часть ее производительных сил [2]. В пределах Северо-Запада России расположены водосборы Баренцева и Белого морей, а также значительная часть водосбора Балтийского моря, экологическая обстановка в акватории которого приближается к критической. Именно экологическая обстановка на водосборах в первую очередь определяет состояние морских и озёрных экосистем. Очевидна роль техногенных факторов в формировании экологической ситуации на Северо-Западе России, обусловленная преобладанием в отраслевой структуре его экономики обрабатывающих отраслей и ресурсоёмких производств тяжёлой индустрии, а также соседством экономически развитых регионов. В отраслевой структуре производства СЗФО первое место занимает обрабатывающая промышленность, создающая 77.3% общего объёма выпуска промышленной продукции. Наиболее развитыми отраслями промышленности СЗФО являются машиностроение, металлургия, химическое производство и деревообработка [3].

Территория Северо-Запада России характеризуется развитой речной сетью, большим количеством озёр и болот. Большой объём атмосферных осадков и связанный с ним положительный водный баланс обусловили формирование на территории Северо-Запада густой гидрографической сети. Питание рек Северо-Запада осуществляется главным образом за счет талых вод, на долю которых приходится около 75 % речного стока. Поэтому особенно сильные половодья приходятся на периоды снеготаяния. Доля дождевых и грунтовых вод в питании рек сравнительно невелика, но в период выпадения осенних дождей уровень их обычно снова повышается, но не достигает величин весеннего половодья. У рек, вытекающих из крупных озёр или протекающих через них, годовые изменения уровня существенно сглажены, менее заметна летняя межень, а паводки практически отсутствуют. Реки Северо-Запада России значительно различаются по режиму ледостава, продолжительность которого, а также сроки замерзания и вскрытия рек определяются их местоположением и погодными условиями. Воды рек характеризуются слабой естественной минерализацией. Большая часть речных вод относится к гидрокарбонатному классу. Территория Северо-Запада России изобилует озёрами, различными по величине и генезису. Здесь находятся крупнейшие озера Европы –

Ладожское (17.7 тыс. км²) и Онежское (9.7 тыс. км²). Известно более 150 тыс. озёр площадью более 1 га. Распределены озёра по территории Северо-Западного региона весьма неравномерно. Ихтиофауна внутренних вод Северо-Запада с давних пор имеет важное промысловое значение. Во внутренних водоёмах обитает около 20 видов промысловых рыб. Наиболее ценной промысловой рыбой является сёмга, а также нельма, хариус, сиг, корюшка и снеток [4].

Одним из следствий развития экономики Северо-Запада России стал рост техногенного воздействия на его акватории и источники водных ресурсов. Техногенное воздействие на водоёмы осуществляется при водозаборах, сбросах сточных вод, молевом сплаве древесины, судоходстве, выпадении из воздуха загрязнений техногенного характера. По совокупности качественных и количественных характеристик гидробиоценозов водные объекты России относят к пяти классам: чистые составляют 10% общего числа водных объектов, умеренно загрязненные – примерно 50%, загрязненные 15% и очень грязные – 10 % [5]. Северо-Западный регион России выделяется высоким уровнем машиностроительной, приборостроительной, станкостроительной и судостроительной промышленности и занимает ведущее место по производству гидротурбин, целлюлозы и бумаги, добыче фосфорного сырья, лесозаготовкам, производству проката, цемента, стройматериалов, выплавке алюминия, никеля и производству минеральных удобрений. Источниками основной антропогенной нагрузки на водоёмы Северо-Запада России являются стоки промышленных предприятий, а также хозяйственно-бытовые и сельскохозяйственные стоки. В промышленно развитых регионах на долю промышленных сточных вод приходится 70-80%, примерно 20% – на хозяйственно-бытовые (коммунальные) стоки, а остальное падает на долю сельскохозяйственных стоков.

Количество и состав загрязняющих веществ, содержащихся в промышленных сточных водах, существенно зависит от вида производства, исходного сырья, различных добавочных продуктов, участвующих в технологических процессах. Так, главными источниками антропогенного воздействия на поверхностные воды Северо-Западного региона России являются предприятия нефтеперерабатывающей, химической, металлургической, целлюлозно-бумажной промышленности и агропромышленного комплекса. Основные загрязняющие вещества, поступающие в водные объекты со стоком указанных производств, представлены в таблице 1 [6].

По количеству сбрасываемых сточных вод и степени их загрязнения отрасли промышленности могут быть ранжированы следующим образом:

- целлюлозно-бумажная;

- химическая;
- цветная металлургия;
- черная металлургия;
- угольная;
- машиностроение;
- нефтедобывающая;
- нефтехимическая;
- электроэнергетика.

Таблица 1. Загрязняющие вещества, содержащиеся в промышленных сточных водах [6].

Промышленность	Загрязняющие вещества
Металлургия	Тяжелые металлы (особенно Pb, Hg), хлориды, соединения железа
Целлюлозно-бумажная	Хлориды, фенолы, формальдегид, сульфаты, нефтепродукты, метанол, фурфурол
Нефтеперерабатывающая	Нефтепродукты, хлориды, фенолы, соли тяжелых металлов, сульфаты, соединения азота
Химическая	Нефтепродукты, СПАВ, хлориды, фенолы, бензол, формальдегид, фурфурол, пестициды, карбамид, азот, нитраты, нитриты, цианиды, роданиды, сероуглерод, Cd, Co, P, Mn, Cu, Ni, Hg, Pb, сульфаты

Большой вред водным объектам также приносят сточные воды с сельскохозяйственных территорий. Так, до 20% вносимых в почву пестицидов попадают в водоемы и водотоки.

Высокая антропогенная нагрузка на водные системы Северо-Западного региона России обусловлена тем, что в структуре промышленных предприятий имеется значительное количество водоемких производств, большая часть которых располагается на берегах водотоков и водоемов. Приоритетными химическими веществами, загрязняющими поверхностные воды Северо-Запада России, являются хлороформ, бенз(а)пирен, гексахлорбензол, γ -ГХЦГ, ДДД, ДДТ, ДДЕ, полихлорбифенилы, ксилол, нефтепродукты, фенол, детергенты. По мнению Г.Т. Фрумина [5], этот список следует дополнить тяжёлыми металлами и алюминием. Относительно воздействия этих веществ на водные экосистемы следует сказать, что фенол, нефтепродукты, формальдегид и спирты влияют на кислородный режим водоемов. Хлорорганические соединения и полиароматические углеводороды депонируются в донных отложениях и передаются по трофическим цепям. Детергенты (синтетические моющие вещества) влияют на

распределение ксенобиотиков между объёмной и поверхностной фазами. Кислоты, основания и соли металлов изменяют активную реакцию среды (рН). Лигнин, фенолы и хлорлигнин блокируют часть солнечной радиации и влияют на фотосинтез. Практически все эти вещества в соответствующих концентрациях, а в особенности соединения ртути, кадмий, свинец, крезол, полиароматические углеводороды и пестициды являются токсичными веществами и оказывают вредное воздействие на гидробионтов.

Главной причиной обострения экологической ситуации в водных объектах Северо-Западного региона России послужила стратегия хозяйствования в регионе [2]. Она характеризовалась отсутствием экологической ориентации в развитии и размещении производительных сил, стремлением наращивать объёмы производства фактически любой ценой. Несбалансированность экономического развития с возможностями экосистем и природно-ресурсным потенциалом была и остается присущей всему Северо-Западному региону. Тот факт, что по некоторым показателям состояние окружающей среды за последнее время несколько улучшилось, зачастую не свидетельствует об эффективности природоохранных мероприятий, а является всего лишь следствием сокращения объёмов производства. Поэтому актуальность решения экологических проблем не уменьшилась.

2. Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов

В настоящее время не существует общепринятой классификации загрязняющих веществ, основанной на экосистемном подходе к изучению водных объектов. Ю. Одум предложил подразделять загрязняющие вещества (ЗВ) на природные нетоксические субстанции, при внесении которых в экосистеме увеличивается энергообмен, и токсические вещества искусственного происхождения, при поступлении которых интенсивность потока энергии в экосистеме падает [7]. Примером загрязняющих веществ первого типа являются биогенные вещества, второго — пестициды.

Заметим, что в ряде случаев такое деление носит условный характер, поскольку многие вещества, поступающие в водную экосистему в незначительных количествах, стимулируют повышение её продуктивности и, следовательно, могут быть отнесены к веществам первого типа. Но эти же вещества в больших количествах являются токсическими и приводят к деградации экосистемы. Так, например, концентрация кобальта в водной среде от 21.0 до 1048 мкг/л в течение десяти суток стимулирует рост водорослей *Campylomonas reflexa* на 13-70%, а в более высоких концентрациях кобальт подавляет рост водорослей. Концентрация кобальта 2096 мкг/л вызывает полную гибель *Campylomonas reflexa* [8]. Механизм этого действия объясняется тем, что металлы входят

в состав ферментов, и одна из важнейших функций, которую они выполняют, состоит в их способности катализировать скорости реакции за счет стабилизации образующихся отрицательных зарядов. Скорость реакции может увеличиваться в 10^4 - 10^6 раз [9]. Вместе с тем при больших концентрациях тяжелые металлы являются сильными ингибиторами ферментов. Традиционно выделяют три типа фазовых реакций клеток гидробионтов на присутствие токсикантов в среде. Первый тип соответствует сильному ингибированию транслокационного процесса. Для второго характерно незначительное влияние при малых концентрациях с ингибированием при больших. Третий тип отличается от второго характерной стимуляцией процессов при малых концентрациях токсикантов.

Кроме того, одни загрязнители антропогенного происхождения, например, нефть и нефтепродукты, целлюлоза, разлагаются видоспецифичными микроорганизмами; другие (ДДТ, ряд пестицидов и детергентов) практически не подвергаются переработке и накапливаются в компонентах биоценоза по мере перехода экосистемы на более высокие трофические уровни.

Можно предложить также разделение поллютантов на загрязняющие вещества тотально-экологического и индивидуально-токсического воздействия.

К первому типу следует отнести биогенные и органические вещества (ОВ) природного или аналогичного природному составу, которые изменяют кислородный режим водоема. При этом дополнительное поступление ОВ непосредственно увеличивает потребление растворенного кислорода на их окисление. Поступление же биогенных элементов может привести к интенсивному продуцированию ОВ в экосистеме, что в свою очередь повышает расход кислорода в воде при разложении отмершего фитопланктона и высшей водной растительности. В результате изменение кислородного режима затрагивает функционирование водоема в целом, дефицит кислорода ведет к перестройке структуры биоценоза. С другой стороны, развитие процесса эвтрофирования в определенных условиях сопровождается возрастанием доли сине-зелёных водорослей (или цианобактерий) в фитопланктоне. В то же время при интенсивном развитии цианобактерий выделяются токсичные вещества, оказывающие индивидуальное негативное воздействие на гидробионтов.

К загрязняющим веществам второго типа можно отнести специфические отходы промышленных производств (микроэлементы, в том числе тяжелые металлы, нефтепродукты, фенолы и др.), отходы сельского хозяйства (пестициды, фунгициды, дефолианты и др.) и отходы, поступающие в водоемы с коммунально-бытовыми стоками (синтетические поверхностно-активные вещества и др.).

Содержание различных химических элементов в тканях гидробионтов оказывается параметром, более чувствительным к антропогенным воздействиям, чем другие функциональные и структурные параметры водной экосистемы (биомасса, видовое разнообразие, численность и т.п.). Способность водных организмов к накоплению ЗВ (как специфических, так и неспецифических) является основой метода биоиндикации пресноводных экосистем. Результаты этого метода являются наиболее верными показателями экологической опасности загрязнения, поскольку опыт показывает, что непосредственно в водной толще содержатся сравнительно малые, часто аналитически неуловимые концентрации токсикантов, тогда как в гидробионтах содержание их может превышать концентрацию в окружающей среде на 5-6 порядков. Это происходит потому, что, многие гидробионты интенсивно накапливают стойкие токсические вещества, лишь частично подвергая их метаболизации в своем организме. Причем при биологическом концентрировании действует механизм так называемого биологического усиления, т.е. в каждом последующем звене трофической цепи концентрация токсиканта повышается. Такими свойствами обладают нитчатые водоросли, макрофиты, организмы перифитона, планктонные и донные беспозвоночные, особенно моллюски и рыбы.

Основные процессы, определяющие накопление ЗВ в гидробионтах конкретного вида, в первую очередь связаны с системой пищевых отношений в данной экосистеме. Именно структура трофических взаимодействий определяет пути миграции ЗВ в экосистеме. Другим источником накопления ЗВ в гидробионтах является потребление непосредственно из воды. Важность этого процесса уменьшается с ростом трофического уровня гидробионта. Если продуценты потребляют ЗВ только из воды и тем самым увеличивают концентрацию в 10³-10⁶ раз, то для зоопланктона оба процесса сопоставимы, а рыбы и птицы накапливают ЗВ преимущественно за счет питания. Потреблению ЗВ клетками фитопланктона предшествует процесс адсорбции на клеточных оболочках. Клетки фитопланктона представляют собой специфический адсорбент с сильно развитой поверхностью, примерно 2000 см на 1 г сырой массы [8]. При этом поверхность, способная адсорбировать ЗВ, непрерывно увеличивается вследствие роста клеток. Поэтому валовое потребление ЗВ из воды зависит от продуктивных характеристик фитопланктона. Снижению количества ЗВ в гидробионтах определенного вида способствует отмирание, поскольку в первую очередь погибают организмы с повышенным содержанием ЗВ, и экскреция ЗВ.

Таким образом, ЗВ являются неотъемлемыми компонентами водных экосистем. Они усваиваются организмами, накапливаются в тканях, изменяют физиологические функции клеток, передаются по трофической цепи. В сочетании с биогенными

веществами их токсичность часто возрастает. На неё оказывают влияние сезонные особенности природных факторов (токсичность кадмия при повышении минерализации воды от 40 до 500 мг/л изменяется в 5 раз) [9]. Такие физико-химические свойства воды, как температура, содержание кислорода, жесткость и величина показателя рН также влияют на токсичность многих неорганических веществ. С повышением температуры воды у водных организмов увеличивается интенсивность обмена веществ, и они получают больше яда. В водоемах с малой жёсткостью воды ядовитое действие металлов, как правило, увеличивается [10]. Несмотря на это, при диагностировании состояния водоемов, как правило, не учитывается совокупное воздействие на биоту различных токсикантов (эффекты синергизма, антагонизма, суммации), не оценивается различная токсичность продуктов распада ЗВ (увеличение токсичности ТМ в присутствии гуминовых кислот с молекулярной массой до 500), не разработаны приемы и методы эколого-токсикологического скрининга водных экосистем.

Анализ литературных данных свидетельствует о неравномерном распределении загрязнений в водных экосистемах. При этом в результате природных и антропогенных факторов уровень загрязнения в прибрежных водах может существенно превышать соответствующую величину в открытой части акватории. Кроме того, для содержания загрязняющих веществ характерны колебания средних значений концентраций в зависимости от времени отбора проб. Однако из-за противоречивости данных и недостатка существующей системы мониторинга, не учитывающей кратковременные флуктуации концентраций, для ряда загрязнителей пока не представляется возможным исследовать их пространственно-временную изменчивость.

2.1. Влияние тяжёлых металлов

Из всех классов неорганических соединений, поступающих в биосферу в результате человеческой деятельности, наибольшее внимание привлекают тяжёлые металлы (ТМ). В их число согласно решению Целевой группы по выбросам Европейской экономической комиссии ООН включены Pb, Cd, Hg, Ni, Co, Cr, Cu, Zn, а также As, Sb, Se [11]. Обычно к тяжёлым металлам относят группу химических элементов, имеющих плотность более 5 г/см³. Для биологической классификации правильнее руководствоваться не плотностью, а атомной массой, т.е. относить к тяжелым металлам все металлы с относительной атомной массой более 40 а. е. м. [12].

Подобное объединение химических элементов полностью условно и искусственно. Отличительными признаками тяжелых металлов являются высокое содержание их в

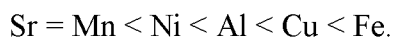
промышленных отходах и высокая по сравнению с другими металлами токсичность. По биологической роли в живых организмах тяжёлые металлы включают в себя как типичные металлы-микроэлементы (кобальт, медь, цинк, молибден, хром, марганец, никель, ванадий), так и металлы (титан, кадмий, ртуть, свинец, висмут, платина, серебро и др.) и полуметаллы (мышьяк). Вместе с тем все тяжёлые металлы обладают одним общим свойством: они могут быть биологически активными. Вследствие этого, попадая в результате антропогенной деятельности в природную среду, они начинают мигрировать, включаясь в той или иной степени в биологический круговорот, и при определенных биогеохимических условиях и концентрациях начинают оказывать токсическое воздействие на живые организмы. Группа тяжёлых металлов занимает прочное место в списке приоритетных загрязнителей природной среды. Наряду с некоторыми другими неорганическими ЗВ, такими, как озон, оксиды серы, оксиды азота и т.д., тяжёлые металлы относятся к классу неспецифических веществ, т.е. присутствующих в «норме» практически во всех компонентах незагрязнённых (фоновых) природных экосистем.

Сравнительно недавно исследована возможность образования в природных водах комплексных соединений, в состав которых входят органические вещества, содержащиеся в воде, и металлы. Ядро комплексных соединений составляет центральный атом-комплексообразователь и координированные, т.е. связанные с ним молекулы или ионы, называемые лигандами (реже аддендами). Например, цианистые соли железа и калия при взаимодействии образуют ферроцианид:



Здесь Fe является центральным атомом, а (CN) - лигандом. В качестве лигандов может выступать и вода. В живых организмах различные типы комплексных соединений представлены соединениями ионов металлов (Fe, Cu, Mg, Mn, Mo, Zn, Co) с белками (так называемые металлопротеиды), а также витаминами и другими веществами, выполняющими специфические функции в обмене веществ. Особенно велика роль природных комплексных соединений в процессах дыхания, фотосинтеза, в ферментативном катализе, при биологическом окислении [13].

При изучении способности к комплексообразованию с лигандами в природных водах Крайнего Севера обнаружено так называемое конкурентное связывание металлов с органическими лигандами. Эта конкурентоспособность выражается следующим неравенством:



Подтверждено сезонное изменение токсичности природных вод за счёт способности к комплексообразованию с лигандами.

Выделяют следующие физико-химические формы нахождения металлов в природных водах: общую, взвешенную, растворенную, свободно-ионную, связанную, а также распределение комплексов по молекулярным массам. Учитывая сложность и трудоемкость определения данных форм, большое распространение получила упрощенная схема классификации металлов. В соответствии с этой схемой определяют металлы во взвешенной и растворенной формах, а в последней, в свою очередь, ионно-обмениваемую (свободные ионы металлов, простые неорганические и органические комплексы) и связанную (в основном коллоидную фракцию с молекулярной массой меньше 1000) формы. Кроме двух фазовых форм, в поверхностных водах выделяют плёночную форму (поверхностный микрослой), которая содержит максимально высокие концентрации химических элементов (как в растворенном, так и во взвешенном состояниях) и органических веществ.

Максимальной токсичностью обладают ионные формы, при переходе которых в устойчивые высокомолекулярные комплексы токсичность металлов резко уменьшается, вплоть до полного отсутствия токсичности. Это связано с тем, что металлы проникают в клетки в основном в виде свободных ионов и некоторых других лабильных форм, в то время как металлы, связанные в комплексные соединения с высокомолекулярным органическим веществом, не только теряют токсичность, но зачастую становятся практически неусвояемыми для пресноводных организмов. Однако низкомолекулярные комплексы свободно проникают в клетки гидробионтов. Кроме того, при концентрациях в воде общего органического углерода выше 5 мг/л необходимо учитывать возможную токсичность самого растворенного органического вещества [14]. Исследования показали, что взвешенные в воде фитопланктон, бактерии и детрит хорошо адсорбируют тяжелые металлы [15]. Наибольшей способностью к накоплению по разным критериям обладают зоопланктон и мягкие ткани моллюсков, которые аккумулируют алюминий, марганец, железо, кобальт, медь, цинк, селен, свинец. При этом полученные данные о концентрациях элементов в зоопланктоне следует интерпретировать как отражение микроэлементного состава воды за относительно короткий период развития зоопланктона (30 - 60 дней до момента отбора проб). Элементный состав личинок и моллюсков, обитающих на незаиленных участках дна, отражает, по предположению исследователей, интегральное действие (либо его отсутствие) загрязнения тяжелыми металлами за период развития организмов, предшествовавший отбору (1-3 года в зависимости от вида) [9].

Практически всегда среди исследованных металлов в организмах преобладают кальций, магний, железо, тогда как хром, кадмий и ртуть присутствуют в минимальных количествах, а медь, кобальт, никель занимают промежуточное положение. Особенно

интенсивно организмом накапливаются элементы, необходимые для его жизнедеятельности. Титан является катализатором окислительных процессов у растений, принимая участие в ассимиляции углерода и хлорофиллообразовании.

Изучение особенностей распределения тяжелых металлов в экосистемах заповедников позволило сопоставить их концентрации в почвах, воде, прибрежном и донном илах, растениях и животных (таблица 2) [7].

Таблица 2. Пределы концентраций тяжелых металлов (мг/г сухого вещества) в компонентах экосистемы [7].

Компонент экосистемы	Свинец	Кадмий	Никель	Медь	Цинк
Почвы	3.8 - 16.7	0.01 - 0.37	1.9 - 11.9	1.9 - 11.4	0.6 - 20
Растения	5.6 - 8.6	0.16 - 0.50	1.9 - 7.8	1.9 - 11.4	13 - 134
Животные	1.9 - 18.7	0.05 - 1.12	1.1 - 42.4	2.7 - 49.0	10 - 625
Илы ¹	7.5 - 16.5	0.01 - 0.24	5.6 - 25.1	3.4 - 22.4	0 - 43.9
Вода ($\times 10^{-3}$) ²	0.1 - 15.6	0.1 - 3.2	4.6 - 41.0	6.0 - 125	18 - 430

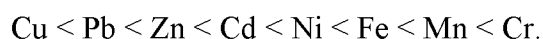
1 – кислоторастворимые формы

2 – в мкг/л

Установлено, что содержание ТМ в верхнем 20-сантиметровом слое воды на порядок превышает их концентрацию в нижележащих слоях, при этом диапазон содержания варьирует в течение года. Концентрация элементов в донном иле значительно выше, чем в прибрежном. Концентрация ТМ в растениях зависит от их содержания в воде. На площади 1 га амфибиями и рептилиями аккумулируется от 2.6 до 580 мг свинца [7]. Данные таблицы 2 указывают, что ТМ накапливаются преимущественно в организмах животных и илах. Донные отложения выполняют роль своеобразной депонирующей для микроэлементов среды. В этом случае на границе «вода-дно» устанавливается определенное динамическое равновесие, связанное в значительной мере с сорбционно-десорбционными процессами. Равновесные концентрации тяжёлых металлов, образующиеся при этом, отражают в основном их содержание в так называемой подвижной форме, способствующей вторичному загрязнению водной среды при взмучивании донных илов. Вторичное загрязнение несёт наибольшую опасность в связи с возможностью перехода ионных форм металлов и легко распадающихся фрагментов органических соединений в особо опасные токсичные формы: ионов тяжелых металлов — в циклические комплексы типа ферроцена, нефтеуглеводородов — в ароматические полициклические соединения типа бенз(а)пирена.

Исследования подвижных форм тяжелых металлов показали, что концентрация токсикантов может варьировать по акватории в качественном и количественном отношении. При этом наиболее контрастные аномалии загрязняющих веществ приурочены к местам накопления техногенных илов, образование которых связано с притоком техногенной взвеси и её последующим перераспределением по площади акватории. Кроме того, увеличение содержания тяжелых металлов наблюдается при переходе от грубодисперсионной фракции песка к более тонким по гранулометрическому составу мелкоалевритным и пелитовым илам. Помимо этого формирование контрастных техногенных аномалий в донных осадках определяется сложным взаимодействием антропогенных и природных процессов, важнейшими из которых являются: влияние поверхностного стока и сточных вод промышленных предприятий, седиментация наносов или десорбция под действием волнения, относительно застойный гидродинамический режим придонного слоя в условиях гаваней, способствующий образованию илистых отложений, аккумулирующих загрязняющие вещества как во взвешенной, так и в растворимой формах.

Таким образом, при учете токсического загрязнения донных осадков необходимо использовать наряду с качественным критерием токсичности и критерий подвижности, который зависит от характера процесса, обуславливающего кумуляцию элемента на поверхности частиц грунта (физическая адсорбция, хемосорбция, комплексообразование и т.д.), а также от физико-химических свойств комплексообразующих лиганд (органических веществ природного и техногенного происхождения, окислов железа и марганца). В соответствии с этим для группы тяжёлых металлов было проведено дифференцированное определение наиболее существенных форм связи элементов с донными отложениями и в соответствии с преобладающим характером связи был определен ряд подвижности элементов [16]. По убыванию этого свойства металлы располагаются следующим образом:



Этот ряд может быть принят в качестве критерия подвижности токсикантов при многокритериальной оценке состояния и качества водных экосистем. Рассмотрим подробнее наиболее распространенные в поверхностных водах тяжёлые металлы.

2.2. Влияние ртути

Ртуть является рассеянным элементом, концентрирующимся в сульфидных рудах, лишь небольшое её количество находится в самородном виде. Основные источники антропогенного загрязнения окружающей среды ртутью: пирометаллургические процессы

получения металлов, сжигание органических видов топлива, сточные воды, производство цветных металлов, красок, фунгицидов и др. Наиболее опасным её соединением является метилртуть. Соединения ртути в больших объёмах попадают в водную среду. Ртуть активно аккумулируется планктонными организмами, являющимися пищей ракообразных, а последних поедают рыбы.

Принято считать, что уровень ртути в 20 мг/кг является для рыб летальным [17]. Ртуть обладает широким спектром токсических эффектов на теплокровных. Механизм её действия обусловлен блокадой аминных, сульфгидрильных и других активных групп молекул белка. Она способна включаться в транспортную РНК, нарушая тем самым биосинтез белков. Металлическая ртуть в принципе не оказывает существенного влияния на человека, поскольку в такой форме она не усваивается слизистыми оболочками кишечника и 98% её выводится. Однако особенностью многих организмов является способность синтезировать жирорастворимое соединение — метилртуть, которое практически полностью усваивается человеком, накапливается главным образом в мозге, почках, печени, селезенке, мускулах, костях и очень медленно выводится. Характерен пример с «болезнью Миномата». Первые случаи этого заболевания, выразившегося в нарушениях зрения, слуха, осязания, неврологических расстройствах были отмечены среди рыбаков на юге Японии еще в 1956 г. У новорожденных детей были зарегистрированы и врожденные пороки развития. Только в 1969 г. было доказано, что причина заболевания – метилртуть, которая поступала со стоками фабрики по производству азотных соединений и концентрировалась в морских организмах и рыбе, служившей пищей для населения.

2.3. Влияние свинца

В основном свинец концентрируется в таких минералах, как галенит, англезит, церуссит. Выбросы свинца в окружающую среду в результате деятельности человека весьма значительны. Основными источниками загрязнения биосферы этим элементом являются выхлопные газы двигателей внутреннего сгорания, высокотемпературные технологические процессы, добыча и переработка металлов. Концентрация свинца в природных водах обычно не превышает 10 мкг/л, что обусловлено его осаждением и комплексообразованием с органическими и неорганическими лигандами. Некоторые виды планктона обладают способностью концентрировать свинец в 12000 раз [17].

Свинец характеризуется широким спектром вызываемых им токсических эффектов на различных представителей биоты. В живые организмы соединения свинца попадают главным образом через органы дыхания и пищеварения, накапливаясь в костях, печени,

почках. Механизм его действия обусловлен ингибированием ферментов детоксикации ксенобиотиков, и, таким образом, воздействие свинца приводит к биохимическим сдвигам, в частности к нарушению функции ряда митохондриальных или цитозольных ферментов. Проявление токсического действия соединений свинца отмечено у гидробионтов в дозах 0.1-0.4 мг/кг. Хлорид свинца в концентрации 0.01 мг/л в воде убивает дафний через сутки, в то время как нитрат свинца оказывает тот же эффект при значительно большей концентрации – 5 мг/л [17]. Наиболее токсичными являются органические соединения – тетраэтил- и тетраметилсвинец. Некоторые виды рыб (радужная форель, минога, трёхиглая колюшка) могут служить удобным индикатором загрязнённости свинцом водной среды, т.к. реакция избегания проявляется у данных видов рыб уже при минимальных концентрациях этого поллютанта. Некоторые взрослые амфибии реагируют биохимическими изменениями (повышение уровня экскреции аминокислоты) при содержании свинца в пище при дозах выше 10 мг/кг.

2.4. Влияние кадмия

Кадмий относится к рассеянным элементам и содержится в виде примеси во многих минералах. Его средняя концентрация в природных водах - около 0.1 мкг/л. Основными источниками загрязнения окружающей среды этим элементом являются: производство цветных металлов, сжигание твердых отходов угля, сточные воды горнометаллургических комбинатов, производство минеральных удобрений, красителей и т.д. Антропогенная эмиссия кадмия в биосферу превышает природную в несколько раз. Кадмий легко аккумулируется многими организмами, в особенности бактериями и моллюсками, где уровни биоконцентрации достигают порядка нескольких тысяч. Наибольшее содержание его обнаруживается преимущественно в почках, жабрах и печени гидробионтов.

В пресноводной среде кадмий в основном поглощается за счет абсорбции или адсорбции непосредственно из воды, в то же время морские организмы, напротив, поглощают кадмий из пищи. В организме кадмий может легко взаимодействовать с другими металлами, особенно с кальцием и цинком, что влияет на выраженность его воздействия. Кадмий способен замещать кальций в кальмодулине, нарушая тем самым физиологические процессы регуляции поглощения кальция. Соединения кадмия влияют на активность некоторых ферментов и гормонов живых организмов, но в высоких концентрациях, особенно в сочетании с другими токсичными веществами, кадмий опасен. Он способен ингибировать ионный транспорт, индуцировать синтез металлотионеина.

Токсические эффекты кадмия широко варьируют в зависимости от вида, концентрации, ряда условий (температура среды) и наличия ионов других металлов. Установлено, что токсическому действию кадмия наиболее подвержены водные организмы эмбриональной стадии развития. Исследования на гольянах, а затем и на других видах рыб показали тератогенное действие соединений кадмия, выражающееся в разнообразных уродствах. Отмечались и поведенческие эффекты кадмия.

2.5. Влияние хрома

Хром относится к элементам с повсеместным распространением. Поступление хрома в окружающую среду происходит главным образом в результате антропогенной деятельности: использование хрома, сжигание угля, и, в меньшей степени, добыча руды и производство металлов. В растительных и живых организмах хром всегда присутствует (он входит в состав ДНК). Хром один из наименее токсичных тяжелых металлов и некоторые виды млекопитающих способны без видимых последствий переносить 100-200 кратное увеличение содержания этого элемента в организме. Большинство микроорганизмов способно аккумулировать хром. Токсичность этого элемента проявляется в подавлении роста и торможении метаболических процессов. Беспозвоночные (насекомые, многощетинковые черви, ракообразные) в целом более чувствительны к токсическим эффектам хрома, чем позвоночные животные. Вместе с тем и среди последних встречаются особо чувствительные виды, например, для лососевых рыб опасными представляются концентрации выше 0.02 мг/л [17]. Большинство из испытанных соединений шестивалентного хрома (но не трехвалентного) обладают выраженной генотоксичностью - вызывают генные мутации у бактерий и в культуре клеток млекопитающих. Соединения шести- и трехвалентного хрома участвуют в кроветворении, но в повышенных концентрациях обладают канцерогенными свойствами.

2.6. Влияние мышьяка

Мышьяк - металлоид (полуметалл) является ubicвитарно распространенным элементом. В поверхностных водах среднее содержание этого элемента - 0,01 мг/л. Антропогенные источники поступления мышьяка в окружающую среду - добыча и переработка мышьякосодержащих руд, пирометаллургия, сжигание природных видов топлива, а также производство и использование суперфосфатов, содержащих мышьяк ядохимикатов, препаратов и антисептиков. Метаболизм мышьяка чрезвычайно сложен и

существенно различен для органических и неорганических его соединений. Некоторые виды бактерий и грибов способны трансформировать арсениты в арсенаты и наоборот, а неорганические соединения мышьяка способны в анаэробных условиях подвергаться биометилированию и инкорпорироваться в липиды клеточных мембран. Ряд тропических водорослей таким образом обезвреживают мышьяк, в то время как для сходных водорослей из нетропических водоемов характерно токсическое действие. Последнее обусловлено высоким содержанием фосфатов в таких водах и вследствие этого неспособностью связывания с фосфолипидами, что приводит к накоплению продуктов метаболизма мышьяка в клеточных белках и гибели. Необходимо отметить, что во многих живых организмах происходит конверсия пентавалентного мышьяка в более токсичный трехвалентный, а выделение идет обычно в виде метилированных производных, в то время как органические соединения мышьяка элиминируются без превращения в неорганические или просто метилированные формы.

2.7. Влияние микроэлементов

К микроэлементам обычно относят химические элементы, имеющие крайне низкую миграционную способность, поэтому в природных водах, не подверженных антропогенному воздействию, их соединения встречаются в очень малых концентрациях. Микроэлементы входят в состав ряда соединений: ферментов, витаминов, гормонов, обладающих специфическими функциями, т.е. изменяющих прежде всего активность обменных процессов в организмах, причем различные микроэлементы по-разному влияют на физиологические функции. Доказана стимуляция обменных процессов в организмах малыми концентрациями микроэлементов (эффект Арндт-Шульца). Однако повышенное содержание микроэлементов в тканях и органах оказывает токсическое воздействие на живые организмы.

Так, например, соединения алюминия имеют большое значение для развития диатомовых водорослей. Вместе с тем, осаждаясь в форме гидроксида на жабрах рыб, алюминий вызывает дисфункцию их работы, следствием этого является снижение снабжения кислородом крови и нарушение в ней баланса солей.

Никель ускоряет процесс кроветворения.

Ванадий принимает участие в фотосинтезе и играет роль катализатора окислительно-восстановительных процессов в организмах высших животных, в то же время повышенное содержание ванадия в питьевой воде вредно для здоровья человека.

Соединения кобальта тоже выполняют разнообразные биологические функции: влияют на обмен веществ, процессы кроветворения, рост живых организмов, однако в повышенных содержаниях кобальт токсичен.

К числу наиболее биологически активных микроэлементов относится медь, соединения которой влияют на изотопный обмен, усвоение азота растениями, участвуют в процессах фотосинтеза и синтеза хлорофилла, тканевого дыхания и кроветворения. Вместе с тем избыточные концентрации меди оказывают неблагоприятное воздействие на растительные и животные организмы.

Соединения молибдена в малых количествах принимают участие в синтезе белков растениями. При повышенном содержании молибдена в тканях и органах животных возникает хронический молибденовый токсикоз, который ведет к медной недостаточности и нарушению обмена фосфора в костной ткани.

Цинк участвует в окислительно-восстановительных процессах растительных организмов, однако в повышенных концентрациях многие соединения цинка, прежде всего его сульфат и хлорид, токсичны.

2.8. Влияние пестицидов

Хлорированные (например, ДДТ, линдан, кепон, алдрин и др.) или Hg-, As-, Pb-содержащие пестициды относятся к весьма стабильным. Это означает, что они очень медленно разрушаются (или даже совсем не разрушаются) под действием солнечных лучей или бактерий. Устойчивые пестициды сохраняются в среде более 75 недель. Период полураспада у ДДТ составляет примерно 20 лет, а такие элементы как ртуть и мышьяк циркулируют по экосистемам или оказываются захороненными в иле. Для подавляющего большинства известных пестицидов действует эффект биологического усиления. Кроме того, отмечено, что ввиду высокой способности к биоаккумуляции и низкой степени разложения, они могут оказывать неблагоприятное влияние на организмы всех трофических уровней, особенно на обладающих высокой чувствительностью первичных продуцентов. Известно, что водоросль кладофора за 3 дня извлекает из воды столько ДДТ, что его концентрация увеличивается при этом в 3000 раз [17]. Для уничтожения комаров на одном из калифорнийских озер применяли ДДТ. После обработки акватории концентрация ДДТ в воде составила 0.02 ppm (частей/миллион), в планктоне - 10, в планктоноядных рыбах - 900, в хищных рыбах - 2700, а в птицах, питающихся рыбой - 2100 ppm, т.е. содержание ДДТ в тканях птиц, не подвергавшихся непосредственно воздействию инсектицида почти в 100 тысяч раз превышала его концентрацию в воде [17].

Немецкие ученые Датмен и Хейс приводят следующий расчет, в основе которого лежит простое правило, согласно которому в каждом последующем звене пищевой цепи содержание ДДТ увеличивается в 10 раз: ил - $\times 1$, водные растения - $\times 10$, дафнии и другие рачки - $\times 100$, мелкие рыбы - $\times 1000$, хищные рыбы - $\times 10000$. Простая классификация пестицидов для определения их безопасности представлена в таблице 3 [17].

Таблица 3. Показатели, характеризующие относительную токсичность, устойчивость и биоаккумуляцию некоторых пестицидов [17]

Наименование	Токсичность для рыб	Устойчивость	Биоаккумуляция
Хлорированные пестициды			
ДДТ	3.7	4.0	4.0
Алдрин	3.9	4.0	3.1
Диэлдрин	3.9	4.0	3.0
Эндрин	4.0	4.0	2.8
Линдан	3.4	4.0	1.5
Фосфорсодержащие пестициды			
Дихлофос	2.7	1.3	1.0
Дисульфотон	3.3	1.1	1.0
Паратион	3.3	1.3	1.0
Форат	3.7	1.1	1.0
Карбаматы			
Карбарил	2.4	1.1	1.0
Карбофуран	2.9	1.4	1.0
Триазины			
Артразин	2.0	3.6	1.0
Прометон	2.5	4.0	1.0
Пестициды на основе органических кислот			
2,4,5-Т	2.8	1.4	1.0
2,4-D	1.4	1.1	1.0

В таблице 3 степень токсичности пестицида основана на показателе LD50; на устойчивость пестицида в окружающей среде указывает время, в течение которого он сохраняется; биоаккумуляцию характеризует накопление пестицида в живых организмах. По шкале от 1 до 4 максимальная оценка соответствует наибольшей токсичности, или стабильности, или наиболее выраженной способности к аккумуляции.

2.9. Влияние полициклических ароматических углеводородов

Соединения группы ПАУ встречаются практически во всех сферах окружающей среды. Синтетические загрязняющие вещества в отличие от тяжелых металлов определяются как специфические, т.е. чуждые природному геохимическому фону. Индикаторное значение для всех ПАУ имеет бенз(а)пирен. Источники антропогенного загрязнения среды ПАУ следующие: промышленные выбросы от коксохимических, металлургических, нефтеперерабатывающих и иных производств, а также отопительных систем и предприятий теплоэнергетики. Источниками поступления ПАУ в окружающую среду также являются автомобильный, водный транспорт и авиация. Поскольку в нефти содержание бенз(а)пирена колеблется в очень широких пределах (от 250 до 8050 мкг/кг), то весьма актуальной представляется проблема загрязнения среды сырой нефтью в результате её добычи и транспортировки [14]. Разлитую нефть часто пытаются растворить детергентами, и это приводит к катастрофическим последствиям для водных организмов, т.к. детергенты делают нефть более токсичной. Смесь нефти с детергентом налипает на жабры рыб, которые не смачиваются нефтью в отсутствие детергента, который, помимо этого, позволяет нефти проникать глубоко в песок, приводя к гибели обитающих там организмов. Результаты исследований моллюсков, обитающих в загрязненных нефтью водах, свидетельствуют о необычайно высокой частоте гемобластозов, опухолей гонад и жабр.

В водной среде транслокация ПАУ включает в себя перераспределение между отдельными объектами (вода, планктон, донные отложения и др.), их аккумуляцию и распространение с водой. Часто ПАУ в растворенном состоянии переносится на значительные расстояния. Большая же часть сорбированных на средне- и крупнодисперсных частицах ПАУ оседает на дно, формируя уровень загрязнения донных отложений, и поступает в растения. Концентрация бенз(а)пирена в воде существенно ниже, чем в донных отложениях. Поступившие в растения и фитопланктон ПАУ могут аккумулироваться в них и попадать в другие водные организмы, прежде всего рыб, являющихся верхними звеньями трофической цепи. Причем среди рыб, у которых бенз(а)пирен подвергается достаточно интенсивному метаболизму за счет деятельности ферментов систем окислительной детоксикации, накопление бенз(а)пирена в организме происходит в случае высокого его содержания в воде. Здесь необходимо отметить, что рыбы, ведущие придонный образ питания и рыбы со значительным содержанием липидов, в большей степени аккумулируют ПАУ. Моллюски, за счет того, что в них не происходит (или происходит очень медленно) метаболизм бенз(а)пирена, также способны его накапливать в своем организме. В воде окислительная деградация ПАУ протекает под

действием УФ-излучения, микрофлоры водоема, а также под влиянием других химических соединений, поступающих в водоем.

Установлено, что в малых концентрациях ПАУ обладают способностью усиливать рост и размножение ряда водорослей, но в больших концентрациях ПАУ оказывают мутагенное действие. Кроме того, бенз(а)пирен обладает эмбриотоксическим и тератогенным эффектами и способностью индуцировать системы микросомного окисления. Принимая во внимание убиквитарность соединений этой группы химических веществ в окружающей среде, их способность к аккумуляции, присутствие в различных звеньях трофической цепи, а также многообразие вызываемых биологических эффектов, ПАУ следует относить к наиболее приоритетным экологически опасным факторам.

3. Методические аспекты оценки опасности токсикантов для гидробионтов

Оценка степени загрязнения водоемов должна опираться на принципы экологического нормирования допустимых воздействий на водные экосистемы. Необходимо помнить, что экологическое нормирование далеко не исчерпывается установлением научно-обоснованных ПДК, но и предполагает определение допустимой нагрузки загрязняющих веществ не только и даже не столько на отдельные виды организмов и их популяции, сколько на их сообщества, экосистемы, регионы. При этом подразумевается также установление допустимой интенсивности поступления загрязняющих веществ в окружающую среду. При экологическом нормировании не только применяются иные методы расчета ПДК, чем при обоснованиях санитарно-гигиенических норм, но и за основу берутся совершенно иные исходные посылки. Если при санитарно-гигиеническом подходе к определению норм исходят из недопущения никакого вредного воздействия и никакого ущерба даже по отношению к отдельному организму, то при экологическом нормировании потеря отдельной особи не считается опасной при условии сохранения равновесного состояния экосистемы, её продуктивности.

Для каждой экосистемы должны быть выбраны соответственные критерии загрязнения природной среды, зависящие от экологического резерва данной экосистемы, экологических (и экономических) возможностей региона. В условиях загрязнения нормальное функционирование водной экосистемы возможно лишь при непревышении предельно допустимой экологической нагрузки (ПДЭН). В качестве ПДЭН рекомендуется выбирать биологически допустимый (толерантный) для гидробионтов диапазон концентраций токсикантов в воде, в пределах которого организмы, их популяции и сообщества располагают возможностями оптимальной реализации своих

физиологических, экологических и других функций. Критическими считаются такие концентрации загрязняющих веществ, при которых даже небольшое дополнительное воздействие может привести к необратимому изменению биологического процесса, выбранного в качестве экологической «мишени» [9].

В настоящее время обоснован биогеохимический подход к разработке ПДК загрязняющих веществ на основе экологических «мишеней». При этом токсичной (ингибирующей) концентрацией считается такая концентрация загрязняющего вещества, при которой относительные (по сравнению с контролем) значения роста (плодовитости, скорости деления клеток, скорости фотосинтеза и др.) достоверно снижаются более чем на 50 % от соответствующих показателей в контрольном варианте в опытах длительностью не менее 2-4 суток. К пороговым относятся концентрации, которые изменяют аналогичные показатели в пределах до 50 %, в хронических опытах, длительность которых соизмерима с продолжительностью жизненного цикла. Максимально недействующей (подпороговой) концентрацией (МКН) принимается концентрация, при которой основные показатели жизнедеятельности организмов в хронических опытах отклоняются не более, чем на 25 % от контроля [9].

Наиболее явное проявление токсичности загрязняющих веществ - гибель живых организмов. Лабораторные опыты по определению летальных дозировок (ЛД) дают возможность в общих чертах предположить степень истребительного воздействия этих токсикантов на живые организмы в природной среде. Показатель ЛД характеризует возможность острого отравления гидробионтов при однократном поступлении препарата в их организм и выражается в миллиграммах препарата на килограмм веса тела. Поскольку такая ситуация реализуется в природной среде крайне редко, то для выявления возможности отравления живых организмов в результате продолжительного воздействия токсического вещества, а также трофическим путем определяется показатель ЛК_р (LC_p) – это летальная концентрация, вызывающая токсический эффект с вероятностью «р» (например, минимальная токсическая концентрация ЛК_{min}, средняя летальная концентрация – ЛК₅₀ и т.д.). Этот показатель более удобен для характеристики токсичности поллютанта для гидробионтов, т.к. дает возможность сравнивать данные опытов с реальной загрязненностью природной среды [18]. Показатель ЛК_р выражается в миллиграммах препарата, содержащегося в литре воды, либо в миллиграммах препарата на килограмм веса корма.

Действие поллютанта может проявляться не только в острой токсичности, но и в хронической, связанной с длительным поступлением малых доз токсиканта в организм гидробионтов. Хронический эффект загрязняющих веществ обуславливается прежде всего

их стойкостью. Широко известны отдаленные последствия сохранения в среде наиболее персистентных хлорорганических пестицидов. В связи с этим большое внимание уделяется изучению веществ, обладающих способностью к материальной кумуляции - накоплению токсиканта в тканях живых организмов, определяющему его распространение по трофическим цепям, что создает угрозу для консументов высших порядков. Не менее важно исследовать токсиканты, которым свойственна функциональная кумуляция, выражающаяся в накоплении токсического эффекта в отношении различных систем органов. Особенно опасно хроническое действие токсикантов, обладающих эмбриотропным и гонадотропным действием, огромное значение этих эффектов для популяции зачастую выявляется только через несколько поколений. За показатель хронической токсичности принимается обычно процент особей, погибших после длительного воздействия малых доз отравляющего вещества, а также плодовитость организмов.

Однако помимо оценки летальной токсичности загрязняющих веществ необходимо выявить и его кумулятивные свойства. Для оценки величины аккумуляции веществ в гидробионтах обычно используют коэффициент накопления, рассчитываемый как отношение удельной концентрации вещества в тканях или органах гидробионтов к удельной концентрации в воде водного объекта. Так, коэффициент накопления в дафниях бенз(а)пирена составляет 13000, ДДТ - 23000, метилртути – 4000 [5]. Для иллюстрации в таблице 4 приведены усреднённые показатели коэффициентов накопления [19].

Таблица 4. Усреднённые показатели коэффициентов накопления некоторых элементов в гидробионтах Ладожской водной системы [19]

Элемент	Рыбы	Водные растения	Личинки хирономид
Железо	120	10360	2830
Марганец	320	65670	5110
Цинк	1030	870	1780
Цирконий	1930	1420	8250
Никель	330	650	1000
Кобальт	3600	1730	5650
Стронций	380	460	1200
Свинец	2190	570	2050
Хром	980	2140	3280
Молибден	500	1190	2130

Ванадий	1100	960	10000
Медь	110	270	150
Титан	220	3280	5000

Ярким примером биоаккумуляции является следующий. Длительное загрязнение озера Онтарио химическими отходами привело к накоплению токсических веществ в рыбе в таких количествах, когда одна порция лосося содержала их количество, эквивалентное тому, которое человек получил бы с питьевой водой из этого озера за 10000 лет.

Наиболее важным показателем воздействия токсикантов на гидробионтов является их влияние на воспроизводительную способность, в первую очередь определяющую состояние популяции в природе. Это влияние характеризуется показателем $S_{СВП}$ – это концентрация токсиканта, снижающая воспроизводство потомства. Показатель $S_{СВП}$, в отличие от показателя гибели особей, занимает ведущее место в оценке токсического воздействия, например, хлорорганических пестицидов и карбонатов на живые организмы, поскольку вследствие функциональных изменений ферментативных систем организма под действием этих пестицидов происходят глубокие нарушения в репродуктивных процессах.

Из других показателей используют такие, как изменение веса и развития, скорости фотосинтеза и процесса деления клеток, а также пищевых рефлексов и поведения как подопытных особей, так и их потомства. Большое значение имеет воздействие токсикантов на пищевые рефлексы организмов, т.к. некоторые пестициды (например, дилдрин) тормозят пищевые рефлексы так, что при определенном уровне содержания их в мозге живые организмы перестают питаться.

Все эти показатели, характеризующие какие-либо изменения в жизнедеятельности живых организмов, можно свести к одному $ЭК_p$ ($ЕС_p$) - это эффективная концентрация, вызывающая токсический эффект с вероятностью «р».

Побочный эффект поступления токсикантов в водную среду может быть своевременно выявлен только в результате исследований, проводимых на различных уровнях организации живой материи: клеточном, организменном, популяционном и биогеоценоотическом. Изучение влияния токсических веществ на первые два уровня проводится почти исключительно в условиях лабораторных экспериментов. В природных условиях токсиканты, загрязняя среду обитания гидробионтов, проникают в их организмы, как правило, в течение длительного времени, определяемого периодом сохранения веществ в окружающей среде, и одновременно разнообразными, нередко

всеми возможными путями (с пищей, через дыхательные пути, кожные покровы). Следует также учитывать, что в природе влияние токсикантов на живые организмы определяется не только их непосредственными контактами, но и изменениями условий существования гидробионтов под воздействием загрязняющих веществ (численность кормовых организмов, хищников, паразитов, конкурентов в пище и т.д.). Влияние токсикантов на более высокие уровни организации живой материи можно выявить только в природных условиях, поскольку моделирование популяционных систем в лаборатории представляется весьма сложным.

Воздействие токсиканта в отношении популяций живых организмов определяется множеством взаимодействующих в природе факторов и особенностями биогеоценозов. Степень воздействия загрязняющего вещества на биогеоценоз в большой мере зависит от его устойчивости, в основе которой лежит многообразие и сложность биоценологических связей. Поскольку особенности природных комплексов определяются их ландшафтно-зональной приуроченностью, специфика побочного действия токсикантов должна выявляться на основании исследований сравнительно-зонального характера, в то же время реакция биоценоза на токсикант может измениться при наличии других загрязнителей. В связи с этим важное место в настоящее время в цепи исследований по оценке вредного воздействия токсикантов занимает определение уровней фоновых загрязнений водных объектов.

Таким образом, изучение действия загрязняющих веществ охватывает широкий диапазон показателей, характеризующих действие токсиканта от небольших отклонений физиологического и биохимического характера в организме, выявляемых в условиях лаборатории, до изменений, возникающих в популяциях, которые исследуются в природе. Но исследования по выявлению степени опасности загрязнения природной среды токсикантами не должны ограничиваться популяционным уровнем. Единовременная гибель организмов от остро действующих ядов или хроническое действие пестицидов, приводящие в ряде случаев к истощению популяций различных видов живых организмов, могут вызвать глубокие изменения в биогеоценозе. Эти изменения возникают в результате нарушения трофических и топических взаимосвязей в природе.

4. Теоретические основы моделирования

Моделирование - это метод опосредованного практического и теоретического оперирования объектом, при котором исследуется непосредственно не сам интересующий объект, а используется вспомогательная искусственная или естественная система

(модель), соответствующая свойствам реального объекта [20]. 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 [21]. Именно возможность получения новой информации и позволяет отнести какую-либо разработку к классу моделей.

Моделирование в научных исследованиях стало применяться еще в древности и постепенно захватывало все новые области знаний: техническое конструирование, строительство и архитектуру, астрономию, физику, химию, биологию и, наконец, общественные науки. Большие успехи и признание метода моделирования практически во всех отраслях современной науки принес XX в. Однако методология моделирования длительное время развивалась отдельными науками, и в силу этого отсутствовала единая система понятий, единая терминология. Лишь постепенно стала осознаваться роль моделирования как универсального метода научного познания.

Процесс моделирования – это последовательность трех стадий [21]:

- 1) изучение параметров реальной системы и построение на этой основе ее модели;
- 2) исследование модели; 3) экстраполяция изученных свойств модели на её оригинал.

Возможны различные классификации моделей [21]:

1. По принципу построения:
 - 1.1. структурные модели;
 - 1.2. функциональные модели;
2. по целевой нагрузке:
 - 2.1. прогностическими модели;
 - 2.2. эвристическими модели;
3. по «вещественной реализации»:
 - 3.1. концептуальные (понятийные) модели;
 - 3.2. физическое модели;
 - 3.3. математическое модели.

Структурное моделирование предполагает аналогию внутренней организации модели и оригинала. Функциональное моделирование – имитация способа поведения оригинала, оно применяется в тех случаях, когда оригинал – сложная динамическая система. Пример функционирования системы – обмен веществ и энергии в биогеоценозах.

Модели могут быть прогностическими и эвристическими. Прогностическая модель используется, когда сущность явления известна, но нужна количественная оценка тех или иных воздействий. Например, влияние на продуктивность луга динамики влажности

почвы. Эвристические модели создаются при исследовании качественно нового явления, сущность которого еще не ясна. Пример – активность биологических процессов в почвенном горизонте, генезис которого не ясен. Оба типа моделей могут быть как материальными системами, так и математическими конструкциями.

Концептуальное моделирование – в том числе знаковое, состоит в мысленном представлении или графическом изображении явлений или объектов. Это наиболее общий вид моделирования, позволяющий охватить основные связи, определить структуру изучаемого явления или объекта. Результатом служат схемы, диаграммы, карты и т.д. Оно может служить начальным этапом для физического или математического моделирования. Последнее объединяет весьма широкий спектр методов исследования с применением математического аппарата. Наиболее разработаны детерминированный и стохастический методы. Детерминированный – с помощью интегральных и дифференциальных уравнений описывается физическая сущность явлений (модели массо- и энергообмена, переноса тепла, влаги, веществ). Стохастический учитывает вероятностный характер изучаемых явлений, при этом их сущность не вскрывается, а отражаются наблюдаемые результаты взаимосвязей путем обработки больших массивов данных. Эти модели хорошо работают только в пределах исследованного диапазона условий [21].

В природных системах связи между компонентами, и особенно ответные реакции систем на внешние воздействия скрыты от непосредственного наблюдения. В наибольшей мере это относится к водным экосистемам. Мы можем измерять лишь значения компонентов в какие-то моменты времени, можем даже регистрировать непрерывное изменение параметров системы. Но мы не можем измерять интенсивности обмена веществом и энергией между компонентами модели. Нашему наблюдению доступны лишь результаты взаимодействий между компонентами, проявляющиеся в изменениях величин компонентов природных систем. Таким образом, существует объективная необходимость в установлении связей и соотношений между компонентами, интенсивностей процессов обмена между компонентами. Это вызывает необходимость использования моделей для параметризации связей и соотношений.

Разновидностью математического моделирования является информационное моделирование: создание информационно-поисковых систем, ГИС, т.е. сбор, хранение и обработка информации с применением ЭВМ. Частным случаем информационного моделирования является картографическое моделирование. Даже бумажная карта является полноценной моделью земной поверхности. Ценность карт как моделей неизмеримо возрастает при переходе к электронным картам и использовании ГИС. Здесь моделирование отнюдь не исчерпывается выбором наиболее действенных

картографических средств для представления экологической информации. ГИС позволяют проводить пространственный анализ данных, выявлять особенности пространственного расположения объектов, выполнять оверлейные операции с генерацией новых объектов и т.д.

С информационным моделированием тесно связано моделирование состояния объектов. Объекты - природные экосистемы, агросистемы, населенные пункты и т.д. характеризуются значительным перечнем своих характеристик [21]. Экологическое состояние объекта (или трофический уровень водоема, степень комфортности проживания и т.п.) зависит от всей совокупности характеристик объекта. Поэтому для адекватного определения экологического состояния применяются методы теории многокритериального оценивания, теории нечетких множеств и т.д. Для компьютерного моделирования требуется, чтобы исходная информация хранилась в строго формализованных структурах. Для этого наилучшим образом подходят базы данных и ГИС.

Одним из способов моделирования состояния сложных объектов является метод сводных показателей. Он позволяет производить свертку многих оценок объекта по различным характеристикам в одну обобщающую сводную оценку. Данный метод применим для оценки любых многопараметрических объектов: сложных технических систем, вариантов управленческих решений, мнений отдельных экспертов и экспертных комитетов, финансовых и экономических проектов и т.д. Многие десятилетия разработка методов и моделей принятия многокритериальных решений в условиях неопределенности осуществлялась для оборонных нужд, в частности для выбора оптимальных образцов военной техники.

На экосистемы и население время от времени крайне негативные явления оказывают природные и техногенные катастрофы. Они случаются относительно редко, но имеют очень серьезные последствия. В большинстве случаев невозможно предсказать время катастрофы (техногенные аварии вообще не должны происходить!). При этом степень ущерба может различаться в зависимости от совокупности факторов, например, направления и силы ветра, уровня воды и расхода и т.д. Мы не можем рассчитать, когда произойдет катастрофа и каковы в этот момент будут метеорологические, гидрологические и иные условия, влияющие на величину ущерба. Однако, если мы знаем вероятности событий, законы распределения случайных величин или можем достаточно точно их определить, то к нашим услугам метод статистического моделирования случайных процессов (метод Монте-Карло). Он позволяет «использовать случайность против случайности». При помощи генератора случайных чисел определяется, произошла

или нет катастрофа или техногенная авария, каковы при этом были природные условия и т.п. В результате получается один экземпляр («реализация») случайного процесса со случайным ходом и исходом. Сама по себе одна такая реализация не дает важных результатов, но, получив множество таких реализаций, мы обрабатываем его как обычный статистический материал (отсюда и термин «статистическое моделирование»), находим средние характеристики, относящиеся к большому числу реализаций. Например, необходимо определить экологический ущерб за время эксплуатации какого-либо предприятия, на котором случаются аварийные выбросы, или ущерб из-за поступления нефти в море при авариях танкеров. Статистическое моделирование (метод Монте-Карло) не позволяет оценить риск одной транспортной операции, но позволяет оценить ущерб, ожидаемый за достаточно большое количество транспортных операций. Статистическое моделирование имеет смысл только в том случае, когда количество транспортных операций и общая протяженность плаваний достаточно велика для того, чтобы оценка риска или числа аварий на определенное количество транспортных операций по результатам расчетов стабилизировалась и практически не изменялась при увеличении числа модельных расчетов. Статистическое моделирование не может предсказать, что «в пятницу такого-то числа произойдет авария», но может предсказать, что за весь период эксплуатации такого-то месторождения и транспортировки нефти танкерами такого-то типа ожидается столько-то аварий с поступлением в окружающую среду такого-то количества нефти с соответствующей величиной экологического ущерба [21].

Модель может дать объяснение и предсказание поведения природной системы, помочь при планировании хозяйственных мероприятий и оценить эффекты антропогенных воздействий. При антропогенном воздействии на экосистему или ее целенаправленном преобразовании модель служит в качестве инструмента, обеспечивающего оптимальное управление функционированием и развитием экосистемы. Система (греч. – соединенное, составленное из частей) – совокупность элементов, определенным образом связанных между собой и образующих некоторую целостность. Элемент – любой объект, который может сам иметь весьма сложное строение, связанный с другими объектами в единый комплекс, систему. Структура – связь между элементами системы. В современной науке под системами обычно понимаются определенного рода сложные объекты, которые характеризуются не только множественностью, но и разнотипностью, качественными различиями образующих их элементов и связей. Подобные объекты и называются сложными системами. Системность всегда связана с определенной формой организованности, которая является свойством объекта как целого, она не присуща отдельным его элементам, например, жизнь организма. Можно дать

следующее определение системы, подчеркивающее ее структурный характер: система – это множество составляющих ее элементов со связями (отношениями) между ними, подчиняющимися некоторым законам композиции. Природные системы являются сложными системами, в них организованность целостного объекта выражается, в частности, в иерархичности его строения, в наличии у него нескольких уровней организации, находящихся в отношениях последовательного подчинения [21].

Особую проблему в моделировании экологических систем и явлений представляет принцип эмерджентности, т. е. учет появления нового интегративного свойства системы, несводимого к свойствам подсистем. Учитывая, что экосистемы управляются не всеми, а ключевыми, эмерджентными факторами, их обнаружение и учет является обязательным при практической реализации экологических моделей. Выявление этих связей есть необходимое условие исследования объекта как системы. Системология – теория сложных систем, наука, исследующая некоторые общие черты всех сложных систем независимо от их конкретного содержания [21].

5. Имитационное моделирование

Имитационное моделирование является частным случаем математического, оно характеризуется достаточно полным и сложным отражением структуры и взаимосвязи элементов реальной системы. Данные модели обычно бывают настолько сложными, что нуждаются в численных методах компьютерной обработки. Сам процесс математического моделирования подразделяется на 4 этапа:

1. Качественный анализ – основа любого объективного моделирования. На данном этапе формируются задачи, и выбирается вид модели. В ходе качественного анализа определяются основные внутренние компоненты и внешние факторы, величины и взаимосвязи между ними, которые необходимо отразить в создаваемой модели. Выбранные для включения в модель параметры должны иметь возможность получать количественные значения.

2. Математическая реализация логической структуры модели. Этот этап заключается в построении теоретических концепций с применением строгого математического аппарата. Имитационное моделирование требует строго формального описания системы: необходимо перевести в формульные зависимости алгоритмы функционирования и взаимодействия элементов системы. Эти алгоритмы представляются в виде системы уравнений, а в дальнейшем реализуются на определённом языке программирования. Имитационная модель позволяет достаточно полно отразить

особенности реальной системы. Такие модели обычно имеют модульную структуру, что позволяет изменять модель с учетом пополнения и изменения наших знаний об изучаемом объекте. Конкретные имитационные модели представляют собой компьютерные программы.

3. Верификация модели – проверка соответствия модели оригиналу. На этом этапе необходимо удостовериться, что модель адекватно воспроизводит особенности изучаемого объекта. Для этого может быть проведена эмпирическая проверка – сравнение рассчитанных данных с результатом реальных наблюдений за оригиналом. Модель признается качественной, в случае, если прогнозы оправдываются. При отсутствии эмпирических данных верификация проходит на основе теоретических представлений об исследуемом объекте. В рамках данного этапа также проводится оценка чувствительности модели, т.е. ответ на вопрос, как изменяются выводы, полученные из модели, при варьировании используемых констант, изменении вида связи между переменными. Анализ на чувствительность позволяет оценить качество модели с точки зрения её внутренней структуры и определить те взаимосвязи, которые нуждаются в уточнении.

4. Изучение модели, экспериментирование с моделью, и интерпретация полученной с помощью модели информации. Основная цель этого этапа заключается в выявлении новых закономерностей и исследование возможностей оптимизации структуры и управление поведением моделируемой системы, а также пригодность полученной модели для прогнозирования. При существенном расхождении результатов моделирования с реальностью модель необходимо отвергнуть или кардинально усовершенствовать. При согласованности результатов модель используют для прогноза, вводя в неё различные исходные параметры [22].

При создании имитационной модели приходится решать следующие задачи:

1. Формулировка задачи и выбор структуры модели;
2. Выбор существенных переменных и их агрегирование (например, различные виды организмов фитопланктона сводятся в экологически однородные группы);
3. Выбор способов учета внешних воздействий;
4. Выбор способов отражения пространственной структуры;
5. Способы моделирования трансформации (массообмена) между компонентами модели;
6. Выделение факторов, лимитирующих первичную продукцию в модели (это особенно важно для моделей водных экосистем);
7. Выбор способов описания метаболизма в экосистеме;

8. Проверка адекватности модели оригиналу.

Последняя проблема подразумевает процедуры идентификации и верификации. Идентификация означает подбор параметров объекта и коэффициентов в формализованных взаимосвязях и зависимостях, характерных именно для данной экосистемы. Далее они корректируются в процессе подгонки поведения модели к результатам полевых исследований. Далее производится верификация – проверка модели при неизменных параметрах на независимом материале (данных полевых исследований за другой период). Разумеется, внешние экологические факторы (временной ход температуры и т.д.) при идентификации и верификации различны.

В имитационном моделировании применяется детерминистский подход: все имитируемые процессы реализуются в виде строгих математических зависимостей. Однако и здесь стохастический подход присутствует в неявном виде, т.к. большинство процессов, происходящих в системе «биоценоз-биотоп» формализуются на основании эмпирических данных и лабораторных экспериментов, а уравнения регрессии представляют собой результат осреднения данных, например, методом наименьших квадратов. При этом зачастую в научной литературе приводятся только уравнения регрессии без указания доверительных интервалов. При построении модели эти уравнения регрессии формализуются в качестве детерминированных зависимостей. Чисто теоретически при имитации каждого процесса можно применять следующую «вилку»: задавать зависимость не только на основании уравнения регрессии, но и верхней и нижней границы его доверительного интервала. Однако такой подход представляется трудно осуществимым даже при наличии исчерпывающей информации о доверительных интервалах уравнений регрессии, т.к. количество зависимостей в модели может исчисляться десятками, сотнями и даже тысячами. Поэтому проверка влияния изменения каждого уравнения регрессии в пределах границ его доверительного интервала на поведение модели экосистемы выльется в необходимость выполнения сотен и тысяч численных экспериментов.

Возможно присутствие в имитационных моделях стохастических блоков. Также бывает необходимым совмещение имитационной модели и статистической модели случайных событий, основанной на методе Монте-Карло. Так, результаты статистического моделирования необходимы для имитации эффектов техногенных аварий: аварийных сбросов в водные объекты и выбросов в атмосферу; загрязнения окружающей среды из-за разрывов нефте- и газопроводов; аварий с судами, перевозящими нефть, нефтепродукты или газовый конденсат и т.д. В этом случае полученный объём поступающего в экосистему загрязняющего вещества служит в

качестве внешнего фактора модели. Также статистическое моделирование может задавать метеорологические и гидрологические условия в момент аварии.

По определению Н.Н. Моисеева и Г.С. Розенберга *имитационная модель* - это модель, созданная на пределе коллективных знаний о природной системе, отражающая современный уровень развития целого комплекса естественных наук [7]. При этом необходимо отметить разную степень достоверности информации и зависимостей, положенных в основу различных блоков модели. Если в одних из них формализованы давно известные законы природы, то в других формализованные взаимосвязи могут носить проблемный характер. Модели обычно формулируются в виде систем дифференциальных уравнений или уравнений в частных производных. По мнению Розенберга «собственно имитационной можно считать математическую модель, построенную по блочному принципу и реализованную на ЭВМ». Имитационную модель, в которой определены все параметры и коэффициенты по результатам исследования конкретной экосистемы, называют «портретной» моделью данного объекта [7].

При создании имитационных моделей экологических систем следует учитывать определённые принципы системологии.

Принцип иерархической организации (интегративных уровней) позволяет объяснять свойства систем некоторого уровня из свойств и связей систем нижестоящего уровня. При каждом «восхождении» на следующий уровень система предшествующего уровня становится элементом системы вышележащего уровня. При этом отнюдь не все свойства нижнего уровня переходят верхнему уровню, они относительно независимы друг от друга. В противном случае, например, биология не могла бы развиваться без создания законченной теории элементарных частиц. Этот принцип используется при построении моделей как современный аналог принципа «бритвы Оккама». В 14 веке английский философ Уильям Оккам провозгласил: «Не следует делать посредством большего то, чего можно достигнуть посредством меньшего» (принцип простоты, принцип бережливости, принцип лаконичности мышления). То есть если какое-то явление можно объяснить (в нашем случае – моделировать) при помощи известных законов природы, то не следует придумывать новую гипотезу (зависимость).

Принцип контринтуитивного поведения. Его сформулировал Форрестер в 1974-78 гг. Наша интуиция воспитана на общении с простыми системами, где связи элементов практически всегда удается проследить «от начала до конца». Контринтуитивное поведение сложной системы состоит в том, что она реагирует на воздействия совсем иным образом, чем это нами интуитивно ожидалось. Принцип контринтуитивного поведения приводит нас к выводу о том, что нельзя дать удовлетворительный прогноз о поведении

сложной системы исходя только из опыта исследователя и его интуиции. Сложные системы реагируют на воздействия иным образом, чем это ожидает исследователь. Однако постепенно у исследователя формируется качественно новая интуиция, которая помогает ему при работе с моделью. Говорить об имитационной модели можно только в тех случаях, когда поведение системы нельзя предсказать заранее. В этом состоит отличие имитации от просто расчетов на компьютере.

Принцип множественности моделей. Для объяснения и предсказания структуры и (или) поведения сложной системы возможно построение нескольких моделей. Даже в современной физике существует несколько теорий квантовой физики. Фейнман (крупнейший физик-теоретик 20-го века) говорил: «Каждый приличный физик-теоретик знает 6 или 7 теоретических обоснований одних и тех же фактов. Он знает, что они эквивалентны и что никто и никогда не сможет решить, оставаясь на этом же уровне знания, какая из этих теорий верна, но он помнит о них всех, надеясь, что это подскажет ему разные идеи для будущих догадок». Различные научные школы часто изучают одни и те же экосистемы с помощью различных моделей, и наоборот, часто испытывают одну и ту же модель в тропических и арктических условиях при различных антропогенных воздействиях.

Принцип осуществимости составляет основу теории осуществимости, развитой трудами Флейшмана и позволяет отличить модели сложных систем от обычных математических моделей. Системология рассматривает такие модели, которые требуют кроме указания необходимых и достаточных условий существования решения дополнительно указания алгоритма нахождения этого решения, при этом такой алгоритм должен быть осуществим, то есть решение может быть найдено с заданной вероятностью и точностью за заданное время.

Принцип несовместимости связывает обратной зависимостью сложность системы и точность, с которой ее можно анализировать. Возможна и такая формулировка: чем глубже анализируется реальная сложная система, тем менее определенны наши суждения о её поведении в будущем. Модель, построенная исследователем, с одной стороны должна быть простой в математическом отношении, чтобы её можно было программировать и использовать имеющимися средствами, с другой стороны, в результате всех упрощений она не должна утратить и «рациональное зерно», существо проблемы. Принцип несовместимости накладывает ограничения на возможности количественного анализа явления. Чем глубже анализируется реальная система, тем менее определенны наши суждения о её поведении. По традиции научного мышления понимание явления отождествляется с возможностью количественного анализа. Принцип несовместимости

накладывает ограничения на эти возможности. Таким образом, исследователь постоянно находится между Сциллой усложненности и Харибдой недостоверности.

Принципы системности. Их необходимо соблюдать на этапе построения имитационных моделей систем. Требование *непротиворечивости* критериев исследования запрещает навязывать противоречивые условия имитации процесса в модели (например, однородность процесса в одном случае, и его же значительная пространственная изменчивость в другом). Совокупность критериев, по которым изучается система, должна включать в себя требования по точности результатов моделирования с указанием конкретных интервалов прогнозирования. Вводимая совокупность модельных параметров должна быть установлена одновременно. Кроме того, введённые параметры должны иметь смысл во всем рассматриваемом пространстве и этот смысл должен оставаться неизменным в ходе всего процесса исследования. Еще одно важное системное условие – проведение оценки диапазона допустимой *дискретности* по времени и пространству. К этому добавляется требование соблюдения принципа *консервативности*, который особенно важен при работе с моделями водных экосистем. Он сводится к проверке законов сохранения вещества в модели (если модель реализована в терминах потоков веществ) [21].

Специфические проблемы, определяющие методологию имитационного моделирования:

- 1) «проклятие размерности» – стремление отразить как можно больше компонент системы ограничивается конечностью времени, отведенного на разработку и программирование модели, а также сами численные эксперименты;
- 2) формулировка модели определяется степенью изученности экосистемы и возможностью её мониторинга;
- 3) параметризация явлений и процессов подсеточного масштаба (совместное моделирование всего ансамбля разномасштабных процессов невозможно, поэтому какие-то процессы должны учитываться параметрически);
- 4) Выбор методики численного интегрирования дифференциальных уравнений. Решение краевых задач в многомерных пространственно-временных областях произвольной конфигурации. Аналитического решения нет. Численные методы нуждаются в апробации;
- 5) Оценка адекватности модели оригиналу;
- 6) Анализ чувствительности модели;

- 7) Информационный голод на начальном этапе моделирования, т.е. при идентификации и верификации модели;
- 8) Информационный «взрыв» при моделировании – масса результатов, которые необходимо обработать.

Типы задач, решаемых с помощью имитационного моделирования: исследования факторов, определяющих продуктивность экосистем, качество воды, интенсивность трансформации и транслокации субстанций, в том числе токсических загрязняющих веществ, способных к накоплению в звеньях трофической сети; биогеохимические циклы; взаимоотношения типа «хищник – жертва»; глобальные социально-экономические и экологические модели.

При построении модели существует проблема выбора способа 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. Обычно это атмосферное давление, скорость ветра, температура среды, фотосинтетически активная солнечная радиация (ФАР), pH, концентрации компонентов в стоках и т.д. Разумеется, эти величины могут сами быть результатами работы других моделей, или результатами натуральных наблюдений или их первичной обработки. 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.

В зависимости от постановки задачи и используемого математического аппарата различают три класса имитационных моделей по типу отражения пространственной неоднородности моделируемого объекта: точечные, блочные и непрерывные. Если, исходя из условий задачи и специфики водоема, можно не учитывать неоднородность характеристик по глубине и акватории водоема, то модель называется точечной, и пространственная неоднородность объекта отсутствует. В общем случае пространственной неоднородностью водной экосистемы пренебрегать нельзя. В связи с этим вводится понятие ячейки, т.е. такого объема воды, в котором распределение всех характеристик экосистемы полагается равномерным и может быть заменено средними величинами. Взаимное расположение ячеек определяет структуру водной экосистемы: вертикальная или пространственная структура, последняя в свою очередь может быть блочной или непрерывной. Непрерывные имитационные модели водных экосистем базируются на идеях, развитых в теории сплошных сред, а точнее на тех разделах этой

теории, которые посвящены изучению движения многокомпонентных неконсервативных смесей.

Способы отражения пространственной структуры в модели:

1) *Непрерывные модели.* Используется уравнение турбулентной диффузии неконсервативной субстанции. Модель представляет собой систему уравнений:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \sum_{\alpha=1}^3 \frac{\partial}{\partial x_\alpha} \left(K_{i,\alpha} \frac{\partial C_i}{\partial x_\alpha} \right) - \sum_{\alpha=1}^3 \frac{\partial (U_\alpha C_i)}{\partial x_\alpha} - W_i \frac{\partial C_i}{\partial x_3} + r_i(t, x_\alpha, C_1, C_2, \dots, C_n)$$

Здесь первый член – 3-х мерная турбулентная диффузия, K_i – коэффициенты турбулентной диффузии; второй член – трехмерная адвекция, $U_\alpha(x,t)$ – составляющие вектора осредненной скорости механического переноса в пространстве; 3-й член – гравитационное осаждение взвесей, W – интенсивность гравитационного осаждения; 4-й член – функциональные выражения связей между компонентами системы, их трансформация и транслокация, т.е. переход субстанций между компонентами модели, например, поглощение биогенных элементов из воды при биосинтезе фитопланктона; x_1 – x , x_2 – y , x_3 – z – оси декартовой системы координат.

2. *Точечные модели* получаютсЯ снижением мерности непрерывной модели на основе предположения о пространственной однородности системы по одному или нескольким направлениям. Система уравнений с частными производными вырождается в систему обыкновенных дифференциальных уравнений, описывающую только

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = r_i(t, x_\alpha, C_1, C_2, \dots, C_n)$$

транслокационные процессы в экосистеме:

Однородность компонент по пространству предполагает и пространственную однородность внешних воздействий на систему (одна температура, освещённость и т.д.). Возможен и другой способ выявления связей между пространственно-непрерывными и точечными моделями. Этот способ основан на использовании процедуры интегрирования по одной или нескольким пространственным координатам и определения средних значений. Рассмотрим вариант системы уравнений непрерывной модели:

$$\frac{\partial C_r}{\partial t} + LC_r = \varphi_r(C_1, C_2, \dots, C_n, temp, I, P, W, \dots)$$

$$LC_r = \frac{\partial (u C_r)}{\partial x} + \frac{\partial (v C_r)}{\partial y} + \frac{\partial (w C_r)}{\partial z} + \frac{\partial (W_g C_r)}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\chi_r \frac{\partial C_r}{\partial z} \right) - A_r \Delta C_r$$

В соответствии с начальными и граничными условиями в этой системе:

u, v, w – составляющие скоростей течения по осям декартовых координат x, y, z . Первые 3 члена – адвекция, 4-й – гравитационное осаждение взвесей, 5-й – вертикальная турбулентная диффузия, 6-й – горизонтальная турбулентная диффузия; W_g – интенсивность гравитационного осаждения; χ_r – коэффициент вертикальной турбулентной диффузии субстанции с номером r ; A_r – коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии субстанции с номером r ; Δ – двухмерный оператор Лапласа.

Всегда можно задать граничные условия таким образом, что:

- 1) слагаемые потоков вещества из-за адвекции и диффузии равны 0 по отдельности;
- 2) компенсируют друг друга попарно на концах отрезка. Именно такие условия на границах области моделирования будем считать выполненными при переходе от пространственно-неоднородной к точечной модели.

3. *Резервуарные модели.* Использование процедуры интегрирования и определения среднего значения позволяет наиболее естественно перейти к понятию резервуарной или блочной модели:

1) Пространственные блоки выделяются на основании пространственной дифференциации акватории по совокупности компонентов;

2) Внутри каждого из блоков для всех компонентов модели выполняется процедура интегрирования и определения средних значений. В случае непрерывной модели пространственные ячейки имеют одинаковые размеры. В случае резервуарной модели размеры пространственных блоков (резервуаров, ячеек) могут существенно различаться.

3) Потоки вещества между блоками моделируются интегральными показателями массопереноса. В модели описываются процессы переноса вещества, обусловленные вертикальной турбулентной диффузией компонентов и гравитационным осаждением взвесей [21]. Данный тип учёта пространственной неоднородности требует параметризации массообмена между резервуарами с учётом различия их объёмов. Необходимо заметить, что и в случае применения в «непрерывной» модели криволинейных сеток также выполняется учёт различий между реальными размерами ячеек.

Этапы математического (имитационного) моделирования [21]:

- 1) формулировка целей,
- 2) качественный анализ,
- 3) синтез модели (формулировка правдоподобных законов и гипотез),
- 4) верификация модели,
- 5) исследование модели,
- 6) экспериментирование с моделью.

5.1. Специфика компьютерных имитационных моделей экосистем проточных водоемов

Построение моделей водных экосистем предоставляет средства для решения определённых задач в сфере геоэкологии и природопользования. Целью моделирования является прогнозирование возможных состояний экосистем при различных вариантах внешних антропогенных воздействий. Необходимо отметить, что при моделировании каждого конкретного водоема далеко не всегда проводятся экспериментальные исследования, большинство функциональных зависимостей интенсивностей обменных процессов, полученных различными авторами в разные годы и для разных водоемов, либо считаются универсальными, если они не противоречат друг другу, либо одной из них отдается предпочтение на основании интуитивных соображений.

Проблемой, которую необходимо решить при подготовке данных для моделирования, является задание внешних экологических факторов, т.е. тех параметров, которые не являются компонентами модели и не изменяются в процессе работы модели, а задаются внешними по отношению к ней временными динамиками [23].

Следует отметить, что разработчик относительно универсальной компьютерной программы не может учесть все возможные объекты и цели применения своей модели. Поэтому необходимо создание программных продуктов с возможностью их гибкой настройки самими пользователями под конкретные задачи и специфику исследований, т.е. адаптации моделей к конкретным объектам и предметам исследования.

Экологическая система представляет собой сложный природный комплекс, состоящих из элементов химической, биологической, физической и социальной природы, объединенных посредством множественных прямых и обратных связей. Выделяется пять групп процессов, определяющих функционирование экосистем проточных водоёмов:

1. **Динамические процессы**, определяющие механическое перемешивание взвешенных и растворенных субстанций по акватории водоёма. Они создают транзитные зоны, зоны замкнутых круговоротов воды (застойные зоны) и зоны с повышенными горизонтальными градиентами характеристик (фронтальные области). К динамическим процессам относятся: ветровая, градиентная, стоковая и плотностная циркуляция вод; вертикальное перемешивание, обусловленное сдвиговой и волновой турбулентностью, а также плотностной конвекцией; гравитационное осаждение и турбулентное взмучивание взвешенных субстанций.

2. **Транслокационные процессы** определяют биохимические превращения веществ в ходе обмена между компонентами биоценоза и биотопа. Главнейшими из таких процессов являются: первичный биосинтез водорослей, бактериальная продукция, ассимиляция пищи вторичными продуцентами различных трофических уровней, экскреция и внеклеточные выделения организмами переработанных остатков пищи, смертность организмов, траты организмов на обмен, бактериальное разложение органического вещества, минерализация органического вещества, продуцирование и потребление кислорода и углекислоты в процессах фотосинтеза, дыхания, бактериального окисления.

3. **Физические процессы** оказывают стимулирующее или угнетающее влияние на продукционные и деструкционные циклы в экосистеме. Главнейшими из них являются: процессы, определяющие термический режим вод и дна озера; процессы, определяющие световой режим в водной толще.

4. Процессы, которые осуществляют **обмен веществом и энергией через границы бассейна**. К ним относятся: обмен количеством движения, радиационными потоками; теплообмен, газообмен и массообмен на границе водная поверхность - атмосфера; обмен свойствами и субстанциями через донную поверхность; внос и вынос биотических и абиотических компонентов с речным стоком.

5. Основными видами **антропогенных воздействий** являются: поступление промышленных, бытовых и сельскохозяйственных сточных вод; интенсификация рыбного промысла.

Сложность воспроизведения естественных условий в экспериментах ограничивает возможность создания физических моделей водных экосистем. Этим определяется главенствующая роль, которую играют математические модели в экологических исследованиях. Именно в целях получения новых знаний об экосистемах или происходящих в них определенных процессах и строятся экологические модели [23].

6. Имитационная компьютерная модель «Экотокс»

Для имитационного моделирования функционирования подвергающейся воздействию токсикантов экосистемы проточного водоёма использовалась разработанная В.Ю. Третьяковым модель «Экотокс (Имитационная модель функционирования водной экосистемы при антропогенном воздействии)», реализованная в виде компьютерной программы на алгоритмическом языке Delphi 7.0. Модель предназначена для имитационного моделирования функционирования водных экосистем, включая

непроточные и проточные водоёмы с постоянным или переменным уровнем. По вертикали модель экосистемы может быть однородной, либо же подразделяться на два слоя (блока, резервуара). В модели возможна имитация различных антропогенных воздействий из-за поступления в водоём с речным стоком дополнительных объёмов биогенных элементов в минеральных формах, органического вещества и/или токсического вещества. В модели осуществляется имитация накопления токсического вещества в организмах и донных осадках.

Модель представляет собой систему из 103 нелинейных дифференциальных уравнений, решаемую методом Рунге-Кутты. Данная модель позволяет вести исследования по определению особенностей функционирования водных экосистем различных типов, выявлять их наиболее уязвимые компоненты и определять экологически обоснованные нормы антропогенного воздействия.

В данной статье представлены некоторые результаты экспериментов с однослойным вариантом модели. Искомые функциями решаемой системы уравнений являются: несколько групп фитопланктона и зоопланктона; рыбы прошолетки и сеголетки; олигохеты и моллюски; детрит, минеральная взвесь, взвешенное органическое вещество; растворенные органические углерод, азот, фосфор (С, N, P); совокупное вещество растворенной органики без С, N, P; растворенные азот аммония, нитритов, нитратов; фосфор фосфатов; растворенные кислород и углерод углекислого газа, а также содержание токсических веществ в воде и в организмах гидробионтов. Экологическими факторами, обуславливающими поведение системы, служат: внутригодовой ход температуры воды, интенсивность солнечной радиации, атмосферное давление, скорость ветра; внутригодовая динамика концентраций компонент модели в поступающем речном стоке: 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, необходимость имитации которых в настоящее время является общепризнанным фактом [23].

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, ихтиоценоза, бентоценоза; отмирание организмов. Имитируется воздействие бентосного сообщества на компоненты водной экосистемы и взмучивание донных илов.

В модели изменение объёма и других параметров водоёма происходит в зависимости от формализованной взаимосвязи между нормированным расходом вытекающей из водоёма реки и отклонением уровня водоёма от среднего значения. Поэтому существует необходимость определения характерных для проточных водоёмов бассейна Финского регрессионных зависимостей между нормированным расходом реки и отклонением уровня водоёма от его среднего значения.

Поскольку данная модель ориентирована на изучение особенностей экосистем проточных водоемов, характерных для Северо-Западного региона России, значения внешних физических параметров, таких как температура, солнечная радиация, давление задавались на основании типичных для Северо-Запада России внутригодовых динамик. Используемые при формализации имитируемых процессов значения постоянных коэффициентов были приняты равными тем значениям этих коэффициентов, которые использовались при моделировании экосистемы пролива Бьеркезунд [24]. Параметры водообмена, глубины водоема, режима проточности соответствовали характеристикам распространенных типов озер Северо-Западного региона России [25, 26].

7. Параметры моделируемого водоема

При выполнении численных экспериментов с моделью значения внешних экологических факторов, таких, как температура воды, фотосинтетически активная солнечная радиация, давление и т.д. были приняты типичными для российской части водосборного бассейна Финского залива [27]. Внутригодовые динамики содержания ряда компонент в поступающем речном стоке приняты в соответствии с работой Д.Е. Селезнева [28].

Были приняты следующие морфометрические характеристики моделируемого водоема, типичные для российской части бассейна Финского залива: объём – 0.3 км^3 , коэффициент условного водообмена – 5, максимальная глубина – 7 м.

Внутригодовая динамика нормированного расхода впадающей в моделируемый водоем реки рассчитана на основании обобщения расходов группы рек, измеренных на следующих постах мониторинга в 60-80 гг. XX-го века: р. Березайка – д. Устье, р. Важина – д. Согинский Погост, р. Валя – д. Подборье, р. Видлица – д. Большие Горы, р. Воложба –

д. Пареево, р. Голоховка – д. Межуречье, р. Лососинка – г. Петрозаводск, р. Пчевжа – д. Белая, р. Святерка – д. Пряжа, р. Тигода – п. Любань, р. Тукса – д. Тукса. Внутригодовая динамика расхода поступающих речных вод приведена на рисунке 1.

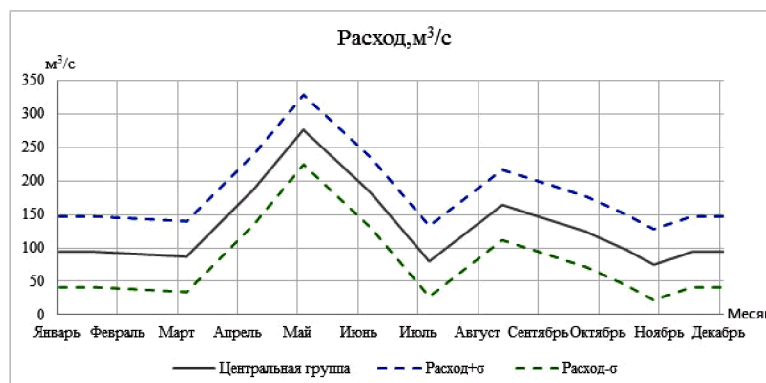


Рисунок 1. Внутригодовая динамика расхода поступающих речных вод

Внутригодовая динамика поступающего в модель водной экосистемы токсиканта соответствует динамике хрома, обнаруженной в устье протекающего в Курортном районе Санкт-Петербурга ручье Смолячкове. Были использованы материалы мониторинга Санитарно-эпидемиологической службы за 2007 год. Для получения внутригодовой динамики концентрации токсиканта в поступающих речных водах в приложении Mathcad была выполнена интерполяция между данными мониторинга. Результат приведён на рисунке 2.

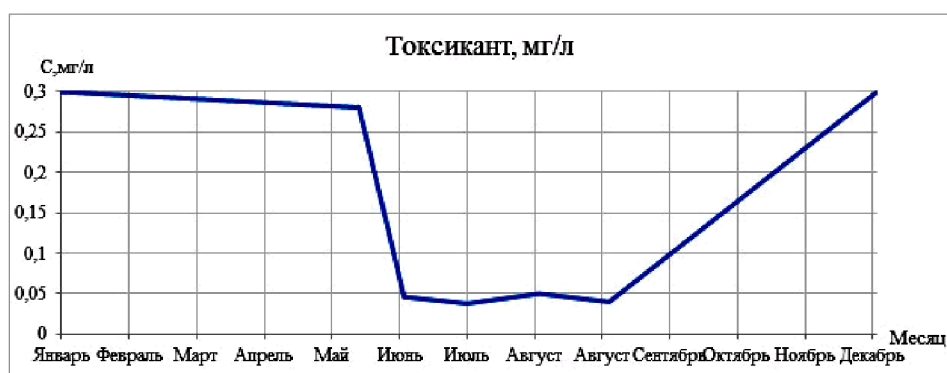


Рисунок 2. Внутригодовая динамика концентрации токсиканта в поступающих речных водах

Начало моделирования внутригодового цикла функционирования экосистемы проточного водоёма – 1 января. Начальные значения концентраций абиотических и биотических компонентов модели задавались на основании результатов многолетних

наблюдений на водоёмах Северо-Запада России [29], а также материалов «Ресурсов поверхностных вод СССР», и представлены в таблицах 5 и 6.

Таблица 5. Начальные концентрации абиотических компонентов модели

Компонент	Концентрация
детрит, мг/л	0.16 ¹
растворенный органический углерод, мг/л	1.26
растворенный органический азот, мг/л	0.026
растворенный органический фосфор, мг/л	0.174
азот аммония, мг/л	0.09
азот нитратов, мг/л	2.27
азот нитритов, мг/л	0.023
фосфор фосфатов, мг/л	0.026
Концентрация растворенного CO ₂ , мг/л	0.086
Концентрация растворенного O ₂ , мг/л	9.06
донный ил, г/м ²	100

Таблица 6. Начальные биомассы биотических компонентов модели

Компонент	Концентрация
фитопланктон – диатомовые водоросли, мг/л	0.054
фитопланктон – сине-зеленые водоросли, мг/л	0.028
фитопланктон – зеленые водоросли, мг/л	0.131
зоопланктон растительноядный, мг/л	1,86*10 ⁻⁴
зоопланктон хищный, мг/л	1,72*10 ⁻⁴
двустворчатые моллюски, г/м ²	0.066
олигохеты, г/м ²	1.0

8. Результаты моделирования

Специфика численных экспериментов с моделью заключалась в различном содержании токсического вещества, поступающего с речными водами в экосистему водоёма, при этом остальные параметры и внешние факторы модели оставались неизменными. Было выполнено 4 эксперимента с различными концентрациями токсического загрязняющего вещества: «эталонный» вариант с отсутствием токсического вещества и эксперименты с поступлением различных количеств токсического вещества с речными водами. В одном эксперименте динамика токсиканта соответствовала

внутригодовой изменчивости содержания хрома в ручье Смолячкове, во втором – концентрация токсиканта была увеличена в 3 раза, в третьем – в 5 раз.

На рисунке 3 представлена внутригодовая динамика удельной биомассы диатомовых водорослей при различных концентрациях токсиканта и при его отсутствии.

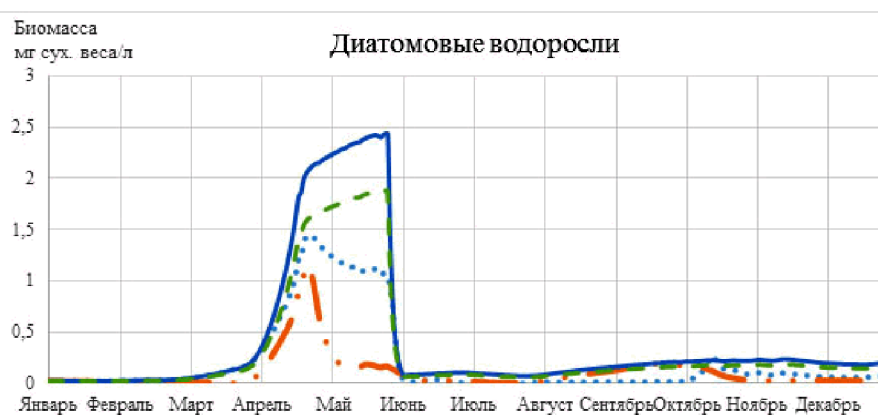


Рисунок 3. Внутригодовая динамика удельной биомассы диатомовых водорослей:

- - «эталон» без воздействия токсиканта,
- - минимальная концентрация токсиканта,
- - - - концентрация токсиканта увеличена в 3 раза,
- - - - концентрация токсиканта увеличена в 5 раз

Во всех четырех вариантах явно выражен весенний пик концентрации диатомовых водорослей, продолжающийся с конца марта по конец мая. Очевидно снижение концентрации диатомовых водорослей при увеличении концентрации токсиканта. В эксперименте с отсутствием токсиканта происходит постепенное повышение биомассы диатомовых водорослей от апреля к маю: от 2.2 до 2.5 мг сух. веса/л. Аналогичная ситуация наблюдалась при динамике хрома, соответствующей ручью Смолячкову, хотя при этом произошло снижение биомассы диатомовых водорослей в течение всего года. В апреле-мае рост биомассы составил 0.2 мг сух. веса/л (от 1.6 до 1.8 мг сух. веса/л). Необходимо отметить резкое снижение биомассы диатомовых водорослей в конце мая в экспериментах с трёх- и пятикратным увеличением концентрации токсиканта. Так, при трёхкратном увеличении концентрации токсиканта с апреля по конец мая происходило уменьшение биомассы с 1.4 до 1.2 мг сух. веса/л, а при пятикратном увеличении – с 1.1 до 0.3 мг сух. веса/л. Вероятно, это связано с увеличением концентрации токсиканта в поступающих речных водах в продолжение этого внутригодового интервала.

На рисунке 4 представлена внутригодовая динамика биомассы фитопланктона без диатомовых и сине-зелёных водорослей при различных концентрациях токсиканта. Во всех четырёх экспериментах в той или иной степени выражен летний пик биомассы. Он приходится на начало августа (1.4 мг сух. веса/л – для «эталонного варианта» без

воздействия токсиканта). Здесь также увеличение концентрации токсиканта сопровождается снижением биомассы. Отличие «эталонного» эксперимента от эксперимента с минимальной концентрацией токсиканта выражается только в снижении максимального значения биомассы во время пика развития приблизительно на 15% – с 1.4 до 1.2 мг сух. веса/л. В экспериментах с трёх- и пятикратным увеличением концентрации токсиканта наблюдалось значительное снижение биомассы в течение всего года: в среднем приблизительно на 70% при трёхкратном увеличении и на 80% в случае пятикратного увеличения концентрации токсиканта.

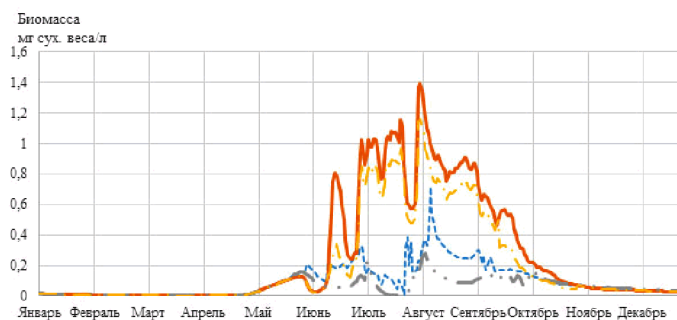


Рисунок 4. Внутригодовая динамика биомассы фитопланктона без диатомовых и сине-зелёных водорослей

- - «эталон» без воздействия токсиканта,
- - - - минимальная концентрация токсиканта,
- - - - концентрация токсиканта увеличена в 3 раза,
- - - - концентрация токсиканта увеличена в 5 раз

На рисунке 5 изображена внутригодовая динамика биомассы сине-зелёных водорослей при различных концентрациях токсиканта. Во всех 4 экспериментах в той или иной степени выражен весенний пик биомассы, связанный с повышением температуры и поступлением биогенных элементов в воду во время половодья. В «эталонном» варианте функционирования водной экосистемы и варианте с минимальной концентрацией токсиканта присутствует достаточно выраженный осенний пик биомассы со значением в начале сентября около 0.4 мг сух. веса/л. При трёх- и пятикратном увеличении концентрации токсиканта осенний пик биомассы не выражен. Под воздействием токсиканта максимальное значение биомассы во время весенней «вспышки» развития снижается от 1.4 мг сух. веса/л в «эталонном» эксперименте до 0.3 мг сух. веса/л при максимальном содержании токсиканта в поступающих речных водах, т.е. на 78%.



Рисунок 5. Внутригодовая динамика биомассы сине-зелёных водорослей

- - «эталон» без воздействия токсиканта,
- - - - - минимальная концентрация токсиканта,
- · · - концентрация токсиканта увеличена в 3 раза,
- · · · · - концентрация токсиканта увеличена в 5 раз

На рисунке 6 представлена внутригодовая динамика биомассы растительного зоопланктона. Наблюдается несколько максимумов развития, приходящихся на начало лета и середину осени. При поступлении в экосистему токсиканта они становятся всё менее выраженными по мере увеличения его концентрации. Так, в «эталонном» варианте функционирования модели экосистемы максимальная биомасса составила 0.93 мг сух. веса/л, а при максимальном поступлении токсиканта – 0.13 мг сух. веса/л, что составляет лишь 14% от величины в «эталонном» варианте.



Рисунок 6. Внутригодовая динамика биомассы растительного зоопланктона

- - «эталон» без воздействия токсиканта,
- - - - - минимальная концентрация токсиканта,
- · · - концентрация токсиканта увеличена в 3 раза,
- · · · · - концентрация токсиканта увеличена в 5 раз

Рисунок 7 показывает внутригодовую динамику биомассы хищного зоопланктона. Здесь также выделяется несколько пиков биомассы, связанных с повышением биомассы растительного зоопланктона, входящего в рацион питания данной группы зоопланктона. При возрастании концентрации в воде токсиканта также происходит снижение биомассы. В «эталонном» варианте максимальная биомасса равна 0.16 мг сух. веса/л, а при максимальном поступлении токсиканта – 0.04 мг сух. веса/л, т.е. очевидно четырёхкратное снижение максимальной биомассы хищного зоопланктона.



Рисунок 7. Внутригодовая динамика биомассы хищного зоопланктона

- - «эталон» без воздействия токсиканта,
- - - - - минимальная концентрация токсиканта,
- · - · - концентрация токсиканта увеличена в 3 раза,
- · · · · - концентрация токсиканта увеличена в 5 раз

Заключение

На основании результатов ряда численных экспериментов с моделью экосистемы проточного водоёма сделать некоторые выводы об особенностях функционирования экосистемы в условиях поступления с речным стоком токсического загрязняющего вещества:

1. При поступлении токсического вещества наблюдается снижение биомасс компонентов фито- и зоопланктона. При этом «эталонный» вариант функционирования экосистемы с отсутствием антропогенного воздействия и вариант с минимальным поступлением токсиканта, соответствующим содержанию хрома в ручье Смолячково демонстрируют довольно близкие внутригодовые динамики компонент модели. В варианте с наличием токсиканта наблюдается только снижение максимальных биомасс групп организмов планктона. При трёх- и пятикратном увеличении концентраций токсиканта в речных водах происходит достаточно существенное снижение биомасс организмов планктона в течение всего года, пики развития становятся гораздо менее выраженными по сравнению с «эталонным» вариантом.

2. Во всех численных экспериментах во внутригодовом развитии диатомовых водорослей присутствует весенний пик биомассы, а осенний пик не выражен. У зелёных и сине-зелёных водорослей весенне-летний пик развития биомассы менее выражен, чем летне-осенний. При воздействии токсиканта относительная величина летне-осеннего пика развития возрастает.

3. Во всех экспериментах как у растительного, так и у хищного зоопланктона весенне-летний пик развития биомассы превышает летне-осенний. Под воздействием токсиканта эта особенность становится ещё более выраженной. При трёх- и пятикратном увеличении концентрации токсиканта летне-осенний пик биомассы практически сглаживается.

Литература

1. Данилов-Данильян В.И., под ред. Экономико-математический энциклопедический словарь // М.: Большая Российская энциклопедия: Издательский Дом «ИНФРА-М», 2003. с. 557.

2. *Инге-Вечтомов С.Г., Кондратьев К.Я., Фролов А.К., под общ. ред.* Экологические проблемы Северо-Запада России и пути их решения // СПб: Виктория-Специальная литература, 1997. 527 с.
3. *Корчагина Е.В.* Анализ экономического развития Северо-Западного федерального округа // Проблемы современной экономики. Электрон. журн. 2012. URL: <http://www.m-economy.ru/art.php?nArtId=4093>
4. *Кудерский Л.А.* Пути формирования ихтиофауны Ладожского озера // Общество. Среда. Развитие (Тerra Humana). Электрон. журн. 2007. URL: <http://cyberleninka.ru/article/n/puti-formirovaniya-ichtiofauny-ladozhskogo-ozera>
5. *Фрумин Г.Т.* Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование // СПб, 1998. 96 с.
6. *Измалков В.И.* Экологическая безопасность, методология прогнозирования антропогенных загрязнений // СПб, 1994. 131 с.
7. *Дмитриев В.В.* Диагностика и моделирование водных экосистем // СПб: СПбГУ, 1995. 215 с.
8. *Волошко Л.Н., Титова Н.Н., Громов Б.В.* Влияние ионов тяжелых металлов на подвижность клеток *Camptylomonas reflexa* (Cryptophyta) // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. Ярославль, 1996. С. 124-125.
9. *Фролов А.К., под ред.* Интегральная оценка экологического состояния и качества среды городских территорий // СПб: СПбНЦ РАН-СПб, 1999. 253 с.
10. *Грушко Я.М.* Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах // Л.: Химия, 1979. 160 с.
11. *Исильдоров В.А.* Введение в курс химической экотоксикологии // СПб: СПбГУ, 1997. 88 с.
12. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях // Л.: «Агропромиздат», 1987. 142 с.
13. *Замараева Т.В., Рудков А.А.* Изучение зависимости скорости роста одноклеточных водорослей от температуры, кислотности среды и концентрации тяжелых металлов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, 1989, т. XII. С. 53 – 61.
14. *Никаноров А.М.* Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах // Л., 1991. 174 с.

15. Сейсума З.К., Куликова И.Р., Вадзис Д.Р., Легздина М.Б. Тяжелые металлы в гидробионтах Рижского залива // АН Латвийской ССР, Ин-т биологии. Рига: Зинатне, 1984. 179 с.
16. Цивьян М.В., Коротун Л.В. К вопросу о миграции тяжелых металлов в системе «вода – дно» // Охрана окружающей среды от загрязнения промышленными выбросами ЦБП. Л., 1987. 87 с.
17. Худoley В.В., Мизгирев И.В. Экологически опасные факторы // СПб, 1996. 184 с.
18. Влияние пестицидов на диких животных наземных и водных экосистем // Труды МСХ СССР. – М., 1977. – 160 с.
19. Дробот П.И. Уровни накопления микроэлементов в тканях гидробионтов Ладожской водной системы // Люберцы: ВИНТИ, 1987. – 7 с.
20. Пономарева И.Н., Соломин В.П., Корнилова О.А. Под ред. Пономаревой И. Н. Общая экология: Учебное пособие для студентов педагогических вузов // М., 2005. 55 с.
21. Дмитриев В.В., Кулеш В.П., Сергеев Ю.Н., Третьяков В.Ю. Моделирование экосистем: Метод. пособие // СПб: СПбГУ, 2006. 16 с.
22. Антоновский М.Я., Семёнов С.М. Математические методы экологического прогнозирования // М.: Знание, 1978. 64 с.
23. Менишуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) // Водные ресурсы, 2014. № 1. С. 24-38.
24. 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. Тез. докл. Всеросс. научной конф. СПб: изд. РГГМУ, 1999. С.151-153.
25. Малозёмова 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.
26. Науменко М.А. Эвтрофирование озёр и водохранилищ // СПб: РГГМУ, 2007. 100 с.
27. Сергеев Ю.Н., Кулеш В.П., Дмитриев В.В. и др. Экосистема озера Ильмень и его поймы (под ред. акад. РЭА Ю.Н. Сергеева) // СПб: СПбГУ, 1997. 274 с.
28. Селезнев Д.Е. Особенности внутригодовой изменчивости естественного стока минеральных форм азота и фосфора с водосбора Финского залива // [Электронный ресурс]: Современные проблемы науки и образования. – Электрон. журн. – 2014. С. 1-7. URL: www.science-education.ru/pdf/2014/4/180.pdf
29. Сергеев Ю.Н., Сулин Лю. Модели водных экосистем. Имитации антропогенного эвтрофирования водоемов // СПб: Изд. «ГеоГраф», 2005. 320 с.

**SIMULATION OF TOXIC POLLUTION IMPACT UPON
FUNCTIONING OF AN ABSTRACT FLOWING WATER RESERVOIR
ECOSYSTEM**

V.Yu. Tretyakov (associate professor^{1,2}), **E.V. Kruglov** (student²)

¹ *St. Petersburg State University, 199034, St. Petersburg, Universitetskaya nab. 7*

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru;

² *Russian State Hydrometeorological University,
195196, St. Petersburg, Malookhtinsky prospect, 98*

E-mails: v_yu_tretyakov@mail.ru, evk94@mail.ru

Results of computer simulation of functioning of an abstract flowing water reservoir ecosystem under anthropogenic toxic pollution are considered. The toxicant is entering in the ecosystem with inflowing river water. The reservoir parameters and external ecological factors correspond to conditions of the Russian part of the Finnish Gulf watershed.

Keywords: aquatic ecosystem simulation, toxic pollution, intra-annual dynamics of substances.